

Ztvrdování vod – návrh laboratorní úlohy

Bc. David Balcar

Diplomová práce
2025



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Akademický rok: 2024/2025

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení:	Bc. David Balcar
Osobní číslo:	T23455
Studijní program:	N0712A030001 Environmentální inženýrství
Forma studia:	Kombinovaná
Téma práce:	Ztvzování vod – návrh laboratorní úlohy

Zásady pro vypracování

- Vypracujte literární rešerši na téma rekarbonizace vod.
- Vytipujte a otestujte materiály vhodné pro rekarbonizaci vod.
- Navrhněte parametry procesu a proveďte optimalizaci.
- Dosažené výsledky kriticky zhodnoťte.
- Na základě dosažených výsledků navrhněte laboratorní úlohu.

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam doporučené literatury:

1. LUPTÁKOVÁ, Anna, et al. Improving drinking water quality by recarbonization. *Environmental Research Journal*, 2016, 10.2.
2. WITHERS, Anthony. Options for recarbonation, remineralisation and disinfection for desalination plants. *Desalination*, 2005, 179.1-3: 11-24.
3. BIRNHACK, Liat; SHLESINGER, Noa; LAHAV, Ori. A cost effective method for improving the quality of inland desalinated brackish water destined for agricultural irrigation. *Desalination*, 2010, 262.1-3: 152-160.
4. WANG, Lawrence K., et al. Recarbonation and softening. *Physicochemical Treatment Processes*, 2005, 199-228.
5. KOZISEK, Frantisek. Health and Regulatory Aspects of calcium and magnesium in drinking water. *Calcium and Magnesium In-Groundwater: Occurrence and Significance for Human Health*, 2014, 135-147.

Vedoucí diplomové práce: **doc. Ing. Markéta Julinová, Ph.D.**
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Datum zadání diplomové práce: **2. ledna 2025**

Termín odevzdání diplomové práce: **9. května 2025**

L.S.

prof. Ing. Roman Čermák, Ph.D.
děkan

doc. Ing. Jaroslav Filip, Ph.D.
ředitel ústavu

Ve Zlíně dne 17. února 2025

PROHLÁŠENÍ AUTORA DIPLOMOVÉ PRÁCE

Beru na vědomí, že

- odevzdáním diplomové práce souhlasím se zveřejněním své práce podle zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění bez ohledu na výsledek obhajoby;
- diplomová práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému a bude dostupná k nahlédnutí;
- jedno vyhotovení diplomové práce v listinné podobě bude ponecháno Univerzitě Tomáše Bati ve Zlíně k uložení;
- na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3;
- podle § 60 odst. 1 autorského zákona má Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- podle § 60 odst. 2 a 3 mohu užít své dílo – diplomovou práci – nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- pokud bylo k vypracování diplomové práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tj. k nekomerčnímu využití), nelze výsledky diplomové práce využít ke komerčním účelům;
- pokud je výstupem diplomové práce jakýkoliv softwarový produkt, považují se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá; neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Prohlašuji, že

- jsem na diplomové práci pracoval samostatně a použitou literaturu jsem řádně citoval; v případě publikace výsledků budu uveden jako spoluautor;
- Prohlašuji, že při tvorbě této práce jsem použil nástroj generativního modelu AI GitHub Copilot a OPENAI ChatGPT; <https://github.com/features/copilot>; <https://chat.openai.com> jako pomocný nástroj pro vyhledávání odborné literatury, pro jazykovou korekturu textu a pro generování zdrojového kódu grafů v prostředí Python. Po použití tohoto nástroje jsem provedl kontrolu obsahu a přebírám za něj plnou zodpovědnost.
- odevzdaná verze diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou obsahově totožné.

Ve Zlíně, dne

.....

podpis autora

ABSTRAKT

Diplomová práce se zabývá optimalizací procesu ztvrdování málo mineralizovaných vod s cílem vytvořit podklad pro laboratorní úlohu určenou studentům oboru Environmentální inženýrství (FT, UTB Zlín). V teoretické části jsou shrnuty základní pojmy, fyzikálně-chemická podstata procesu a rozdíly mezi způsoby ztvrdování. Experimentálně byly testovány dva komerčně dostupné materiály – polovypálený dolomit (Semidol) a uhličitán vápenatý (Aqua Juraperle JW). U modelové vody byly optimalizovány vstupní parametry, zejména pH a koncentrace CO_2 . Vsádkové testy sloužily jako podklad pro návrh filtračních testů, při kterých byl sledován vliv výšky lože, frakce, průtoku a CO_2 . Monitorovány byly hodnoty pH, vodivosti, koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , celková tvrdost a Langelierův index. Výsledky poskytly přehled o účinnosti ztvrdování a oba materiály se ukázaly jako vhodné pro výukové účely.

Klíčová slova: agresivita vody, hořčík, oxid uhličitý, polovypálený dolomit, remineralizace, tvrdost vody, vápenec, vápník

ABSTRACT

This thesis focuses on optimizing the process of increasing the hardness of low-mineralized water, with the aim of developing a framework for a laboratory exercise intended for students of Environmental Engineering (Faculty of Technology, Tomas Bata University in Zlín). The theoretical part summarizes the basic concepts, physico-chemical background, and differences between hardening approaches. Two commercially available materials were tested experimentally – semi-calcined dolomite (Semidol) and calcium carbonate (Aqua Juraperle JW). The initial parameters of model water were optimized, particularly pH and CO_2 concentration. Batch experiments served as the basis for designing filtration tests, which evaluated the effects of bed height, particle size, flow rate, and CO_2 concentration. The monitored parameters included pH, conductivity, Ca^{2+} , Mg^{2+} , total hardness, and the Langelier Saturation Index. The results provided a comprehensive overview of the hardening efficiency, and both materials proved suitable for educational and demonstration purposes.

Keywords: aggressiveness, calcium, carbon dioxide, half-calcined dolomite, limestone, magnesium, remineralization, total hardness

Rád bych jmenovitě poděkoval své vedoucí práce doc. Ing. Markétě Julinové, Ph.D. za její vstřícný přístup, odbornou pomoc, podporu a trpělivost, kterou mi věnovala nejen při zpracování této diplomové práce, ale i v průběhu celého studia.

Dále bych chtěl poděkovat svým přátelům a kolegům za jejich podporu a povzbuzení během studia. Velké poděkování patří mé rodině, která mě neustále podporovala a motivovala, bez jejíž pomoci by nebylo možné dosáhnout tohoto cíle.

.

OBSAH

ÚVOD.....	11
I. TEORETICKÁ ČÁST	12
1 ZTVRZOVÁNÍ VOD	13
2 PRINCIP A TECHNOLOGICKÉ PROVEDENÍ	19
2.1 CHEMICKÉ ODKYSELOVÁNÍ ZA SOUČASNÉHO ZTVRZOVÁNÍ.....	19
2.2 CHEMICKÉ ZTVRZOVÁNÍ.....	20
2.2.1 Metoda přímého dávkování chemikálií.....	20
2.2.2 Metoda rozpouštění minerálů.....	22
2.3 FILTRAČNÍ METODY.....	23
2.4 IONTOVÉ METODY	27
2.5 MEMBRÁNOVÉ METODY	28
2.6 ELEKTRICKÉ A ELEKTROCHEMICKÉ METODY	29
3 UDRŽITELNÉ ZÍSKÁVÁNÍ Ca/Mg PRO ZTVRZOVÁNÍ VOD.....	31
4 CHEMIE A KVALITA PITNÉ VODY.....	33
5 LITERÁRNÍ SHRNUÍ A STANOVENÍ CÍLŮ	38
6 MATERIÁL A METODIKA	41
6.1 MATERIÁL.....	41
6.1.1 Úprava materiálu	41
6.2 POUŽITÉ LABORATORNÍ VYBAVENÍ	42
6.3 POUŽITÉ CHEMIKÁLIE.....	43
6.4 POUŽITÉ ROZTOKY A ČINIDLA	43
6.5 METODIKA A POUŽITÉ VÝPOČTY	44
6.5.1 Měření pH	44
6.5.2 Měření konduktivity.....	44
6.5.3 Stanovení celkové tvrdosti (CT), vápníku a hořčíku	44
6.5.4 Stanovení celkové alkality (CA).....	46
6.5.5 Stanovení koncentrace volného CO ₂	47
6.5.6 Stanovení Langelierova saturačního indexu	48
III. VÝSLEDKY A DISKUZE.....	49
7 OPTIMALIZACE PŘÍPRAVY MODELOVÉ VODY	50
7.1 REVERZNĚ OSMOTICKÁ VODA BEZ ÚPRAVY	50
7.2 SYCENÍ RO VODY PLYNNÝM CO ₂ VZNIKLÝM PO CHEMICKÉ REAKCI	51
7.3 ROZPOUŠTĚNÍ CO ₂ V RO VODĚ PŘÍMOU CHEMICKOU REAKCÍ	52
7.4 SYCENÍ RO VODY CO ₂ POMOCÍ ZAŘÍZENÍ SODASTREAM.....	53
8 OPTIMALIZACE PROCESU ZTVRZOVÁNÍ.....	55
8.1 VSÁDKOVÉ TESTOVÁNÍ – VLIV MNOŽSTVÍ MATERIÁLŮ.....	56

8.2	VSÁDKOVÉ TESTOVÁNÍ – VLIV VSTUPNÍ KONCENTRACE VOLNÉHO CO ₂	61
8.3	VSÁDKOVÉ TESTOVÁNÍ – VLIV ČASOVÉ ZÁVISLOSTI (REAKČNÍ KINETIKA)	67
8.4	VSÁDKOVÉ TESTOVÁNÍ – VYHODNOCENÍ, VHODNÁ KOMBINACE	76
8.5	FILTRAČNÍ TESTOVÁNÍ – VLIV VÝŠKY FILTRAČNÍHO LOŽE	79
8.6	FILTRAČNÍ TESTOVÁNÍ – VLIV VSTUPNÍ KONCENTRACE VOLNÉHO CO ₂	83
8.7	FILTRAČNÍ TESTOVÁNÍ – VLIV FILTRAČNÍ RYCHLOSTI	87
8.8	FILTRAČNÍ TESTOVÁNÍ – VYHODNOCENÍ, VHODNÁ KOMBINACE	91
ZÁVĚR.....		94
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY		96
SEZNAM OBRÁZKŮ		112
SEZNAM TABULEK		113
SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK		114
SEZNAM PŘÍLOH.....		116

ÚVOD

Podle nejnovějších údajů Světové zdravotnické organizace (WHO, 2024) a organizace UN-Water (2022) trpí přibližně polovina světové populace nedostatkem pitné vody odpovídající hygienické kvalitě. Dostupnost a kvalita vodních zdrojů jsou ovlivňovány nejen geografickými a klimatickými podmínkami, ale také lidskou činností, především průmyslem, zemědělstvím, růstem populace a životní úrovní.

V posledních letech se čím dál více pozornosti věnuje tzv. mikropolutantům, tedy látkám antropogenního původu, které se vyskytují napříč životním prostředím, včetně vodních zdrojů. Patří sem například farmaka, rezidua pesticidů, per- a polyfluoralkylové sloučeniny (PFAS) či mikroplasty. Tyto látky mohou již ve velmi nízkých koncentracích představovat riziko pro lidské zdraví i ekosystémy, přičemž jejich účinné odstranění běžnými technologiemi bývá obtížné. Regulace jejich výskytu a vypouštění do prostředí navíc často zaostává (Wang et al., 2024).

Z těchto důvodů roste význam pokročilých technologií úpravy vody, které umožňují nejen odstranění mikropolutantů, ale také zajištění dostatečného množství vody v požadované kvalitě. Významnou roli zde hrají membránové procesy, především reverzní osmóza, jež se uplatňuje zejména při odsolování mořských a brakických vod. Tato technologie je klíčová zejména v regionech s nedostatkem sladké vody, jako jsou severní Afrika, Izrael či Jihoafrická republika.

Ačkoli reverzní osmóza účinně odstraňuje široké spektrum polutantů, výstupní voda je prostá všech minerálních látek, včetně esenciálních, jako je vápník a hořčík. Rovněž dochází k narušení hydrogenuhličitanové rovnováhy, což vodu činí korozivní a může zvyšovat mobilitu těžkých kovů. Surová voda tak není vhodná pro distribuci ani konzumaci (Cai et al., 2023).

Z pohledu české legislativy, konkrétně vyhlášky č. 371/2023 Sb., o hygienických požadavcích na pitnou vodu, taková voda nesplňuje mezní hodnoty pro pH, vápník a hořčík (ČR, 2023).

Z tohoto důvodu je nezbytné na konec každé odsolovací linky zařadit tzv. ztvrzovací (remineralizační) stupeň, jehož cílem je vodu stabilizovat a alespoň částečně obnovit obsah žádoucích minerálů. Tímto způsobem lze zajistit, že distribuovaná voda bude vyhovovat všem požadovaným standardům. Tato technologie se však netýká pouze odsolených vod, ale i vod povrchových a podzemních s nízkou mineralizací. Výběr a použití procesu ztvrzování záleží na mnoha faktorech, které budou podrobně diskutovány v následujících kapitolách.

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 ZTVRZOVÁNÍ VOD

Ztvrzování vod lze spolu se změkčováním, ozonizací a fluoridací kategorizovat do obecné skupiny tzv. zušlechťovacích procesů, které se uplatňují převážně na úpravách pitných vod. Těchto procesů se využívá za účelem zabezpečení a mnohdy i zvýšení jakosti distribuované vody. Výběr konkrétního procesu zušlechťování závisí nejen na kvalitativních a kvantitativních parametrech vodního zdroje, ale i na dalších dílčích úpravenských technologiích. Zpravidla se jedná o technologie vedoucí ke zlepšení organoleptických vlastností (Říhová Ambrožová et al., 2005; Tuhovčák et al., 2006).

Ke ztvrzování je vhodný každý zdroj vody, z něhož je vyráběna voda, která by pro dané použití nesplňovala kvalitativní požadavky na mineralizaci či agresivitu. Nejběžněji se ztvrzování využívá pro výrobu a zkvalitnění pitné vody, úpravu závlahové vody či snížení agresivity technologických vod (Pitter, 1990; Novák et al., 2003). Přes globální problémy s hospodařením a kvalitou vodních zdrojů jsou povrchové a podzemní vody stále hlavními zdroji pitné vody (Scanlon et al., 2023).

Povrchové vody (kontinentální) jako řeky, jezera, rybníky a nádrže jsou snadno dostupné a poskytují vodu většině populace. Jejich kvalita je proměnlivá a ovlivněna geologickým podložím, klimatickými podmínkami a antropogenní činností. Obecně mají vysoký obsah rozpuštěného kyslíku, vyšší obsah organických látek, nízký obsah oxidu uhličitého a nízkou mineralizaci, zejména nízký obsah vápníku a hořčíku. Tyto vlastnosti činí povrchové vody vhodnými pro ztvrzování (Pitter, 1990; Shiklomanov, 1998).

Vhodné jsou i podzemní vody, jež se nacházejí v horninovém prostředí pod zemským povrchem. Obecně jde o studny, vrty, prameny, minerální i podzemní rezervoáry. Jejich složení je stabilnější a závisí na kvalitě podloží a množství srážkových i povrchových vod. Oproti vodám povrchovým mají vyšší mineralizaci a deficit kyslíku ve prospěch oxidu uhličitého, jehož koncentrace se pohybuje v jednotkách až desítkách mg l^{-1} . V minerálních vodách může koncentrace CO_2 dosahovat až tisíců mg l^{-1} (Rudolfův pramen: 2444 mg l^{-1}). Vysoká koncentrace CO_2 , zejména pokud je v nerovnováze, může působit korozivně. Ani při vyšší mineralizaci nemusí být splněny mezní hodnoty pro vápník a hořčík, a v kombinaci s korozivními účinky je proto vhodné přistoupit ke ztvrzování (Pitter, 1990).

Jak již bylo zmíněno v úvodu, některé oblasti, zejména přímořské, nemají přístup ke kvalitnímu vodnímu zdroji, který je vhodný pro výrobu pitné vody. Pro tyto účely byly vyvinuty technologie získávání pitné vody z mořských vod. Odsolovací procesy bývají založeny na fyzikální separaci solí a dalších nežádoucích látek z mořské vody (viz dále).

Jejich hlavní výhodou je spolehlivý a stabilní provoz nezávislý na klimatických podmínkách, který umožňuje produkci vysoce kvalitní vody. Problémem však zůstává odstranění i žádoucích iontů, jako je hořčík a vápník. Kvůli nízkému pH a téměř nulové alkalitě tak není odsolená voda vhodná k přímému použití. Proto je třeba přistoupit ke ztvrzování za účelem zvýšení mineralizace a stabilizace vody (Zhang et al., 2023). Ačkoli byly tyto technologie vyvinuty primárně pro odsolování mořské vody, dnes se uplatňují i při recyklaci některých odpadních vod v souvislosti s rostoucími nároky na udržitelné vodní hospodářství (Alagha et al., 2020; Tortajada, 2020; Siddque, 2021; Silva, 2023).

Další významnou skupinou vod, které lze použít ke ztvrzování, jsou vody atmosférické, resp. srážkové. V současnosti není jímání dešťové vody ničím neobvyklým, a to i díky celosvětovému rozšíření systémů pro její sběr (Rainwater Harvesting, RWH). Z kvantitativního hlediska jde o zdroj silně závislý na místě jímání, klimatických podmínkách i ročním období. Kvalita srážkové vody je naopak výrazně ovlivněna aktuálním složením a znečištěním atmosféry, stejně jako způsobem jímání. Obecně se jedná o kyselější vody ($\text{pH} \approx 4,5\text{--}6,0$) s velmi nízkou mineralizací, zejména co se týče obsahu vápníku a hořčíku, který bývá zpravidla v jednotkách mg l^{-1} . Srážkovou vodu lze tedy po vhodné úpravě, která mimo jiné zahrnuje ztvrzování za účelem snížení kyselosti a zvýšení mineralizace, využít k pitným účelům (Pitter, 1990; Raimondi et al., 2023; Ross et al., 2025).

Mezi specifické typy vod patří povrchové a podzemní vody z deštných pralesů a tropických oblastí (Boukari et al., 1988; Guilleret et al., 1990; Nguemtue et al., 2020), stejně jako vody vzniklé táním ledu a sněhu v arktických oblastech (Moiseenko et al., 2020; Bogdanova et al., 2023). Tyto vody se vyznačují vysokou kyselostí, velmi nízkou mineralizací a často i zvýšeným obsahem agresivního CO_2 , který výrazně ovlivňuje stabilitu a korozivní charakter vody. Právě z těchto důvodů jsou vhodné ke ztvrzování.

Před samotným vymezením pojmu ztvrzování je vhodné zmínit proces odsolování, který hraje klíčovou roli při získávání čisté vody sloužící jako vstupní, tedy surová voda pro následné ztvrzování.

Metody odsolování

Odsolování mořské vody představuje zásadní proces pro získávání pitné vody v oblastech s nedostatkem sladkovodních zdrojů. Využívá různé technologie, které se od sebe liší účinnostmi, energetickou náročností a provozními náklady. Obecně lze tyto procesy rozdělit do tří hlavních kategorií, a to membránové, tepelné a elektrické (Elewa, 2024).

Membránové procesy využívají polopropustné membrány a vyšší tlak k oddělení solí a dalších nečistot z vody. Tyto technologie jsou často energeticky náročné, avšak vysoce účinné a schopné produkovat značné množství čisté vody. Mezi ně patří například reverzní osmóza, nanofiltrace a ultrafiltrace, které se od sebe liší především mírou propustnosti membrány. Reverzní osmóza je nejrozšířenější metodou odsolování a zajišťuje většinu celosvětové produkce odsolené vody pro pitné účely (Bharati et al., 2024; Kim et al., 2025).

Tepelné procesy jsou založeny na fázovém přechodu mořské vody, tedy na jejím odpaření a následné kondenzaci. Tyto technologie odstraňují téměř všechny nečistoty kromě těkavých látek, avšak bývají poměrně energeticky náročné. Patří sem například destilace a vícefázové odpařování. Stále běžnou metodou odsolování je destilace, která se používá v mnoha zemích, zejména tam, kde je dostatek solární energie (El-Hossary et al., 2024).

Elektrické metody odsolování využívají elektrické pole k oddělení iontů od vody na základě jejich náboje. Jsou efektivní, technologicky vyspělé a mají potenciál pro široké využití. Představují důležitou součást moderních technologií, které se neustále vyvíjejí a zlepšují, aby byly energeticky i ekonomicky dostupnější. Další používané metody odsolování jsou shrnuty v Tabulce 1 (Elimelech et al., 2023).

Tabulka 1 Globálně dostupné odsolovací technologie při úpravě vod

Metoda	Princip	Použití/odstranění	Reference
Reverzní osmóza (RO)	Voda je tlačena přes polopropustnou membránu, která separuje soli a nečistoty.	Soli, mikroplasty, pesticidy, farmaka, PFAS, těžké kovy, NO_3^- , F^- bakterie, viry	Al-Hajri et al., 2020 Charcosset, 2022 Peñate a Lora, 2017
Nanofiltrace (NF)	Voda je filtrována přes membránu s většími póry než u RO.	Soli, mikroplasty, pesticidy, farmaka, PFAS, těžké kovy, NO_3^- , F^- , bakterie, viry	Guo et al., 2022 Li et al., 2020 Yang et al., 2019
Iontová výměna (IE)	Použití iontoměničových pryskyřic k odstranění iontů.	Soli, těžké kovy, NO_3^- , PFAS, NH_4^+ , radionuklidy	Grefte et al., 2013 Hu and Boyer, 2018
Vícefázová Destilace (MSF)	Voda je opakovaně zahřívána a kondenzována v několika fázích.	Soli, minerály, organické látky vč. těkavých, bakterie, viry	Ali et al., 2024 Caballero et al., 2024 Ghaffour et al., 2020
Elektrodialýza (ED)	Ionty jsou odstraněny pomocí elektrického pole přes iontově selektivní membrány.	Soli, těžké kovy, NO_3^- , F^- , NH_4^+ , radionuklidy	Al Amshawee et al., 2020 Bachiri et al., 2024 Hell a Lahnst., 2002
Kapacitní deionizace (CDI)	Ionty jsou odstraněny pomocí elektrického pole a elektrostatické adsorpce na povrchu elektrod.	Soli, těžké kovy, NO_3^- , F^- , NH_4^+ , radionuklidy	Bao et al., 2023 Younes et al., 2024 Yu et al., 2022
Solární destilace	Použití sluneční energie k destilaci mořské vody.	Soli, minerály, organické látky, mikroorganismy, bakterie, viry	Kumar et al., 2024 Tony et al., 2024 Toth, 2020
RO + AOP	Kombinace reverzní osmózy a pokročilé oxidace k odstranění kontaminantů.	Stejně látky jako u reverzní osmózy vč. cyanotoxinu a perzistentních látek	Deng a Zhao, 2015 Li et al., 2018 Turnip et al., 2014

Definování ztvrzování

Při definování pojmu ztvrzování i samotného procesu se odborná literatura poněkud rozchází. Této problematice je proto věnována následující část této práce. Podle většiny dostupné české literatury se ztvrzování týká málo mineralizovaných vod, u nichž je narušena vápenato-uhličitanová rovnováha, nebo vod s vysokým obsahem nerovnovážného (agresivního) oxidu uhličitého. Tento proces lze chápat jako stabilizaci, realizovanou reakcí vápenné vody a oxidu uhličitého. Při této reakci dochází ke zvyšování tvrdosti a pH, snížení agresivního CO_2 a obnově vápenato-uhličitanové rovnováhy, většinou se však jedná pouze o zvýšení vápenaté tvrdosti bez navýšení hořčíku (Tuhovčák et al., 2006; Dolejší, 2019).

Kožíšek (2000) uvádí, že kromě stabilizace dochází ke zvyšování tvrdosti i při odkyselování, zejména v případech s vysokým obsahem CO_2 . Dále zmiňuje remineralizaci, která může probíhat například filtrací přes vhodný materiál, jako je mramor nebo polovypálený dolomit (PVD), případně přímým dávkováním vápenatých solí (např. vápenné vody), a to pro zvýšení tvrdosti a dosažení vhodného poměru Ca/Mg. Okrajově se věnuje také remineralizaci odsolené mořské vody.

Někteří čeští autoři, například Bindzar (2009), považují termín ztvrzování za zastaralý a upřednostňují pojem rekarbonizace, který je běžně používán v zahraniční literatuře. Tento termín však může být v některých případech nejednoznačný, protože často označuje širší soubor procesů, z nichž jedním může být právě ztvrzování vody. Již z názvu rekarbonizace lze odvodit, že jde o proces opětovného zavádění (vracení) uhlíku do vody, a to metodou sycení plynným či kapalným CO_2 (Dean et al., 1939; McBride, 1939; Colby, 1941).

Rekarbonizaci podobně popisují i Wang et al. (2005), a to jako finální stupeň úpravy vody ošetřené vápennou suspenzí. Principem je zavádění plynného CO_2 do alkalické vody za účelem posunu uhličitanové rovnováhy ve prospěch hydrogenuhličitanů. Tím dochází ke snížení pH, stabilizaci a omezení opětovného srážení uhličitanu vápenatého (inkrustaci).

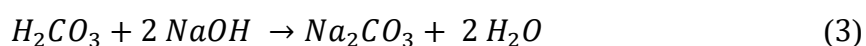
Technická literatura často spojuje rekarbonizaci s koagulací, při níž se aplikuje vápno, čímž se pH zvýší na 10–11, a to může vést k usazování suspenzí CaCO_3 v distribučním systému, což je nežádoucí. Takto upravená voda navíc neodpovídá hygienickým limitům pro pitnou vodu. Rekarbonizace zde znamená snížení pH pomocí CO_2 pod hodnotu 8,8 a stabilizaci uhličitanové rovnováhy (WEF, 2017; Teheran et al., 2018; Davis, 2020).

Oproti tomu Luptáková et al. (2014) popisují rekarbonizaci jako ztvrzování vody, tedy zvýšení koncentrace vápníku a hořčíku, nárůst alkality a stabilizaci vápenato-uhličitanové rovnováhy. V jejich pojetí tak rekarbonizace zahrnuje nejen stabilizaci, ale i remineralizaci.

Anthony Withers (2005) popisuje různé metody rekarbonizace a remineralizace používané k úpravě vody získané reverzní osmózou. Rekarbonizace v jeho pojetí zvyšuje alkalitu, tj. koncentraci HCO_3^- iontů, zatímco remineralizace zvyšuje obsah Ca^{2+} a Mg^{2+} . Účelem je nejen dosažení hygienických limitů pro pitnou vodu podle legislativy, ale i snížení její agresivity, vyjádřené pomocí Langelierova saturačního indexu (LSI). Autor rozlišuje celkem šest metod, které se liší způsobem provedení i použitými činidly (viz Kapitola 2).

Birnhack et al. (2011) definují rekarbonizaci jako zvyšování obsahu celkového anorganického uhlíku, zatímco remineralizaci popisují jako proces vedoucí ke zvýšení mineralizace vody, zejména koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} . Zároveň však uvádějí, že rekarbonizace často vede k remineralizaci.

Ve studii Al-Rqobaha a Al-Munayyise (1989) byla rekarbonizace využita jako technologie úpravy destilované vody vyráběné závodem Lékařů bez hranic v Kuvajtu. Proces je založen na okyselení destilované vody sycením plynným CO_2 . Takto upravená voda je následně vedena na tandemově uspořádané vápencové kolony, ze kterých se po chemické reakci uvolňují HCO_3^- a Ca^{2+} ionty. Nezareagovaný CO_2 je v první fázi odstraněn vzduchem ve stripovacích věžích, zatímco ve druhé fázi se dávkuje hydroxid sodný k odstranění zbylého CO_2 a finální úpravě pH. Celý proces je znázorněn v Rovnicích 1, 2 a 3.



Derco et al. (2023) uvádějí rekarbonizaci jako proces úpravy nedostatečně mineralizovaných přírodních vod, jehož cílem je zvýšit koncentrace vápníku a hořčíku. Tento přístup v podstatě odpovídá ztvzování zaměřenému na splnění legislativních limitů. Obdobné rekarbonizační reakce popisují i další studie, a to za účelem remineralizace odsolené mořské vody určené pro úpravu jak pitné, tak i užitkové vody (např. závlahy) (Gabbrielli, 1981; Delion et al., 2004; Hasson a Bendrihem, 2006; Lesimple, 2020; Lu, 2023; Biyoune et al., 2024).

Z výše uvedeného je zřejmé, že ztvzování, rekarbonizace a remineralizace vod představují tři odlišné procesy s vlastními definicemi i praktickým využitím, přestože se v některých případech mohou prolínat. Ztvzování se zaměřuje na stabilizaci vápenato-uhličitanové rovnováhy a zvýšení koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů, což často vede k remineralizaci a zajištění hygienických limitů.

Tento proces využívá reakce již přítomného nebo předem dodaného oxidu uhličitého s alkalickým činidlem, buď ve formě pevného materiálu (mramor, dolomit, magnezit, PVD aj.), nebo ve formě roztoků (vápenná suspenze, chlorid nebo síran vápenatý či hořečnatý), což zvyšuje pH, tvrdost a alkalitu vody.

Naopak rekarbonizace bývá často spojována s procesem koagulace, při němž je do silně alkalické vody zaváděn oxid uhličitý za účelem snížení pH a stabilizace vápenato-uhličitanové rovnováhy. Tento proces však nemusí vždy vést k výrazné mineralizaci vody.

Přestože mohou mít tyto procesy podobný nebo i stejný chemismus, je důležité rozlišovat jejich konkrétní aplikace a cíle. Ztvrdování vod jednoznačně vede ke zvýšení mineralizace (remineralizace), zatímco rekarbonizace zpravidla mineralizaci nezvyšuje, ale slouží především ke stabilizaci a úpravě pH. V literatuře se tyto procesy často souhrnně označují jako rekarbonizace, což může vést k nejasnostem. Proto je vhodné vždy jednoznačně vymezit, jaký proces je v dané situaci aplikován a jaký je jeho konkrétní účel (Tabulka 2).

Tabulka 2 Shrnutí a definování vymezených pojmů

Pojem	Princip	Cíl
Ztvrdování	Přídavek Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů	Zvýšení tvrdosti, zušlechtnění
Remineralizace	Obnova přirozených minerálů Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-}	Zvýšení mineralizace, stabilizace
Rekarbonizace	Zavádění CO_2 do alkalizované vody	Snížení pH, zvýšení alkality, stabilizace $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ rovnováhy

Na základě provedené literární rešerše byly odhaleny klíčové rozdíly mezi ztvrdováním, remineralizací a rekarbonizací vod. Tento závěr je v souladu s tvrzením Birnhacka et al. (2011), kteří uvádějí:

„Procesy dopravy vody se někdy nazývají procesy rekarbonace a remineralizace. Rekarbonaci lze definovat jako zvýšení koncentrace celkového anorganického uhlíku ve vodě, zatímco remineralizaci lze definovat jako zavedení minerálů do vody. Většina procesů je zaměřena jak na rekarbonizaci, tak na remineralizaci vody. Některé rekarbonační techniky také remineralizují vodu, což má za následek nevyhnutelnou závislost mezi obsahem minerálů ve vodě a její uhličitanovou rovnováhou. Na druhou stranu může doplnění některých chemikálií vést k remineralizaci vody bez její rekarbonizace, např. dávkování MgCl_2 a Ca(OH)_2 . V odsolovacích zařízeních to obvykle znamená obohacování vody o minerály a její stabilizaci. Je však třeba poznamenat, že tyto pojmy se často používají zaměnitelně.“ (Birnhack et al., 2011)

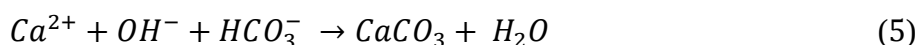
2 PRINCIP A TECHNOLOGICKÉ PROVEDENÍ

Jak již bylo uvedeno, ztvzování vod je proces běžně využívaný ke zušlechťování vody za účelem zvýšení koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů. Ačkoli se často předpokládá, že jde o koncovou technologii úpravy, nemusí to být vždy pravidlem. V závislosti na kvalitě vodního zdroje a sestavě celé technologické linky se se ztvzováním lze setkat i v průběhu úpravy, například při odkyselování, odželezování nebo odmanganování. Jednotlivým technologiím budou věnovány následující podkapitoly (Strnadová a Janda, 1999).

2.1 Chemické odkyselování za současného ztvzování

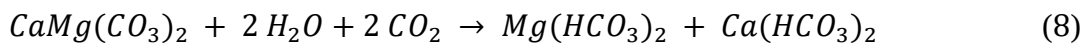
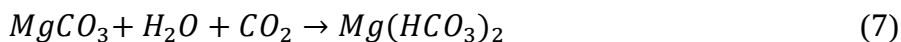
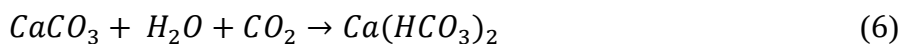
Při opomenutí běžných a cenově dostupných technologií mechanického odkyselování lze tento proces realizovat použitím alkalického činidla, tedy tzv. chemickým odkyselováním. Jednou z možností chemického odkyselování a současného ztvzování je dávkování vápenné suspenze. Hlavní předností této technologie je nízká cena vápna a vysoká reakční rychlost.

Oproti tomu nevýhodou je obtížnější manipulace s vápennou suspenzí, nutnost přesného dávkování, tvorba chemického kalu a vyšší nároky na prostor nádrží i provoz míchání. Při dodržení stechiometrického poměru vápenné suspenze a CO_2 lze podle Rovnice 4 dosáhnout kvantitativního odkyselení i ztvzování. Při předávkování (Rovnice 5), dochází k tvorbě suspenze CaCO_3 , což naopak vede ke změkčení vody (Pitter, 1990; Zábranská, 1997).



Další možností chemického odkyselení spojeného se ztvzováním je filtrace vody přes odkyselovací náplň. Tato metoda je vhodná zejména pro vody s nízkým obsahem železa a manganu. Výběr náplně se zpravidla řídí složením surové vody, především koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů. Mezi nejčastěji používané materiály patří mramor, magnezit a dolomit.

Hlavní výhody této metody spočívají v menším záboru plochy (kolonové filtry), nízkých provozních nákladech, nízké produkci kalu a cenové dostupnosti filtrační náplně. Naopak nevýhodou je pomalá reakční rychlost heterogenní reakce vody s náplní, nutnost předchozího „vyprání“ materiálu a zanášení kolony nerozpustnými hydroxidy, což vede ke vzniku pracích vod. Rychlost reakce závisí na teplotě, velikosti frakce a výšce (resp. množství) náplně. Chemismus procesu za použití mramoru, magnezitu a dolomitu je uveden v Rovnicích 6, 7 a 8 (Pitter, 1990; Zábranská, 1997; Tuček et al., 2017).



Zatímco výše uvedené postupy využívaly přirozeně přítomný oxid uhličitý a byly součástí odkyselování na začátku technologické linky, následující metody se zaměřují na ztvrdování jako samostatnou technologii. V tomto případě se aplikují specifické procesy a techniky, které umožňují efektivní finální úpravu vody. Tyto procesy lze rozdělit do několika hlavních skupin: chemické, filtrační, iontové, membránové a elektrochemické. Každá z těchto kategorií zahrnuje různé přístupy a technologie, které se liší svou účinností, provozními náklady i vhodností pro konkrétní použití.

2.2 Chemické ztvrdování

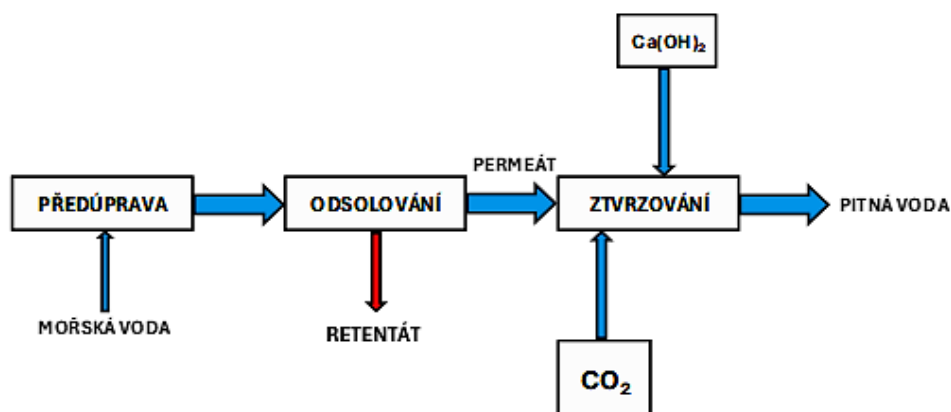
Chemické metody ztvrdování zahrnují přidávání různých minerálních solí, jako je vápenné mléko, chlorid nebo síran hořečnatý či vápenatý, dolomit, PVD, uhličitán vápenatý a další. Tyto metody jsou často jednoduché a efektivní, umožňují rychlé dodání potřebných minerálů do vody a jejich technická realizace je velmi podobná chemickému odkyselování.

2.2.1 Metoda přímého dávkování chemikálií

Dávkování vápenné suspenze spolu s oxidem uhličitým je patrně nejrozšířenější metodou ztvrdování na světě, a to i přes některé technologické nedostatky. Tato metoda je prakticky totožná s chemickým odkyselováním, liší se však předchozí injektáží CO_2 do surové vody.

Výhodou této metody je, že vápno zvyšuje jak celkovou tvrdost, tak alkalitu ve stejném molárním poměru. Zároveň jde o rychlou, cenově dostupnou a „čistou“ metodu, při níž nejsou do vody zaváděny další, často nežádoucí ionty (např. Na^+ , Cl^-).

Nevýhodou je naopak obtížnější manipulace s hydratovaným vápnem zejména při vyšších teplotách, kdy se jeho rozpustnost snižuje. To může vést ke zhoršení organoleptických vlastností, především ke zvýšení zákalu, což signalizuje možné předávkování. Dále je obtížné udržet konstantní hodnotu pH. V neposlední řadě metoda přispívá pouze k navýšení obsahu vápníku, nikoliv hořčíku. Obecné technologické schéma ztvrdování odsolené mořské vody pomocí vápenné suspenze je znázorněno v Obrázku 1 (Zhang et al., 2010; Biyoune et al., 2024).



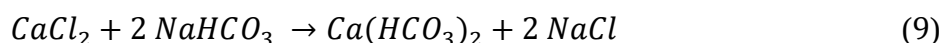
Obrázek 1 Obecné technologické schéma ztvrdování odsolené mořské vody metodou vápenné suspenze (převzato a upraveno podle Biyoune et al., 2024)

Profesor Kyncl (2002) se ve své práci věnuje zdravotním přínosům vápníku a hořčíku a možnostem jejich zvýšení v povrchových zdrojích pitné vody, které často nesplňují mezní hodnoty. Na základě požadavku odběratele zkoumal různé způsoby zvýšení tvrdosti vody.

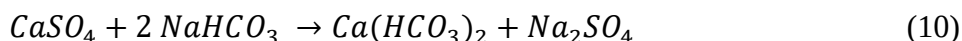
Metoda vápenného mléka byla v tomto případě vyloučena kvůli nízkému přirozenému obsahu CO_2 a také z časových i finančních důvodů. Jako nejvhodnější se ukázalo dávkování dobře rozpustných vápenatých a hořečnatých solí, které však musí splňovat hygienické normy. Z testovaných sloučenin nevyhověl pouze heptahydrát síranu hořečnatého.

Ostatní vyhovující soli byly podrobeny laboratorním zkouškám zaměřeným na rozpustnost, vliv na pH a organoleptické vlastnosti. Výsledky ukázaly, že při dávce do 20 mg l^{-1} nedošlo ke změně barvy, zákalu, chuti ani pH, přičemž koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , chloridů a síranů rostla úměrně s dávkou. Za nejvhodnější se ukázal hexahydrát chloridu hořečnatého, který zajistil požadované zvýšení tvrdosti a nárůst hořčíku o 50 %.

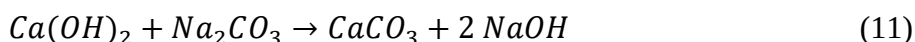
Další možností je přímé dávkování a rozpouštění chloridu vápenatého za účelem dodání Ca^{2+} iontů spolu s hydrogenuhličitanem (viz Rovnice 9) nebo uhličitanem sodným pro zvýšení alkality. Výhodou je, že koncentrace Ca^{2+} a HCO_3^- roste úměrně s dávkou. Nevýhodou jsou vyšší náklady na zdravotně nezávadné chemikálie, zavádění nežádoucích iontů (Na^+ , Cl^-) a zvýšené pH při použití uhličitanu sodného (Delion et al., 2004).



Stejnou metodu uvádí i Withers (2005), přičemž CaCl_2 lze podle něj nahradit CaSO_4 (viz Rovnice 10). Metodu označuje za finančně náročnou a upozorňuje, že se běžně nevyužívá kvůli nutnosti dodatečné úpravy pH. Zároveň upozorňuje na zavádění vyšších koncentrací Na^+ , Cl^- a SO_4^{2-} iontů, což může zvyšovat agresivitu vody nebo vést k překročení hygienických limitů.



Kromě uvedených metod a výše popsané metody vápenné suspenze zmiňuje Withers (2005) také možnost nahradit CO_2 uhličitánem sodným. Tato alternativa je vhodná zejména pro vody s vysokým obsahem CO_2 , protože jde o silně alkalickou reakci (viz Rovnice 11). Při nižších koncentracích CO_2 může docházet k precipitaci CaCO_3 , čemuž lze předejít úpravou pH pomocí minerální kyseliny (např. HCl nebo H_2SO_4).

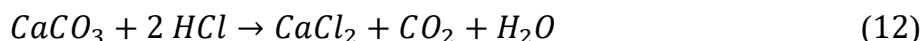


V odborné literatuře se často objevuje i technika mísení surové a odsolené vody. Řada publikací hodnotí výslednou kvalitu vody, zejména z hlediska přítomnosti těžkých kovů (Liu et al., 2010; Kabir et al., 2018) nebo dosažení požadované koncentrace esenciálních prvků (Avni et al., 2013). Naproti tomu některé případové studie řeší i širší souvislosti této metody, a to ekonomické, zdravotní i environmentální aspekty (Rygaard et al., 2009). Celkově je tato technika hodnocena kladně, zejména kvůli jednoduchosti, dostupnosti a udržitelnosti. Je však nutné počítat s tím, že takto upravená voda často vyžaduje ještě finální úpravu, například korekci pH (Withers, 2005).

2.2.2 Metoda rozpouštění minerálů

Ve studii Nguemtua et al. (2020) bylo zkoumáno využití dvou typů mramoru (CaCO_3) ke snížení agresivity říční vody z tropické oblasti. Navrhovaný systém měl za cíl zvýšit alkalitu a tvrdost pitné vody a současně chránit distribuční síť.

Experiment se zaměřil na kinetiku rozpouštění CaCO_3 (Rovnice 12) v závislosti na hodnotě pH a velikosti frakce formou vsádkových testů. Modelové roztoky o pH 1, 3 a 5 byly připraveny ředěním kyseliny chlorovodíkové. Objem použitých roztoků činil 800 ml a množství CaCO_3 bylo 10 g. Testy probíhaly až 400 minut při rychlosti míchání 105 ot min^{-1} . Pro oba typy mramoru bylo testováno celkem šest frakcí: T1 (0,1–0,125 mm), T2 (0,2–0,25 mm), T3 (0,4–0,5 mm), T4 (0,8–1 mm), T5 (1–2 mm) a T6 (2,5–3,15 mm).



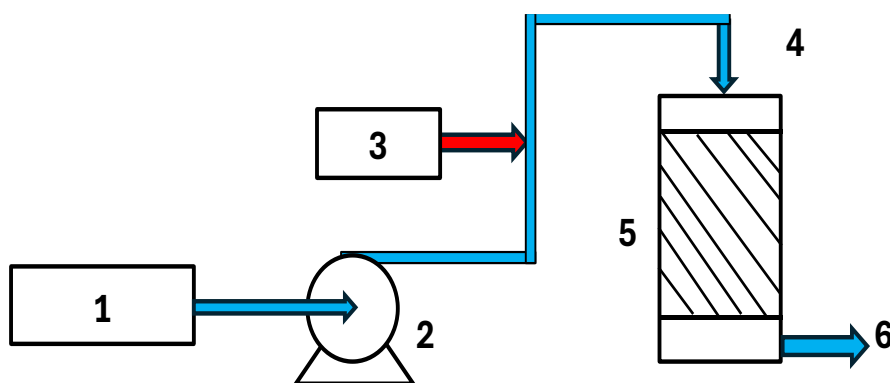
Nejvyšší koncentrace vápníku i hodnoty pH byly dosaženy u nejjemnější frakce T1 při pH 5, přičemž rovnovážný stav nastal už po 15 minutách. Autoři tuto efektivitu přičítají větší specifické ploše jemné frakce, která umožňuje intenzivnější reakci s H^+ ionty a tím i vyšší rychlost rozpouštění.

Hasson et al. (2019) testovali rozpouštění mikronizovaného dolomitu pro účely remineralizace odsolené vody. Dolomit, jako podvojná sůl uhličitanu vápenatohořečnatého, poskytuje Ca^{2+} a Mg^{2+} ionty současně v rámci jednoho procesu. K testování rozpustnosti byla použita jak kyselina sírová, tak oxid uhličitý.

Experimentální systém využíval vysoký recirkulační tok odsolené vody smíchané s mikronizovaným dolomitovým práškem. Testovaly se různé parametry, například koncentrace kyseliny, dávka dolomitu a doba zdržení. Výsledky ukázaly, že kyselina sírová vede k vyšším koncentracím Ca^{2+} a Mg^{2+} než CO_2 , ale zároveň vyžaduje více NaOH k neutralizaci zbytkové kyselosti. Studie potvrdila, že použití mikronizovaného dolomitu zvyšuje rychlost rozpouštění a představuje ekonomicky udržitelné řešení pro současné dodávání vápníku i hořčíku do odsolené vody. Naměřené koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} odpovídaly teoretickým předpokladům.

2.3 Filtrační metody

Filtrační metody představují klíčový proces v mnoha průmyslových odvětvích, včetně úpravy vod. Z hlediska použitých materiálů a chemismu je tento proces velmi podobný chemickému odkyselování nebo metodě rozpouštění minerálů. Zásadním rozdílem je technologické provedení. Jedná se o proces realizovaný pomocí kolonových filtrů, jež umožňují dosáhnout vysoké účinnosti, která je zajištěna maximálním mezifázovým kontaktem mezi filtračním materiálem a surovou vodou. Obecné schéma filtračních technologií používaných pro ztvrdzování vod je uvedeno na Obrázku 2 níže.



Obrázek 2 Obecné schéma filtračních technologií (1 permeát, 2 čerpadlo, 3 injektor CO_2 , 4 filtrační kolona, 5 minerální náplň, 6 výstup pitné vody) (převzato a upraveno Shemer et al., 2019)

Jeden z prvních vápencových filtrů byl představen v publikaci Yamauchi et al. (1987) za účelem remineralizace a stabilizace odsolené vody vyrobené závodem Lékařů bez hranic. Vápencové filtry využívající rozpuštěný CO_2 , jejichž chemismus byl popsán výše Rovnicí 6, patří celosvětově k nejrozšířenějším typům, a to díky své účinnosti při úpravě vody a schopnosti zajišťovat optimální vápenato-uhličitanovou rovnováhu (Hasson et al., 2017; Marrouche et al., 2019).

Al-Deffeeri et al. (2008) se zabývali využitím CO_2 obsaženého v odpadním plynu z vícefázového destilátoru (MSF) za účelem rekarbonizace destilátu a současného využití odpadního oxidu uhličitého. Metoda se jeví jako efektivní nejen z hlediska účinnosti, ale i z pohledu snížení emisí CO_2 . V Kuvajtu byla tato metoda přijata jako tzv. nápravné opatření, a to v reakci na výraznou korozi distribučního systému, která se projevovala rezavým zabarvením způsobeným vylučováním $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Celý systém byl navržen tak, aby zajistil vhodnou vápenato-uhličitanovou rovnováhu a zároveň přispěl ke zlepšení organoleptických vlastností pitné vody.

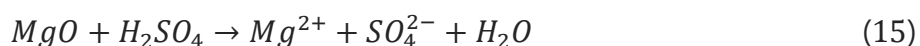
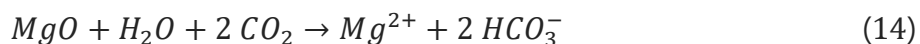
Proces byl rozdělen do několika fází, sběr, kompresi a čištění CO_2 z odpadních plynů. Okyselený destilát pomocí CO_2 byl veden přes kolonové filtry obsahující drcený CaCO_3 , ve kterých docházelo k jeho rozpouštění. Nakonec byl filtrát ve vhodném poměru ředěn s neokyseleným destilátem a upraven na vyhovující hodnotu pH. Výsledky ukázaly, že tato technologie je nejen účinná, ale i ekonomicky udržitelná. U upravené vody došlo ke zvýšení alkality, tvrdosti a stability, čímž byla koroze v distribučním systému potlačena.

S postupným vývojem nových technologií se v odborné literatuře začalo objevovat nahrazování CO_2 , například kyselinou sírovou či jejich kombinací. Kyselina sírová urychluje rozpouštění vápence, což může nejen zmenšit velikost zařízení a zvýšit tak kapacitu upravené vody, ale vést i k vyšším koncentracím vápníku a hydrogenuhličitanů podle reakční stechiometrie (viz Rovnice 13). Problémem však je zavádění síranových iontů do vody a možné srážení málo rozpustného síranu vápenatého (Birnhack a Lahav, 2007; Birnhack et al., 2011; Shemer et al., 2015).



Přestože vápencové filtry představují efektivní a cenově dostupné řešení ztvrdování vod, podle současných studií a legislativních požadavků jde o nedostatečnou technologii remineralizace odsolené vody. Poskytují totiž pouze vápník, nikoli hořčík, kterému je stále častěji přisuzován významný přínos pro lidské zdraví. Tato skutečnost vedla k testování různých alternativ, které by umožnily dosáhnout požadovaných koncentrací hořčíku.

Jednu z takových technologií ve své studii zkoumali Schwartz et al. (2015), kteří se zaměřili na rozpouštění magnezitových pelet (MgO) pomocí CO_2 a H_2SO_4 . Z technologického hlediska se jedná o téměř totožný proces jako u vápencových filtrů, s rozdílem odlišné náplně. Okyselená odsolená mořská voda je vedena do magnezitové filtrační kolony, ve které dochází k reakci podle Rovnic 14 a 15.



Výsledky studie prokazují, že použití magnezitových pelet spolu s kyselinou sírovou uspokojivě poskytuje požadované hodnoty Mg^{2+} , a to dokonce vyšší než při použití CO_2 . Ve srovnání s vápencem je kinetika reakce několikanásobně vyšší, ale opět se jedná o jednoúčelovou metodu, která zvyšuje pouze koncentraci Mg^{2+} .

Z dosud uvedené literatury vyplývá, že k dosažení požadovaných koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} je nutná kombinace dvou materiálů, např. $CaCO_3/MgO$. Takovou kombinaci s hlavním cílem odstraňování manganu z pitné vody testovali Szymoniak et al. (2022). Laboratorní testy kolonového filtru ukázaly, že při použití směsi $CaCO_3/MgO$ v poměru 95/5 %, při teplotě $23 \pm 2^\circ C$ a filtrační rychlosti $2,27 \text{ m h}^{-1}$ lze udržovat koncentraci Ca^{2+} a Mg^{2+} v téměř stejném poměru.

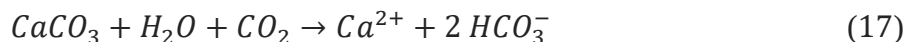
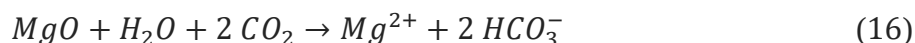
Na první pohled se mohlo zdát, že elegantní řešení tohoto problému nabídli Birnhack et al. (2009), kteří navrhli použití jediného materiálu, kterým je lomový dolomit. Ten jako podvojná sůl uhličitanu hořečnatu-vápenatého teoreticky umožňuje současné uvolňování obou esenciálních prvků ve vyváženém poměru. Ovšem první výsledky testování ukázaly, že samotné rozpouštění dolomitu pomocí kyseliny sírové není tak účinné, jak se původně předpokládalo. Rozpustnost dolomitu je výrazně limitována hodnotou pH (přibližně 5,5). Rovněž bylo dosaženo nízké alkality a záporné hodnoty saturačního indexu, což činí vodu korozivní. Pro překonání tohoto problému bylo třeba přistoupit ke kombinované metodě vápenec/dolomit.

V rámci experimentu byly testovány paralelní, sériové i kombinované způsoby rozpouštění vápence a dolomitu. Testy probíhaly při různých filtračních rychlostech a sníženém pH vstupního proudu. Na základě výstupních hodnot vápníku, hořčíku, pH a alkality bylo vyhodnoceno, že nejefektivnější metodou je sériové rozpouštění dolomitu následované rozpouštěním vápence.

Výhoda této metody spočívá v počátečním rozpouštění dolomitu, při kterém jsou přednostně uvolněny Mg^{2+} ionty a zároveň vzniká CO_2 . Tato směs je následně vedena do druhé části reaktoru, kde se právě vzniklý CO_2 přímo spotřebovává při rozpouštění vápence, díky čemuž není nutné dodávat externí oxid uhličitý, což snižuje potřebu chemikálií a zároveň umožňuje dosažení požadovaných parametrů vody.

Mezi novější a poněkud specifické přístupy ke ztvrzování vody patří použití fluidního reaktoru. Autoři se ve své práci zaměřili na úpravu málo mineralizovaných povrchových vod pomocí kontinuálního laboratorního poloprovodního systému s fluidním ložem, využívajícího CO_2 a polovypálený dolomit (PVD). Při testování optimalizovali nejen průtok CO_2 a nátok vstupní vody, ale také typ a dávkování PVD (Semidol a Magno Dol).

Polovypálený dolomit je uměle vyrobený materiál vznikající žháním dolomitu se složením $CaCO_3$ a $MgCO_3$ v poměru 1:1 při teplotě 650–800 °C. Tento proces vede k přeměně $MgCO_3$ na MgO . Ztvrzování vody pomocí PVD probíhá formou dvou souběžných reakcí (Rovnice 16 a 17).



Na základě experimentálně ověřeného matematického modelování dospěli autoři k několika zásadním poznatkům. Bylo zjištěno, že s rostoucím nátokem vody při konstantním průtoku CO_2 stoupá koncentrace Mg^{2+} , zatímco koncentrace Ca^{2+} klesá. Optimální poměr obou prvků lze zajistit pravidelným přidáváním vhodného množství PVD. Zvýšené uvolňování Mg^{2+} lze dále regulovat samotným průtokem CO_2 . Autoři rovněž uvádějí, že PVD Magno Dol má schopnost uvolnit až o 38 % více Ca^{2+} ve srovnání se Semidolem. Za definovaných laboratorních podmínek se PVD jeví jako velmi vhodný materiál pro účinné ztvrzování a dosažení požadovaných koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} (Derco et al., 2023).

V následujících kapitolách budou popsány alternativní „nechemické“ metody ztvrzování vod založené na fyzikálním principu.

2.4 Iontové metody

Birnhack a Lahav, 2007 představili kombinovaný proces doúpravy odsolené vody, který má zajistit požadované hodnoty alkality a koncentrací Ca^{2+} , Mg^{2+} a SO_4^{2-} iontů. Proces je založen na nahrazení přebytečných iontů Ca^{2+} , vzniklých při běžném postupu rozpouštění kalcitu pomocí H_2SO_4 , za ionty Mg^{2+} pocházející z mořské vody.

V prvním kroku jsou Mg^{2+} ionty separovány z mořské vody pomocí iontoměničové pryskyřice, která má vysokou afinitu k bivalentním kationtům a současně nízkou k monovalentním (Na^+ a K^+). Nasycená pryskyřice je vložena do výstupního proudu vápencového reaktoru, kde dochází k iontové výměně (Mg^{2+} za Ca^{2+}). Tento proces vede ke snížení koncentrace Ca^{2+} a současnému zvýšení koncentrace Mg^{2+} , mění se tak jejich poměr.

Hlavní výhodou této metody je úsporný způsob zvyšování obsahu Mg^{2+} . Vhodnou optimalizací provozních podmínek lze navíc regulovat kvalitativní parametry pitné vody. Podle autorů se jedná o stabilní a udržitelný proces.

Další aplikaci iontové metody představili Abusultan et al. (2024), kteří navrhli hybridní proces remineralizace kyselého permeátu z reverzní osmózy s využitím kombinace iontové výměny a bipolární membránové elektrodialýzy (BMED). V navrženém systému je podzemní voda nejprve vedena na kationtovou výměnnou pryskyřici (CEX), která selektivně odstraňuje bivalentní ionty. Výsledná voda, obohacená o monovalentní ionty, je dále zpracována pomocí reverzní osmózy, přičemž je dosaženo vyšší výtěžnosti kvůli absenci inkrustujících iontů (Ca^{2+} a Mg^{2+}).

Retentát, obsahující převážně monovalentní ionty, je následně přiveden do systému BMED, ze kterého vznikají HCl a NaOH . Vzniklá kyselina se využívá k regeneraci CEX. Regenerační roztok je poté veden na aniontovou pryskyřici, kde dochází k výměně Cl^- za HCO_3^- a ke vzniku $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ a $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ jako konečných produktů remineralizace.

Experimentální část studie zahrnovala testování kinetiky adsorpce a desorpce Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů a srovnání sorpčních vlastností čtyř různých kationtových výměnných pryskyřic v kyselé formě. Vhodná pryskyřice by měla vykazovat vysokou selektivitu vůči Ca^{2+} a Mg^{2+} iontům a nízkou selektivitu k monovalentním iontům, aby nedocházelo k jejich zavádění do remineralizované vody. Bylo zjištěno, že pryskyřice Amberlite IRC748 vykazuje nejvyšší selektivitu k Ca^{2+} a Mg^{2+} iontům a zároveň nejnižší k amonným iontům. Z tohoto důvodu ji autoři označili jako nejvhodnější pro daný proces remineralizace.

2.5 Membránové metody

Telzhensky et al. (2011) představili cenově dostupnou metodu separace Mg^{2+} z mořské vody pomocí nanofiltrace (NF). Hlavním cílem jejich práce bylo získání koncentráту bohatého na Mg^{2+} , který by mohl sloužit k finální úpravě odsolené vody bez zavádění nežádoucích iontů.

Navržený proces kombinuje dvě technologické linky. První linka představuje klasické odsolování pomocí reverzní osmózy, následované stabilizací a částečnou remineralizací ve vápencovém reaktoru, na kterou je přiváděna většina čerpané mořské vody. Druhá linka zahrnuje nanofiltraci, při níž se ze zbylého podílu vody selektivně separují ionty hořčíku. Koncentrát bohatý na Mg^{2+} je přiváděn za vápencový reaktor, zatímco proud s vyšším obsahem Na^+ , Cl^- a dalších monovalentních iontů je veden zpět před reverzní osmózu.

V experimentální části byly testovány dvě komerční membrány s vysokou selektivitou pro Mg^{2+} a nízkou propustností pro monovalentní ionty. Autoři zjistili, že za optimalizovaných podmínek lze při ředění koncentráту v poměru 1:5 (koncentrát Mg^{2+} : permeát) dosáhnout požadované koncentrace Mg^{2+} ($12,15 \text{ mg l}^{-1}$) v upravené vodě, přičemž limity ostatních iontů (Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} aj.) nebyly překročeny. Zároveň uvádějí, že se z ekonomického hlediska jedná o jednu z nejdostupnějších metod, i když je nutné procesní podmínky vhodně optimalizovat.

Nativ et al. (2016) se zabývali remineralizací odsolené vody kombinací nanofiltrace (NF) a diafiltrace (DiaNF), přičemž cílem bylo dosažení optimální koncentrace vápníku a hořčíku. Proces začíná okyselením mořské vody nebo koncentráту z reverzní osmózy, po němž následuje nanofiltrace zaměřená na zvýšení koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} a SO_4^{2-} iontů a současné snížení objemu solanky. Použité membrány vykazovaly vysokou selektivitu vůči bivalentním iontům. Následná diafiltrace spočívá v přidávání dilučního roztoku (např. permeátu z RO) do retentátu, čímž se snižuje koncentrace Na^+ , Cl^- a dalších monovalentních iontů. Při každém cyklu je retentát znovu filtrován přes NF membránu, čímž se dále snižuje obsah monovalentních iontů. Po několika cyklech diafiltrace se dosáhne požadované koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} , zatímco obsah Na^+ a Cl^- je výrazně snížen.

Mezi hlavní výhody této metody patří vysoká selektivita pro bivalentní ionty (Ca^{2+} a Mg^{2+}), nízké provozní náklady, stabilita procesu a jednoduchá obsluha. Nevýhodou je nutnost přesného řízení provozních podmínek, aby se předešlo tvorbě inkrustací a zanášení pórů membrán. Rychlost a účinnost separace závisí na provozním tlaku, poměru koncentrací iontů a počtu diafiltračních cyklů.

Kromě moderních nanofiltračních membrán (Figueira et al., 2023) se v řadě studií objevují také různá propojení membránových procesů. Některé práce popisují kombinaci diafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmózy (Truong et al., 2024), jiné se zaměřují na sekvenční použití dvou nanofiltračních kroků následovaných diafiltrací (Tang et al., 2017) nebo na spojení ultrafiltrace, nanofiltrace a diafiltrace (Birnhack et al., 2018). Další varianty zahrnují kombinaci kationtové výměny s nanofiltrací a diafiltrací (Tang et al., 2018) či využití nanofiltrace spolu s magnetickou separací $\text{Mg}(\text{OH})_2 \cdot \text{Fe}_3\text{O}_4$ (Lehmann et al., 2016).

Hlavním cílem těchto kombinovaných metod je zvýšit poměr bivalentních iontů (Ca^{2+} , Mg^{2+}) k monovalentním (Na^+ , Cl^-) v upravené vodě, a současně zlepšit provozní stabilitu při zachování nízkých provozních nákladů. Optimalizace těchto systémů umožňuje efektivnější remineralizaci odsolené vody při snížení rizika tvorby inkrustací a dalších provozních komplikací.

2.6 Elektrické a elektrochemické metody

Filingeri et al. (2024) představili práci věnovanou remineralizaci permeátu z povrchové vody získaného reverzní osmózou. Pro tento účel použili asistovanou reverzní elektrodialýzu (A-RED), kterou lze podle autorů považovat za inovativní metodu využívající membrány s vysokou selektivitou pro bivalentní ionty, což umožňuje jejich zakoncentrování v permeátu. Transport iontů byl optimalizován při různých napětích a složeních roztoků.

Ve druhé části studie se autoři zaměřili na analýzu transportních čísel a selektivity membrán pro jednotlivé ionty. Transportní číslo vyjadřuje efektivitu membrány při přenosu daného iontu, zatímco selektivita vyjadřuje její schopnost rozlišovat mezi jednotlivými ionty. Z výsledků vyplynulo, že transportní číslo je silně závislé na složení roztoku, například na poměru $\text{Ca}^{2+} / \text{Na}^+$.

Hlavní předností těchto procesů je vysoká selektivita vůči iontům Ca^{2+} a Mg^{2+} za současně nízkých provozních nákladů. Proces je stabilní a nenáročný na obsluhu. Naopak nevýhodou je nutnost zabránit nadměrnému zakoncentrování, které by mohlo vést k tvorbě inkrustací, zanášení pórů membrány a tím ke snížení účinnosti celého procesu. Rychlost separace závisí na napětí, složení roztoků a počtu cyklů A-RED.

Rau (2008) ve své práci představuje metodu elektrochemicky asistovaného rozpouštění uhličitanu vápenatého. Přestože se přímo nezabývá ztvrdzováním vod, popisovaná technika i dosažené výsledky naznačují její potenciální využití v oblasti remineralizace vod, hlavně kvůli vzniku hydrogenuhličitanu vápenatého jakožto hlavní složky ztvrdzované vody. V tomto systému může přitom vznikat hned třemi různými způsoby, v závislosti na pH a přítomnosti rozpuštěného nebo atmosférického CO_2 .

Celý princip je založen na elektrolýze vody, při níž na anodě vznikají vodíkové ionty a kyslík, zatímco na katodě hydroxidové ionty a vodík. Vznikající H^+ ionty umožňují rozpouštění uhličitanu vápenatého, který se nachází v anodickém prostoru. V případě, že se pH systému pohybuje v rozmezí 6 až 9, může při tomto rozpouštění docházet přímo ke vzniku hydrogenuhličitanu vápenatého.

Uvolňované Ca^{2+} ionty mohou současně migrovat ke katodě, kde reagují s hydroxidovými ionty za vzniku hydroxidu vápenatého, zatímco v anodickém prostoru nadále dochází nejen k dalšímu rozpouštění uhličitanu, ale také k reakci mezi H^+ a HCO_3^- za vzniku kyseliny uhličitě. Ta může následně reagovat s katodicky vznikajícím hydroxidem vápenatým, čímž opět vzniká $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Poslední možností vzniku hydrogenuhličitanu vápenatého je přímá reakce vzdušného CO_2 s hydroxidem vápenatým v katodickém prostoru.

Obdobný přístup testovali také Sano et al. (2018), a to za účelem snížení tvorby uhličitanových inkrustací v tepelném výměníku. I v jejich případě šlo o řízené rozpouštění CaCO_3 pomocí kyselého elektrolytického roztoku.

Kromě remineralizace se přitom jedná i o způsob přímé stabilizace vody s možným environmentálním přínosem. Díky tomu se elektrolýza CaCO_3 jeví jako perspektivní alternativa k tradičním technikám využívajícím CO_2 . Výhodou je navíc to, že celý proces může probíhat přímo ve vodě určené k úpravě.

Na tento proces lze zároveň nahlížet i jako na zdroj dalších cenných produktů. Kromě hydrogenuhličitanů totiž při elektrolýze zejména solných odpadních roztoků vznikají i vedlejší produkty, například vodík a chlor. I pro tyto látky však existuje potenciální využití. Vodík může být například spalován v palivovém článku a produkovat energii, čímž se mohou snížit náklady spojené s provozem elektrolýzy. Naopak vzniklý chlor může být aplikován při finální úpravě vody, tedy k její dezinfekci (Han et al., 2023; Dai et al., 2025; Yang et al., 2025).

3 UDRŽITELNÉ ZÍSKÁVÁNÍ Ca/Mg PRO ZTVRZOVÁNÍ VOD

Stále rostoucí globální poptávka po kvalitní a zdravotně nezávadné vodě za ekonomicky i ekologicky udržitelných podmínek vede k intenzivnímu výzkumu a vývoji membránových technologií. Ačkoli je většina publikací zaměřena na redukci a recyklaci koncentrátů z reverzní osmózy k získání cenných surovin a tím snížení environmentální zátěže, výsledky ukazují i na možnost separace vysoce čistých hořečnatých a vápenatých solí, které mohou být efektivně využity při remineralizaci, respektive ke ztvrdzování vod (Casas et al., 2014; Sorour et al., 2015).

Podobný potenciál mají i elektrochemické metody, které umožňují selektivní separaci těchto iontů z mořské vody nebo z koncentrátů reverzní osmózy. Přestože se většina těchto procesů využívá primárně ke změkčování vody, tj. ke snižování obsahu bivalentních kationtů, publikované výsledky naznačují, že vznikající produkty, jako uhličitán vápenatý a hydroxid hořečnatý, lze potenciálně využít i pro remineralizaci permeátu (Lu et al., 2025).

Tento přístup by nejen přispěl k recyklaci odpadních vod z odsolování, ale zároveň by mohl snížit náklady spojené s nákupem potřebných chemikálií. Navíc vzhledem k legislativním omezením na vypouštění koncentrátů z reverzní osmózy může tento koncept pomoci snížit environmentální dopady a podpořit udržitelné nakládání s odpady v oblasti vodního hospodářství.

Praktickou realizaci tohoto přístupu představuje studie Lu et al. (2025), která popisuje využití elektrochemických procesů, konkrétně elektrolýzy, k selektivnímu získávání hydroxidu hořečnatého a uhličitanu vápenatého z mořské vody a koncentráta z RO. Proces probíhá ve dvou režimech, během nichž je na titanové síťované elektrody aplikován potenciál $-2,5$ V vůči referenční argentchloridové elektrodě. V první fázi, bez přítomnosti CO_2 , dochází k elektrolýze molekul vody za vzniku vodíku a hydroxidových iontů, čímž se zvyšuje pH a umožňuje precipitaci $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Po vyčerpání hořečnatých iontů se systém přepíná do druhého režimu, kdy je roztok za stejných podmínek sycen odpadním CO_2 . Přítomné OH^- ionty zvyšují jeho rozpouštění a přeměnu na CO_3^{2-} , které následně reagují s Ca^{2+} za vzniku nerozpustného uhličitanu vápenatého. Výsledné výtěžky dosahují 87 % pro $\text{Mg}(\text{OH})_2$ a 90 % pro CaCO_3 , přičemž čistota obou produktů přesahovala 96 %.

Další slibnou technologií je membránová destilace s krystalizací, která kombinuje tepelnou separaci vody přes hydrofobní membránu se současnou krystalizací rozpuštěných minerálů. V průběhu procesu dochází k odpařování vody z koncentrátů RO, čímž se zvyšuje koncentrace rozpuštěných iontů. Jakmile je roztok přesycen, začínají z něj krystalizovat minerály, zejména uhličitán vápenatý a hydroxid hořečnatý. Tyto krystaly lze následně separovat a využít například pro remineralizaci odsolené vody. Proces je považován za energeticky efektivní v případě využití obnovitelných zdrojů (např. solárního nebo geotermálního tepla) či odpadního tepla vznikajícího přímo během provozu. Za těchto podmínek lze dosáhnout vysoké účinnosti separace vody i solí (Yadav et al., 2022).

Vedle těchto fyzikálně-chemických metod zůstává stále velmi účinnou metodou také chemická precipitace vápenatých a hořečnatých iontů za použití běžně dostupných činidel, jako jsou Na_2CO_3 , NaOH nebo Na_3PO_4 (Samarasiri et al., 2016). Mohammadesmaeili et al. (2010) navrhli dvoustupňový proces, v němž byly v první fázi sráženy hořečnaté ionty jako hydroxid hořečnatý pomocí vápenné suspenze a následně vápenaté ionty jako uhličitán vápenatý aplikací uhličitanu sodného. Výsledné produkty vykazovaly vysokou účinnost separace iontů a po jednoduché úpravě mohly být využity k remineralizaci vody.

Podobné výsledky uvádějí Casas et al. (2014), Dong et al. (2018) a Klas a Rom (2025), kteří vápennou suspenzi nahradili hydroxidem sodným. Přestože se tyto metody ukazují jako velmi účinné, jejich širšímu využití brání především ekonomické aspekty, zejména vysoká cena a spotřeba činidel. Další nevýhodou je potřeba následné neutralizace produkováných odpadních vod, protože účinné srážení obou iontů probíhá až při hodnotách pH nad 10.

Poslední zmíněnou metodou regenerace vápenatých a hořečnatých iontů z koncentrátů reverzní osmózy popsali Pervov a Andrianov (2015), kteří získávali uhličitán vápenatý pomocí řízené krystalizace z přesyceného roztoku. Metoda je založena na iniciaci krystalizačního procesu přidáním hydroxidu sodného, který zvýšením pH podporuje srážení prvních krystalů CaCO_3 . Tyto vzniklé krystaly pak slouží jako zárodky pro další růst krystalů. Koncentrát s rostoucími krystaly cirkuluje přes membránový systém, který podporuje jejich další krystalizaci a umožňuje jejich separaci. Oproti jiným metodám se tato varianta vyznačuje nižší spotřebou chemikálií a vysokou účinností, neboť se principiálně jedná o metodu často využívanou i ve farmaceutickém průmyslu pro získání vysoce čistých substancí (Kratochvíl, 2007; Pervov a Andrianov, 2015).

4 CHEMIE A KVALITA PITNÉ VODY

Pod pojmem pitná voda si lze představit vodu určenou ke konzumaci, jejíž požívání nevyvolá žádné onemocnění ani neznehodnotí kvalitu života, a to i z dlouhodobého hlediska. Tyto požadavky vycházejí ze studií, výzkumů a doporučení WHO a jsou upraveny příslušnými zákony a vyhláškami jednotlivých států. V České republice je tato oblast regulována zákonem č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví. Kvalitativní požadavky na pitnou vodu jsou specifikovány vyhláškou č. 371/2023 Sb., která stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody (Pitter, 1990; zákon č. 258/2000 Sb.; vyhláška č. 371/2023 Sb.).

Chemismus a kvalita pitné vody jsou poměrně rozsáhlým tématem, na které lze nahlížet z různých pohledů. V této kapitole budou rozebrány klíčové ukazatele, které souvisejí s procesem ztvrzování a přímo jej ovlivňují. Pozornost bude věnována pH, obsahu CO_2 a jeho formám, vápenato-uhličitanové rovnováze a zejména vápníku a hořčíku.

Význam pH

Hodnota pH představuje jeden z hlavních ukazatelů kvality upravené vody. Podle české legislativy je mezní hodnota (MH) stanovena v intervalu 6,5–9,5. Od hodnoty pH se odvíjí například účinnost dezinfekce a korozivní vlastnosti vody. Nižší pH sice zvyšuje účinnost dezinfekce chlorem, zároveň však zvyšuje korozivitu a agresivitu vůči distribučnímu systému (Birnhack et al., 2011; vyhláška č. 371/2023 Sb.).

Z hlediska ztvrzování hraje hodnota pH významnou roli především u chemického ztvrzování za použití minerálů. Rozpustnost některých minerálních materiálů, jako je například dolomit, je silně závislá na hodnotě pH, což ovlivňuje účinnost ztvrzování. Důležitý je také fakt, že k chemickému ztvrzování se velmi často využívá CO_2 , jehož forma a distribuce závisí právě na pH.

Uhličitanový systém a formy CO_2

Oxid uhličitý je jednou z hlavních složek nejdůležitějšího protolytického systému přírodních vod, známého také jako uhličitanový systém. Ten kromě CO_2 zahrnuje také hydrogenuhličitan (HCO_3^-) a uhličitan (CO_3^{2-}). Jak uvádí PITTER (1990), tento systém se významně podílí na stabilitě pH, chemickém složení a agresivitě vody.

Oxid uhličitý se do vody dostává difuzí z atmosféry, termickým a kyselým rozkladem uhličitanových minerálů nebo biogenní činností. Jeho rozpustnost je významně ovlivněna teplotou, parciálním tlakem, pH a chemickým složením vody.

V oblasti úpravy vody se rozpuštěný CO_2 označuje jako volný CO_2 a vyskytuje se převážně ve formě hydratované molekuly, výjimečně pak jako nedisociovaná kyselina uhličitá. Celková koncentrace volného CO_2 se běžně značí jako H_2CO_3^* . Rozpouštění plynného CO_2 je znázorněno níže uvedenou Rovnicí 18.



Z hygienického hlediska není volný CO_2 nijak zásadní ani legislativně regulovaný. Ovšem při vyšších koncentracích, zejména převyšujících rovnovážný stav, může způsobovat korozi distribučních sítí, takový CO_2 je označován jako agresivní. Naopak obsah pod rovnovážným stavem vede ke srážení CaCO_3 , tedy dochází k tvorbě inkrustací (Pitter, 1990).

Další významnou složku uhličitánového systému představují hydrogenuhličitany, jejichž nejvyšší zastoupení je při neutrálním až mírně zásaditém pH. Přirozeně vznikají disociací kyseliny uhličitě (Rovnice 19), a to v závislosti na pH a koncentraci CO_2 . Dále mohou vznikat zvětráváním hlinitokřemičitanů nebo reakcí CO_2 s přírodními uhličitany. V neposlední řadě vznikají při aplikaci některých technologií, například chemického odkyselování a ztvrdování. Hydrogenuhličitany jsou žádoucí složkou pitné vody, podílejí se na tzv. přechodné tvrdosti vod a představují složku alkality.

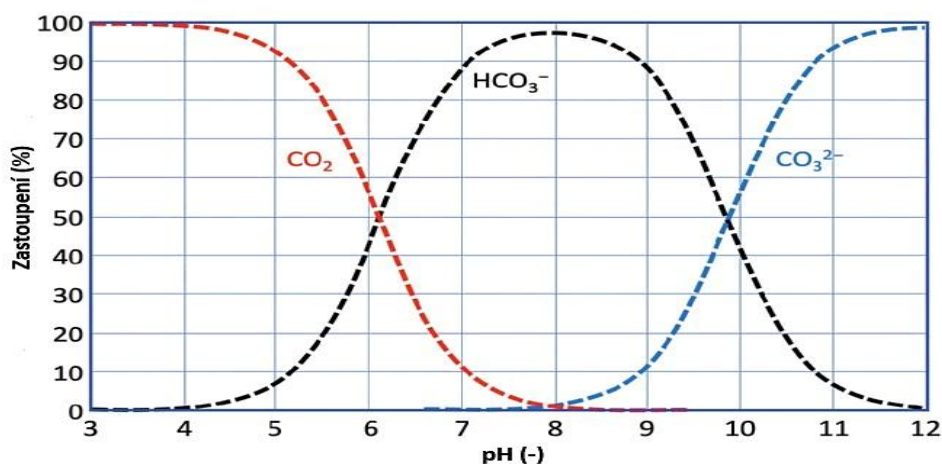


Poslední formou oxidu uhličitého a složkou uhličitánového systému jsou uhličitany. Vznikají disociací hydrogenuhličitanů, a to při hodnotách pH 8,3 a vyšších (Rovnice 20). Uhličitany jsou ve vodě méně běžné než hydrogenuhličitany, ale hrají důležitou roli v tvrdosti vody a tvorbě minerálních usazenin, jako je uhličitan vápenatý. Tyto usazeniny mohou vést k inkrustaci potrubí a zařízení, což je důležité z hlediska údržby vodních systémů (Pitter, 1990).



Další termín související s vyjadřováním CO_2 je vázaný oxid uhličitý, který vyjadřuje součet hydrogenuhličitanů a uhličitanů. Posledním termínem je tzv. veškerý oxid uhličitý, který představuje součet všech tří forem. Protože všechny tři formy zastupují anorganický uhlík, lze se setkat i s používaným označením TIC (celkový anorganický uhlík) (Pitter, 1990).

Zastoupení jednotlivých forem CO_2 , HCO_3^- a CO_3^{2-} výrazně závisí na hodnotě pH vody. Při nízkých hodnotách pH převažuje CO_2 , při neutrálním pH dominují hydrogenuhličitanů a při vysokém pH převládají uhličitanů. Tato rovnováha je klíčová pro chemické vlastnosti vody a její schopnost tlumit změny pH. Distribuci jednotlivých forem v závislosti na hodnotě pH znázorňuje Obrázek 3 níže.



Obrázek 3 Distribuční diagram zastoupení forem anorganického uhlíku v závislosti na pH (převzato od Rohling, 2023)

Vápenato-uhličitanová rovnováha

Z pohledu technologie úpravy vody a procesu ztvrdování hraje vápenato-uhličitanová rovnováha klíčovou roli. Jak již bylo zmíněno, odsolené vody a vody s obsahem agresivního CO_2 mají tuto rovnováhu narušenou. Kromě zastoupení jednotlivých forem (H_2CO_3^* , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Ca^{2+} , H^+ a OH^-) ji ovlivňuje i teplota a iontová síla. Pro její kvantitativní vyjádření je třeba znát první a druhou disociační konstantu kyseliny uhličitě, součin rozpustnosti CaCO_3 a iontový součin vody.

V praxi rozlišujeme tři možné situace. Optimální stav, který nastává, pokud je koncentrace volného CO_2 v rovnováze s Ca^{2+} a HCO_3^- – tzv. rovnovážný oxid uhličitý. Pokud je koncentrace volného CO_2 nižší, voda má tendenci srážet CaCO_3 (inkrustace). Naopak při nadbytku CO_2 voda rozpouští CaCO_3 a stává se korozivní (Pitter, 1990). Pokud jsou jednotlivé složky v rovnováze, voda je stabilní vůči CaCO_3 . V opačném případě je třeba vodu stabilizovat. U odsolených vod obvykle postačuje částečná remineralizace, tj. zvýšení koncentrace HCO_3^- a Ca^{2+} . U podzemních vod se obvykle provádí odstranění volného (agresivního) CO_2 , například odkyselením. Stav nasycení nebo agresivity vody se posuzuje pomocí několika indexů, např. Langelierova saturačního indexu (LSI), Ryznarova indexu stability nebo Larsonova indexu korozivity.

Tyto ukazatele obvykle zohledňují vliv pH, teploty, iontové síly a vápenaté tvrdosti, některé z nich navíc i přítomnost síranů, chloridů nebo dusičnanů. Nejčastěji používaným ukazatelem je právě LSI, který porovnává skutečnou hodnotu pH s rovnovážným pH_s (tzv. saturačním pH), vypočteným z celkové alkality, koncentrace Ca^{2+} , teploty a celkového množství rozpuštěných látek (Birnhack et al., 2011; Kreislová et al., 2011; Al-Harabsheh et al., 2023).

Voda je považována za stabilní vůči CaCO_3 , pokud se hodnota LSI rovná nule. Při vyšších hodnotách má voda tendenci CaCO_3 srážet (inkrustace), při nižších ho naopak rozpouští a stává se korozivní. Intervaly těchto stavů se však v literatuře mírně liší. Pitter uvádí rovnováhu v rozmezí $-0,05$ až $+0,05$ (Pitter, 1990), zatímco Kreislová et al. (2011) tolerují širší interval -1 až $+1$. Většina zahraničních autorů pak pracuje s rozmezím $-0,5$ až $+0,5$ (Anwar et al., 2020; Lestari et al., 2023; Lodha et al., 2023).

Vápník a hořčík

Již bylo zmíněno, že vápník hraje klíčovou roli především z technologického hlediska, zatímco hořčík je ceněn zejména z hlediska jeho vlivu na lidské zdraví. Společně tvoří nezastupitelné složky pitné vody. V přírodních vodách je koncentrace vápníku obecně několikanásobně vyšší než koncentrace hořčíku, což souvisí s jeho vyšším geologickým zastoupením v zemské kůře. Při zahrnutí tohoto faktu a principu běžně používaných chemických metod ztvrzování bývá koncentrace hořčíku často opomíjena, přestože řada epidemiologických studií potvrzuje jeho přínosy pro lidské zdraví. Shrnutí hlavních zdravotních přínosů obou prvků je uvedeno v Tabulce 3 (Pitter, 1990).

Tabulka 3 Základní přehled přínosů vápníku a hořčíku pro lidské zdraví

Soustava	Prvek	Význam	Reference
Kosterní	Ca	Zdraví, pevnost kostí, prevence osteoporózy	WHO, 2009;
	Mg	Prevence osteoporózy Deficit vitamínu D	Smith, 2018 Ahmed et al., 2019
Zuby	Ca	Zdraví zubů, prevence zubního kazu	Pop et al., 2023
Svalová	Ca	Správná svalová funkce	Smith, 2018
	Mg	Prevence křečí	Kožíšek, 2022
Nervová	Ca	Neurotransmitery, šíření akčního potenciálu	Kirkland et al., 2018
	Mg	Neurologické poruchy	Kožíšek, 2022
Srdeční cévní	Ca	Regulace krevního tlaku	Rubenowitz et al., 1996
		Srážení krve	Jiang et al., 2016
	Mg	Snížení rizika kardiovask. onemocnění	Kožíšek, 2022
		Snížení hladiny HDL cholesterolu	
		Snížení glukózy a vzniku diabetu	Pop et al., 2023
		Snížení rizika aterosklerózy	Parezanovic et al., 2025

Pro vápník a hořčík jsou stanoveny legislativní limity podle vyhlášky č. 371/2023 Sb., a to ve formě mezní (MH) a doporučené hodnoty (DH). Pro vápník je MH stanovena na 30 mg l^{-1} a DH v rozmezí $40\text{--}80 \text{ mg l}^{-1}$. Pro hořčík je MH 10 mg l^{-1} a DH v rozmezí $20\text{--}30 \text{ mg l}^{-1}$. Celkový obsah těchto prvků je označován jako tvrdost vody, pro niž je legislativně stanovena pouze doporučená hodnota, a to v rozmezí $2,0\text{--}3,5 \text{ mmol l}^{-1}$. Vyšší tvrdost vody je obecně považována za zdravotně nezávadnou a naopak může být i prospěšná (viz Tabulka 3), avšak může mít negativní vliv na domácnost a spotřebiče ve formě tvorby vodního kamene (Pitter, 1990; vyhláška č. 371/2023 Sb.).

5 LITERÁRNÍ SHRNUÍ A STANOVENÍ CÍLŮ

Z výše uvedené literární rešerše vyplývá, že ztvzování vody je mnohem složitější a komplexnější proces, než se může na první pohled zdát. Již samotné vymezení pojmu je nejednoznačné a řada autorů si jej interpretuje podle svých potřeb. Přesto se značná část literatury shoduje na tom, že ztvzování vody zahrnuje zvyšování koncentrace vápníku a hořčíku ve vodě.

Rovněž lze konstatovat, že se jedná o stále aktuální problematiku, což dokládají nově vyvíjené inovativní metody zaměřené na efektivnější zvyšování obsahu těchto iontů s ohledem na ekonomické i ekologické aspekty.

Pro zajištění maximální účinnosti je zapotřebí otestovat všechny faktory ovlivňující daný proces (materiál, velikost použité frakce, koncentrace CO_2 , doba kontaktu, teplota aj.) a analyzovat jejich vliv. Je třeba zdůraznit, že se vždy jedná o kombinaci několika faktorů a často je nutné, ať už z kapacitních, nebo provozních důvodů, nalézt kompromis mezi jednotlivými faktory, čímž ale nemusí být dosaženo požadované maximální účinnosti.

Při návrhu nové technologické linky nelze spoléhat pouze na informace z literatury. Je třeba provést laboratorní testy, které optimalizují daný proces za přesně definovaných a kontrolovaných podmínek. Tyto testy poskytují cenné informace nejen za ideálních podmínek, ale také mohou odhalit slabé stránky procesu, případně definovat kritické parametry procesu.

Po analýze a vyhodnocení laboratorních testů se často přistupuje k poloprovoznímu testování, které pomáhá ověřit výsledky získané v laboratorních podmínkách. Poloprovozní testování umožňuje simulovat reálné provozní podmínky v menším měřítku, což poskytuje důležité informace o chování procesu při různých provozních parametrech. Tento typ testování je klíčový pro identifikaci potenciálních problémů a optimalizaci procesu před jeho převedením do plného provozu.

Nakonec se přistupuje k plnému provoznímu testování, které zahrnuje aplikaci optimalizovaných podmínek procesu v průmyslovém měřítku. Provozní testování umožňuje ověřit účinnost a stabilitu procesu v reálných podmínkách, což je nezbytné pro jeho úspěšné provozování. Výsledky provozního testování poskytují finální potvrzení, že je proces připraven k plnému a efektivnímu užívání v průmyslové praxi.

V experimentální části této práce bude hlavní pozornost věnována laboratornímu testování, konkrétně vsádkovým a filtračním metodám ztvzování. Cílem bude analyzovat vliv vybraných parametrů na účinnost procesu a ověřit možnosti optimalizace.

Výsledky testů současně poslouží jako podklad pro návrh laboratorní úlohy. Účelem laboratorní úlohy bude studentům co nejlépe demonstrovat vliv jednotlivých faktorů a zdůraznit, že ne vždy je dosaženo požadované účinnosti. Experimentální realizace a optimalizace podmínek procesu bude zahrnovat:

- 1) Výběr a přípravu modelové vody s požadovanou koncentrací volného CO_2 , vhodnou hodnotou pH a elektrické vodivosti. Zajištění konzistentního složení s vysokou opakovatelností a reprodukovatelností. Současně musí být příprava rychlá, jednoduchá a bezpečná.
- 2) Vsádkové testování vlivu velikosti frakcí a dávky dvou komerčně používaných materiálů, koncentrace volného CO_2 a reakční kinetiky.
- 3) Filtrační testování vlivu velikosti frakcí těchto materiálů, výšky lože, koncentrace CO_2 a filtrační rychlosti.

Výstupem experimentální části by mělo být vytvoření laboratorní úlohy, která poskytne studentům znalosti o procesu ztvrzování. Při návrhu úlohy bude kladen důraz na omezení používání nebezpečných chemikálií a tlakových lahví pro zajištění bezpečnosti studentů. Zohledněna bude i ekonomická udržitelnost úlohy a přizpůsobení kapacitním a prostorovým možnostem laboratoří.

II. PRAKTICKÁ ČÁST

6 MATERIÁL A METODIKA

6.1 Materiál

- Aqua juraperle JW (CaCO_3) – uhličitán vápenatý (ČSN EN 1018, specifikace viz Tabulka 4), Omya International AG, Švýcarsko
- Semidol ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$) – polovypálený dolomit (ČSN EN 1017, specifikace viz Tabulka 4), Dolomitwerk Jettenberg Schöndorfer GmbH, Německo

6.1.1 Úprava materiálu

Pro experimentální část diplomové práce byly použity dva specifické komerčně dostupné materiály, a to pod obchodním názvem Semidol (polovypálený dolomit) a Aqua juraperle JW (uhličitán vápenatý), které byly zakoupeny ve třech různých frakcích. Konkrétně Semidol byl dodán ve frakcích 0,5–2,5 mm, 2,5–4,0 mm a 4,0–8,0 mm, zatímco Aqua juraperle JW ve frakcích 0,7–1,2 mm, 1,0–2,0 mm a 3,0–4,0 mm. Pro potřeby experimentů byly tyto frakce dále upraveny.

Semidol byl podroben síťování za použití sady laboratorních sít, čímž byly získány frakce 0,5–2,0 mm, 2,0–5,0 mm a 5,0–8,0 mm. Tento krok byl nezbytný k dosažení tří odlišných frakcí, které umožní detailní sledování reakční kinetiky během experimentálního měření. Tyto frakce budou nadále označovány jako SEM I (0,5–2,0 mm), SEM II (2,0–5,0 mm) a SEM III (5,0–8,0 mm).

Aqua juraperle JW byl kromě síťování také jemně drcen pomocí čelistového drtiče (BCD mini, BRIO ČR), aby byly získány frakce poloviční velikosti oproti Semidolu, konkrétně 0,25–1,0 mm, 1,0–2,5 mm a 2,5–4 mm. Tento postup byl zvolen na základě obecně nižší reaktivity uhličitánu vápenatého, přičemž menší velikost frakce by tuto skutečnost měla částečně kompenzovat a zajistit optimální reaktivitu. Frakce tohoto materiálu budou nadále označovány jako AJW I (0,25–1 mm), AJW II (1,0–2,5 mm) a AJW III (2,5–4,0 mm). Tento přístup vycházel nejen ze studia odborné literatury, ale také z empirických poznatků získaných z celé řady prvních neúspěšných experimentů.

Po roztřídění byly jednotlivé frakce podrobeny dekantaci v horké (50 °C) RO vodě po dobu 20 minut. Tento krok byl aplikován za účelem rozpuštění a eliminace nežádoucích jemných prachových částic, které vykazují vysokou reaktivitu, čímž by mohly negativně ovlivnit následné experimenty.

Po 20 minutách byly jednotlivé frakce zfiltrvány přes jemné síto a následně čtyřikrát promyty studenou RO vodou, což zajistilo odstranění všech nežádoucích prachových částic a rozpustných nečistot. Nakonec byly jednotlivé frakce sušeny při laboratorní teplotě po dobu 48 hodin, čímž bylo dosaženo optimálního stavu pro experimentální použití.

Tabulka 4 Podrobná specifikace materiálů podle technických listů

Vlastnost	Jednotka	Aqua juraperle	Semidol
CaCO ₃	% hm	99,1	69,9
MgO	% hm	<0,52	27,5
Al ₂ O ₃ + SiO ₂	% hm	0,34	0,05
Fe ₂ O ₃	% hm	0,04	0,02
Arsen	mg kg ⁻¹	<0,5	<1
Chrom	mg kg ⁻¹	<2	1,8
Kadmium	mg kg ⁻¹	<0,5	<0,1
Olovo	mg kg ⁻¹	<0,5	2,7
Rtuť	mg kg ⁻¹	<0,01	<0,1
Filtrační rychlost ¹	m h ⁻¹	5–15	3–6
Sypná hustota	kg m ⁻³	1400–1500	1100
Výška filtr. lože ¹	m	1–2	0,8–1,3

6.2 Použité laboratorní vybavení

- analytické váhy Precisa 240A (s přesností 0,1 mg), Švýcarsko
- horní třepačka Varioshake VS 20 OH (dvanáctipozicová rotační třepačka; 1–201 RPM, BDL Czech Republic s.r.o., Česká republika)
- konduktometr stolní WTW inoLab Cond 7110 s teplotní kompenzací a vodivostní celou typu TetraCon 325, WERKON, Německo
- míchačka magnetická bez topení MST, P-LAB, Česká republika
- pH-metr EDGE HI2002-02 s teplotní kompenzací a pH sondou (typ HI11310, rozsah pH 0–13; –5–100 °C; 3,5 M KCl) Hanna Instruments, Itálie
- přesné váhy (předvážky) KERN EW 820–2NM (s přesností 10 mg), Německo
- sada sít (průměr ok: 0,25; 0,5; 1,0; 2,0; 2,5; 4,0; 5,0; 8,0 mm)
- výrobce sody – SodaStram Terra, Izrael
- běžné laboratorní sklo (kádky, pipety, titrační baňky, byrety aj.)
- filtrační materiál (vata; filtrační papíry), P-LAB, Česká republika; Papírna Perštejn
- chromatografická kolona skleněná, bez frity, s kohoutem Penta s.r.o. (vnitřní průměr 18 mm, výška 270 mm)

¹ Uvedené hodnoty se vztahují k otevřenému jednovrstvému filtru

6.3 Použité chemikálie

- amoniak vodný roztok 28 % ($\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), VWR International
- eriochromová čerň T ($\text{C}_{20}\text{H}_{12}\text{N}_3\text{NaO}_7\text{S}$ p. a.), Penta s.r.o.
- etylalkohol 96 % ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$), Penta s.r.o.
- fenolftalein ($\text{C}_{20}\text{H}_{14}\text{O}_4$ p. a.), Penta s.r.o.
- hydrogenuhličitan sodný (NaHCO_3 p. a., $M_w = 84,01 \text{ g mol}^{-1}$), Penta s.r.o.
- hydroxid sodný (NaOH p. a., $M_w = 40 \text{ g mol}^{-1}$), Lach:ner
- Chelaton 3 dihydrát ($\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ p. a., $M_w = 372,24 \text{ g mol}^{-1}$), Penta s.r.o.
- chlorid amonný (NH_4Cl p. a.), Lach:ner
- chlorid sodný (NaCl p. a.), Lach:ner
- kalibrační roztok – vodivost (141 mS m^{-1}), Hanna Instruments
- kalibrační tlumivé roztoky – pH (4,01; 7,01; 10,01 při 25°C), Hanna Instruments
- kyselina chlorovodíková 36 % (HCl , $M_w = 36,46 \text{ g mol}^{-1}$), VWR International
- kyselina sírová 96 % (H_2SO_4 p. a., $M_w = 98,08 \text{ g mol}^{-1}$), Penta s.r.o.
- murexid ($\text{C}_8\text{H}_8\text{O}_6\text{N}_6$ p. a.), Lach:ner
- odměrný roztok kyseliny chlorovodíkové Normanal ($0,01 \text{ mol l}^{-1}$), Lach:ner
- standardní roztoky Ca, Mg – Astasol (1000 mg l^{-1}), ANALYTIKA®, spol. s r.o.
- vápenec drcený – odpadní materiál

6.4 Použité roztoky a činidla

- Odměrný roztok Chelatonu III ($0,01 \text{ mol l}^{-1}$)
Pro přípravu odměrného roztoku Chelatonu III (CH3) o koncentraci $0,01 \text{ mol l}^{-1}$ a objemu 2000 ml bylo na analytických vahách naváženo 7,4458 g CH3 dihydrátu. Navážka byla rozpuštěna v přibližně 100 ml horké RO vody. Po rozpuštění byl roztok kvantitativně převeden do odměrné baňky a doplněn reverzně osmotickou vodou (RO) na objem 2000 ml. Přesná koncentrace byla ověřena titrací pomocí zředěného standardního roztoku Ca (Astasol) o koncentraci 20 mg l^{-1} .
- Amoniakální tlumivý roztok (pH 10)
Na předvážkách bylo naváženo $54,0 \pm 0,1 \text{ g}$ chloridu amonného. Navážka byla rozpuštěna ve 200 ml RO vody. Následně bylo přidáno 220 ml 28% roztoku amoniaku. Směs byla zředěna na objem 900 ml. Po kontrole a úpravě pH byl roztok zředěn na objem 1000 ml.

- Roztok hydroxidu sodného (2 mol l^{-1})
Na předvážkách bylo naváženo $80,0 \pm 0,1 \text{ g NaOH}$. Navážka byla rozpuštěna v 200 ml RO vody. Po rozpuštění byl roztok zředěn na výsledný objem 1000 ml.
- Odměrný roztok NaOH ($0,1 \text{ mol l}^{-1}$)
Na analytických vahách bylo naváženo $4,0000 \pm 0,0005 \text{ g NaOH}$. Navážka byla rozpuštěna v 200 ml RO vody. Po rozpuštění byl roztok zředěn na výsledný objem 1000 ml. Skutečná koncentrace byla ověřena standardizací.
- Metalochromní indikátory
Indikátory murexid a eriochromová čerň T byly naředěny NaCl v poměru 1:100 w/w.

6.5 Metodika a použité výpočty

6.5.1 Měření pH

V rámci experimentů byla hodnota pH modelové vody a jednotlivých vzorků měřena pomocí pH-metrického přístroje EDGE (Hanna Instruments, Itálie) s teplotní kompenzací a skleněnou elektrodou typu HI11310, která byla pravidelně kalibrována pomocí standardních pufrů o hodnotách pH 4,01; 7,01 a 10,01 (při 25 °C).

6.5.2 Měření konduktivity

Měření konduktivity bylo prováděno pomocí stolního konduktometru WTW inoLab Cond 7110 s teplotní kompenzací a vodivostní celou typu TetraCon 325 (WERKON, Německo). Přístroj byl pravidelně kalibrován pomocí kalibračního roztoku s vodivostí 141 mS m^{-1} od společnosti Hanna Instruments.

6.5.3 Stanovení celkové tvrdosti (CT), vápníku a hořčíku

Stanovení celkové tvrdosti

Ke stanovení celkové tvrdosti, tj. sumy Ca^{2+} a Mg^{2+} iontů, bylo do titrační baňky odpipetováno 100 ml vzorku. Pomocí dávkovače byly přidány 4 ml amoniakálního pufru (pH 10) a na špičku lžičky byl přidán indikátor eriochromová čerň T (1:100). Poté bylo ihned titrováno odměrným roztokem CH_3 o koncentraci $0,01 \text{ mol l}^{-1}$ z vínově červeného do modrého zbarvení (Horáková et al., 2003).

Současně bylo stejným způsobem provedeno slepé stanovení (modelová voda) a kontrolní stanovení s využitím směsného standardního roztoku Ca a Mg o koncentracích 20 a 10 mg l⁻¹. Výpočet celkové tvrdosti vychází z Rovnice 21.

$$c_{Ca^{2+}+Mg^{2+}} = \frac{(V_A - V_{A0}) \cdot c_{CH3} \cdot f_t \cdot 1000}{V_{vz}} \quad (21)$$

kde: $c_{Ca^{2+}+Mg^{2+}}$ – koncentrace sumy vápenatých a hořečnatých iontů (mmol l⁻¹)

V_A – spotřeba odměrného roztoku CH3 při vlastním stanovení sumy (ml)

V_{A0} – spotřeba odměrného roztoku CH3 při slepém stanovení sumy (ml)

c_{CH3} – koncentrace odměrného roztoku CH3 (mol l⁻¹)

f_t – faktor titrace vycházející ze stechiometrie reakce ($f_t = 1$)

V_{vz} – objem vzorku použitý k vlastnímu stanovení (ml)

Stanovení vápníku

Ke stanovení obsahu vápníku bylo do titrační baňky odpipetováno 100 ml vzorku. Pomocí dávkovače bylo přidáno 2,5 ml roztoku NaOH (2 mol l⁻¹) a na špičku lžičky byl přidán indikátor murexid. Poté bylo ihned titrováno odměrným roztokem CH3 (0,01 mol l⁻¹) z červenorůžového do fialového zbarvení (Horáková et al., 2003).

Současně bylo stejným způsobem provedeno slepé s použitím modelové vody. Výpočet obsahu vápníku vychází z Rovnice 22.

$$c_{Ca^{2+}} = \frac{(V_B - V_{B0}) \cdot c_{CH3} \cdot M_{Ca^{2+}} \cdot f_t \cdot 1000}{V_{vz}} \quad (22)$$

kde: $c_{Ca^{2+}}$ – koncentrace vápenatých iontů (mg l⁻¹)

V_B – spotřeba odměrného roztoku CH3 při vlastním stanovení (ml)

V_{B0} – spotřeba odměrného roztoku CH3 při slepém stanovení (ml)

c_{CH3} – koncentrace odměrného roztoku CH3 (mol l⁻¹)

$M_{Ca^{2+}}$ – molární hmotnost vápníku (40,08 g mol⁻¹)

f_t – faktor titrace vycházející ze stechiometrie reakce ($f_t = 1$)

V_{vz} – objem vzorku použitý k vlastnímu stanovení (ml)

Stanovení hořčíku

Koncentrace hořčíku byla stanovena diferenčně z celkového obsahu $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ a obsahu samotného vápníku. Výpočet je uveden v Rovnici 23 (Horáková et al., 2003).

$$c_{\text{Mg}^{2+}} = \frac{[(V_A - V_{A0}) - (V_B - V_{B0})] \cdot c_{\text{CH3}} \cdot M_{\text{Mg}^{2+}} \cdot f_t \cdot 1000}{V_{\text{vz}}} \quad (23)$$

kde: $c_{\text{Ca}^{2+}}$ – koncentrace vápenatých iontů (mg l^{-1})

V_A – spotřeba odměrného roztoku CH_3 při vlastním stanovení sumy (ml)

V_{A0} – spotřeba odměrného roztoku CH_3 při slepém stanovení sumy (ml)

V_B – spotřeba odměrného roztoku CH_3 při vlastním stanovení vápníku (ml)

V_{B0} – spotřeba odměrného roztoku CH_3 při slepém stanovení vápníku (ml)

c_{CH_3} – koncentrace odměrného roztoku CH_3 (mol l^{-1})

$M_{\text{Mg}^{2+}}$ – molární hmotnost hořčíku ($24,31 \text{ g mol}^{-1}$)

f_t – faktor titrace vycházející ze stechiometrie reakce ($f_t = 1$)

V_{vz} – objem vzorku použitý k vlastnímu stanovení (ml)

6.5.4 Stanovení celkové alkality (CA)

Ke stanovení celkové alkality byla aplikována acidobazická titrace, taktéž známá jako kyselinová neutralizační kapacita na hodnotu pH 4,5 ($\text{KNK}_{4,5}$). Tato hodnota odpovídá celkové alkalitě (CA) vody zahrnující HCO_3^- , CO_3^{2-} a OH^- .

Pro stanovení $\text{KNK}_{4,5}$ resp. CA bylo do čisté konické baňky pomocí odměrného válce opatrně odměřeno 50 ml vzorku. Po vložení magnetického míchadla a ponoření pH elektrody byl vzorek titrován roztokem HCl ($0,01 \text{ mol l}^{-1}$) na hodnotu pH 4,5. Výpočet CA ($\text{KNK}_{4,5}$) je definován následující Rovnicí 24. (Derco, 2019; Kyncl, 2022).

$$CA (\text{KNK}_{4,5}) = \frac{V_{\text{HCl}} \cdot c_{\text{HCl}} \cdot 1000}{V_{\text{vz}}} \quad (24)$$

kde: $^2\text{CA} (\text{KNK}_{4,5})$ – celková alkalita, kyselinová neutralizační kapacita (mmol l^{-1})

V_{HCl} – spotřeba odměrného kyseliny chlorovodíkové při vlastním stanovení (ml)

c_{HCl} – koncentrace odměrného roztoku kyseliny chlorovodíkové (mol l^{-1})

V_{vz} – objem vzorku použitý k vlastnímu stanovení (ml)

² pro účely výpočtu Langelierova saturačního indexu bude zavedena CA_{LSI} , pro kterou platí přepočít $1 \text{ mmol l}^{-1} \text{ CA} = 50 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3 \text{ CA}_{\text{LSI}}$ (Pitter, 1990)

6.5.5 Stanovení koncentrace volného CO₂

Ke stanovení koncentrace volného CO₂ v modelové vodě byla aplikována acidobazická titrace, známá také jako zásaditá neutralizační kapacita, při hodnotě pH 8,3 (ZNK_{8,3}). U vod neobsahující jiné anorganické či organické kyseliny a za předpokladu, že hodnota ZNK_{8,3} je tvořena převážně volným CO₂ platí výpočet podle ³Rovnice 25, resp. 26 (ČSN 75 7373, 2001; Derco, 2019).

$$CO_2(\text{volný}) = \text{ZNK}_{8,3} \quad (25)$$

$$c_{CO_2}(\text{volný}) = \text{ZNK}_{8,3} \cdot M_{CO_2} \quad (26)$$

kde: $CO_2(\text{volný})$ – koncentrace oxidu uhličitého (mmol l⁻¹)

$c_{CO_2}(\text{volný})$ – koncentrace oxidu uhličitého (mg l⁻¹)

M_{CO_2} – molární hmotnost CO₂ (44,01 g mol⁻¹)

Do čisté konické baňky bylo opatrně odměřeno 50 ml vzorku. Po vložení magnetického míchadla, pH elektrody a tří kapek 1% roztoku fenolftaleinu byl roztok titrován standardizovaným odměrným roztokem NaOH (0,0943 mol l⁻¹) do prvního fialového zbarvení a ustálení hodnoty pH (8,3). Výpočet ZNK_{8,3} je definován následující Rovnicí 27.

$$\text{ZNK}_{8,3} = \frac{V_{NaOH} \cdot c_{NaOH} \cdot 1000}{V_{vz}} \quad (27)$$

kde: c_{CO_2} – koncentrace oxidu uhličitého (mg l⁻¹)

V_{NaOH} – spotřeba odměrného hydroxidu sodného při vlastním stanovení (ml)

c_{NaOH} – koncentrace odměrného roztoku hydroxidu sodného (mol l⁻¹)

V_{vz} – objem vzorku použitý k vlastnímu stanovení (ml)

³ Výpočet byl aplikován při přípravě modelové vody sycením RO vody plynným CO₂, což splňuje podmínku, že voda neobsahuje jiné kyseliny, ZNK_{8,3} tedy odpovídá volnému CO₂.

6.5.6 Stanovení Langelierova saturačního indexu

Již bylo uvedeno, že LSI je používaný index k hodnocení agresivity vody. Výpočet je uvedený Rovnicí 28, resp. 29, která zahrnuje příspěvky jednotlivých ukazatelů vody, jako je, teplota ($^{\circ}\text{C}$), hodnota celkové alkality ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$), vápenatá tvrdost ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$) a ⁴ rozpuštěné látky (RL mg l^{-1}) (Al-Harashsheh et al., 2023; Kumar Ravi et al., 2023).

$$LSI = pH - pH_s \quad (28)$$

$$\text{resp. } LSI = pH - [(k_L + A + B) - (C + D)] \quad (29)$$

kde: LSI – Langelierův saturační index (-)

pH – naměřená hodnota vzorku (-)

pH_s – rovnovážné (saturační) pH (-)

k_L – Langelierova konstanta (9,3)

A – korekce rozpuštěných látek, $A = \frac{(\log_{10}[RL]-1)}{10}$ (-)

B – korekce teploty, $B = (-13,12 \cdot \log(t[^{\circ}\text{C}] + 273)) + 34,55$ (-)

C – korekce vápenaté tvrdosti vyj. jako CaCO_3 , $C = \log_{10}[2,5 \cdot Ca] - 0,4$ (-)

D – korekce alkality, $D = \log_{10}[CA_{LSI}]$ (-)

⁴ pro úsporu času a zjednodušení byl použit přepočítávací faktor pro převod vodivosti na rozpuštěné látky, kde $1 \text{ mS m}^{-1} \sim 6,7 \text{ mg l}^{-1}$ (Walton, 1989; Rusydi, 2018; „TDS kalkulátory“)

III. VÝSLEDKY A DISKUZE

7 OPTIMALIZACE PŘÍPRAVY MODELOVÉ VODY

Tato kapitola se věnuje testování možných způsobů přípravy modelové vody určené k experimentům. Cílem bylo vytvoření modelové vody, která by měla splňovat následující kritéria.

- Vhodnost ke ztvrdování, tj. především vysoká agresivita a nízká mineralizace.
- Konzistentní a reprodukovatelné složení v dostatečném množství pro experimenty.
- Rychlá a snadná příprava bez nutnosti zavádění zvláštních bezpečnostních opatření.
- Vybraná metoda by měla co nejvíce odpovídat reálnému použití v praxi.

Konzistentní složení a reprodukovatelnost byly hodnoceny monitorováním parametrů, jako jsou pH, vodivost a koncentrace volného CO_2 . Snadnost a rychlost přípravy byly posuzovány subjektivně. Vhodnost vody pro ztvrdování byla hodnocena na základě výstupní hodnoty pH, vodivosti, alkality a koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} .

Na základě provedených testů a analýzy získaných dat byla vybrána metoda (viz Kapitola 7.4 Sycení RO vody CO_2 pomocí zařízení SodaStream), která nejlépe vyhovuje stanoveným kritériím. Tato metoda byla následně použita k přípravě modelové vody pro všechny experimenty prováděné v rámci této diplomové práce.

7.1 Reverzně osmotická voda bez úpravy

Prvotní testování zahrnovalo použití reverzně osmotické vody bez úpravy. Testování probíhalo formou vsádkových testů. Do reakčních lahví o objemu 500 ml bylo odměřeno 400 ml RO vody. Do prvních tří lahví bylo naváženo 0,8000 g materiálu SEM I a do dalších tří 0,8000 g AJW I, obojí s přesností $\pm 0,0005$ g. Lahve byly uzavřeny a umístěny na rotační třepačku na 60 minut při rychlosti 5 ot min^{-1} . Po ukončení testu byly vzorky filtrovány přes vatku a analyzovány na pH, vodivost, alkalitu a koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} .

Celkové hodnocení

Zvolený postup se ukázal jako rychlý a snadno proveditelný, přičemž výsledky vykazovaly dobrou reprodukovatelnost. Vysoká výstupní hodnota pH svědčí o nedostatku oxidu uhličitého ve vodě, což je nejen v rozporu s principem ztvrdování, ale zároveň to brání dalšímu rozpouštění použitých materiálů. Na základě těchto výsledků lze konstatovat, že reverzně osmotická voda bez úpravy není vhodná jako modelová voda ke ztvrdování. Průměrné hodnoty ze tří měření jsou uvedeny v Tabulce 5 níže.

Tabulka 5 Hodnocení přípravy modelové vody – reverzně osmotická voda bez úpravy

Parametr	Jednotka	SEM I	AJW I
Vstupní hodnoty			
pH	-	5,52	
vodivost	mS m ⁻¹	0,20	
koncentrace CO ₂	mg l ⁻¹	<5	
Výstupní hodnoty			
pH	-	10,02 ± 0,80	9,11 ± 0,06
vodivost	mS m ⁻¹	7,34 ± 0,14	2,95 ± 0,07
alkalita CA _{LSI}	mg l ⁻¹ CaCO ₃	28,0 ± 0,9	18,0 ± 0,4
koncentrace Ca ²⁺	mg l ⁻¹	4,40 ± 0,38	9,40 ± 0,10
koncentrace Mg ²⁺	mg l ⁻¹	7,20 ± 0,27	<0,25

7.2 Sycení RO vody plynným CO₂ vzniklým po chemické reakci

Při této metodě bylo testováno sycení RO vody pomocí plynného CO₂, který byl připraven reakcí kyseliny chlorovodíkové a odpadního vápence. Do Erlenmayerovy baňky byl vložen odpadní vápenec a na její hrdlo byla nasazena zátka se dvěma otvory. Do jednoho z otvorů ústila dělicí baňka obsahující kyselinu chlorovodíkovou, ze druhého vedla hadička zakončená fritou, která byla ponožena do nádoby s RO vodou o objemu 10 litrů.

Po přidání kyseliny chlorovodíkové do baňky proběhla chemická reakce s vápencem, při níž vznikl plynný CO₂. Ten byl veden hadičkou do nádoby s RO vodou, kde se rozpouštěl. Sycení probíhalo 30 minut při teplotě 22 ± 1 °C. Takto byla voda připravena desetkrát, aby bylo možné ověřit reprodukovatelnost a konzistenci složení. K posouzení vhodnosti metody byly použity parametry pH, vodivost a koncentrace CO₂, které jsou uvedeny v Tabulce 6.

Celkové hodnocení

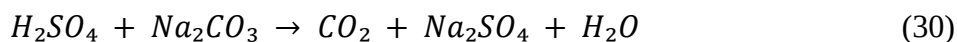
Tato metoda je poněkud pomalejší a složitější. Průměrná koncentrace CO₂ (404 mg l⁻¹) naznačuje, že se jedná o relativně účinnou metodu sycení. Nicméně vysoká směrodatná odchylka a koeficient variace pro vodivost (6,83; 0,489) a koncentraci CO₂ (161; 0,398) indikují vysokou variabilitu mezi vzorky a nízkou konzistenci složení. Opakovatelnost pro pH (0,28) je střední, což znamená, že hodnoty jsou relativně konzistentní, zatímco vyšší hodnota pro vodivost (2,16) a koncentraci CO₂ (50,89) potvrzují nízkou reprodukovatelnost metody. V neposlední řadě byly ve vodě stanoveny vyšší koncentrace chloridových iontů, které mohly zkreslovat hodnotu vodivosti a ovlivňovat výsledky ztvrzování. Podle uvedených skutečností ani tato metoda není vhodná pro přípravu modelové vody.

Tabulka 6 Hodnocení přípravy modelové vody – sycení RO vody plynným CO₂

sycení	pH (-)	vodivost (mS m ⁻¹)	koncentrace CO ₂ (mg l ⁻¹)
1	3,39	26,20	763
2	4,90	19,60	361
3	5,22	11,10	462
4	5,01	13,50	376
5	3,26	23,00	583
6	3,76	11,00	372
7	3,83	3,83	339
8	4,95	10,80	255
9	5,94	10,50	282
10	4,84	10,10	251
průměr	4,51	13,96	404
SD	0,89	6,83	161
minimum	3,26	3,83	251
maximum	5,94	26,20	763
koef. variace	0,197	0,489	0,398
rozptyl	0,79	46,66	25899,16
opakovatelnost	0,28	2,16	5089

7.3 Rozpouštění CO₂ v RO vodě přímou chemickou reakcí

Při tomto testování byla modelová voda připravena chemickou reakcí mezi kyselinou sírovou a uhličitánem sodným (Rovnice 30), přičemž vznikající CO₂ se ihned rozpouštěl v modelové vodě. Ze stechiometrie reakce bylo vypočítáno množství Na₂CO₃ potřebného k dosažení požadované koncentrace CO₂ (0, 100, 250, 500, 750, 1000 a 1500 mg l⁻¹). Přesné množství bylo rozpuštěno v 10 litrech RO vody. Po rozpuštění byl roztok upraven 20% roztokem H₂SO₄ na hodnoty pH 4; 5 a 6. Výsledná koncentrace volného CO₂ vycházející ze stechiometrie reakce byla přepočítána podle distribučního diagramu CO₂ (Obrázek 3 výše) na skutečnou koncentraci volného CO₂. Parametry modelové vody jsou uvedeny v Příloze 2 (COUNCIL OF EUROPE, 2020; PHARMAGUDDU, 2022).



Celkové hodnocení

Zmíněná metoda je poněkud pomalejší a pro studenty by se mohla jevit složitější, především kvůli nutnosti velmi přesného dávkování uhličitánu sodného a kyseliny sírové. Naopak značnou předností je snadné definování složení a vytvoření koncentrační řady volného CO₂. Tato metoda byla z důvodu časové i technické náročnosti vyloučena, a proto byly jednotlivé modelové vody připraveny pouze jednou.

I přesto ale poskytly spolehlivý základ pro pilotní (úvodní) testy ztvzování a výrazně přispěly k objasnění a pochopení vlivu pH a koncentrace volného CO₂ na celý proces.

7.4 Sycení RO vody CO₂ pomocí zařízení SodaStream

Poslední a patrně nejvhodnější metodou přípravy modelové vody je sycení RO vody plynným CO₂ pomocí jednoduchého, komerčně dostupného zařízení SodaStream. Použití SodaStreamu je oproti tlakovým lahvím výhodnější, neboť se jedná o mobilní zařízení, které je snadné na obsluhu a často dostupné v domácnostech, a tudíž je pravděpodobné, že studenti jsou s jeho obsluhou seznámeni.

Další předností je nejen úspora chemikálií, ale také čistota modelové vody, tj. bez nežádoucích iontů. Naopak nevýhoda spočívá v limitaci připravovaného objemu (maximálně 840 ml). Této limitaci se však dá předejít vhodným ředěním koncentrátu syceného roztoku.

Optimalizace spočívala v testování různých časových intervalů sycení, přičemž účinnost, konzistence a reprodukovatelnost byly ověřovány stanovením koncentrace CO₂, pH a vodivosti. Ve druhé fázi testování byla ověřována metoda „sycení/ředění“, při které byl koncentrát syceného roztoku naředěn na potřebný objem, tak, aby pokryl množství modelové vody na celý experiment ztvzování.

Originální láhev SodaStream byla naplněna po rysku (840 ml) RO vodou. Láhev byla umístěna do zařízení a tlakově nasycena jedním intenzivním stisknutím po dobu jedné, dvou a tří sekund (viz návod k zařízení). Pro každý interval bylo připraveno celkem pět vzorků, u kterých byla ve třech paralelních stanoveních měřena zjištěna hodnota pH, vodivosti a koncentrace CO₂. V níže uvedené Tabulce 7 jsou uvedeny průměrné, minimální a maximální zjištěné hodnoty pro každý časový interval sycení.

Obdobně byla zpracována i metoda „sycení/ředění“, při které byl stejným způsobem připravený nový koncentrát, který byl následně zředěn samotnou RO vodou v poměru ~ 1:5. Výsledky tohoto experimentu jsou uvedeny v téže Tabulce 7.

Celkové hodnocení

Tato metoda představuje rychlou a snadnou přípravu modelové vody s dobrou konzistencí a reprodukovatelností. Aplikací metody „sycení/ředění“ lze dosáhnout dostatečného množství modelové vody pro celý experiment. Kombinací časového intervalu sycení a vhodného ředění lze připravit širokou škálu koncentrací CO₂ (<2000 mg l⁻¹). Modelová voda připravená tímto způsobem byla použita k hlavním experimentům ztvzování.

Tabulka 7 Hodnocení přípravy modelové vody – sycení RO vody CO₂ pomocí zařízení

SodaStream

Ukazatel	Samotné sycení			„Sycení/ředění“ ~ 1:5		
	pH (-)	Vodivost (mS m ⁻¹)	CO ₂ (mg l ⁻¹)	pH (-)	Vodivost (mS m ⁻¹)	CO ₂ (mg l ⁻¹)
Sycení 1 s						
Průměr	4,10	3,59	711	4,29	2,30	301
MIN	4,03	3,41	614	4,24	2,25	282
MAX	4,19	4,20	797	4,35	2,34	316
Rozptyl	0,002	0,059	3069	0,001	0,0007	80,0
Sycení 2 s						
Průměr	3,99	5,31	1496	4,17	3,14	1109
MIN	3,95	4,55	1353	4,14	2,96	1054
MAX	4,05	5,55	1669	4,21	3,32	1187
Rozptyl	0,0008	0,072	8394	0,0005	0,012	1736
Sycení 3 s						
Průměr	3,99	6,73	1988	4,01	3,70	1499
MIN	3,96	6,54	1827	3,96	3,58	1445
MAX	4,02	6,82	2126	4,09	3,90	1594
Rozptyl	0,0004	0,01	5486	0,001	0,014	2067

8 OPTIMALIZACE PROCESU ZTVRZOVÁNÍ

Zpočátku byly provedeny pilotní (úvodní) testy, které měly za úkol analyzovat celý proces, tj. samotné ztvrdování, ale i možné komplikace spojené s praktickou realizací v laboratoři. Jedním z takových testů bylo zejména sledování vlivu koncentrace volného CO_2 a hodnoty pH modelové vody. K testování byly použity modelové vody připravené podle Kapitoly 7.3. Testy probíhaly formou vsádkových testů pro oba materiály.

Do 500 ml uzavíratelných lahví byl navážen materiál, vždy pro každou kombinaci koncentrace volného CO_2 a pH. Například pro koncentraci volného CO_2 100 mg l^{-1} a hodnoty pH 4; 5 a 6 bylo do tří nádob naváženo 0,6 g SEM I. Pro stejnou kombinaci bylo do dalších tří lahví naváženo 0,6 g AJW I, takže koncentrace obou materiálů byla 2 g l^{-1} . Do třetí trojice lahví bylo naváženo 0,3 g SEM I a 0,3 g AJW I, což odpovídalo koncentraci $1+1 \text{ g l}^{-1}$. K takto připraveným lahvím bylo opatrně přidáno 300 ml příslušné modelové vody. Láhve byly uzavřeny a umístěny na překlopnou třepačku po dobu 2 hodin při rychlosti 5 ot. min^{-1} . Vliv výše uvedených faktorů byl ověřen změnou pH, vodivosti a nárůstem koncentrací Ca, Mg a CT.

Pro každou kombinaci koncentrace volného CO_2 a hodnoty pH modelové vody byly vypočítány průměrné hodnoty jednotlivých ukazatelů z testů AJW a SEM jako teoretická směs. Tyto průměrné hodnoty byly porovnány s hodnotami reálné směsi AJW + SEM jako velikost jejich rozdílu. Nakonec byl pro každou kombinaci vypočítán součet absolutních rozdílů jednotlivých ukazatelů mezi teoretickou a reálnou směsí

Z výsledků testování vyplynulo několik obecných, avšak zásadních poznatků. S rostoucí koncentrací volného CO_2 obecně klesala změna hodnoty pH, a tato změna byla výraznější u SEM než u AJW. To poukazuje na vyšší reaktivitu SEM ve srovnání s AJW. Zároveň bylo pozorováno, že s rostoucí koncentrací volného CO_2 se zvyšovaly koncentrace vápníku a hořčíku ve vodě. U AJW docházelo ke zvyšování pouze koncentrace vápníku, což odpovídá jeho složení (čistý CaCO_3). Naproti tomu u SEM se výrazně a lineárně zvyšovala koncentrace hořčíku, zatímco koncentrace vápníku zůstávala téměř konstantní, v rozmezí $2\text{--}6 \text{ mg l}^{-1}$. Tento výsledek byl jedním z hlavních důvodů pro další testování.

Z praktického hlediska se ukázalo, že testování při koncentracích volného CO_2 od 500 mg l^{-1} je zatíženo značnou chybou. Ta byla způsobena složitější manipulací s vysoce nasycenou („perlivou“) modelovou vodou, u které docházelo ke ztrátám CO_2 . S rostoucí koncentrací volného CO_2 se zvyšovala i odchylka její skutečné koncentrace v reakčních lahvích.

Tato skutečnost byla potvrzena vyššími hodnotami sumy absolutních rozdílů (viz Příloha 2). Nejnižších hodnot absolutních rozdílů bylo dosaženo u koncentrací v intervalu 0–250 mg l⁻¹ a nejnižšího rozdílu (1,31) bylo dosaženo při koncentraci volného CO₂ 100 mg l⁻¹ a hodnotě pH 4. Po dokončení pilotních testů byly navrženy a realizovány testy ztvrdování s přesně definovanými podmínkami a s použitím modelové vody připravené pomocí SodaStream.

8.1 Vsádkové testování – vliv množství materiálů

Popis a realizace testů

Pro jednotlivé frakce obou materiálů (AJW a SEM) byla sledována účinnost procesu v závislosti na dávce materiálů. K testování byla použita modelová voda připravená pomocí zařízení SodaStream s koncentrací volného CO₂ v rozmezí 200–250 mg l⁻¹.

Do uzavíratelných lahví o objemu 500 ml bylo nadávkováno 0; 0,8; 2; 4; 6; 8; 12 a 16 g materiálu. Následně bylo přidáno 400 ml modelové vody. Takto připravené lahve byly ihned uzavřeny a vloženy na překlopnou třepačku po dobu 60 ± 5 minut při rychlosti 5 ot min⁻¹ a teplotě 22 ± 1 °C. Po ukončení reakce byly vzorky zfiltrány přes vatku a podrobeny analýze zahrnující stanovení alkality, koncentrací vápníku a hořčíku a výpočtu CT a LSI.

Pro každou testovanou dávku byly provedeny duplicitní testy. Finální výsledky byly vyjádřeny jako průměrná hodnota z obou testů.

Hodnocení – vliv množství materiálů AJW a SEM

Níže uvedená Tabulka 8 uvádí naměřené hodnoty vodivosti, alkality a celkové tvrdosti (CT) upravené (ztvrzené) vody pro materiál AJW při různých frakcích (AJW I, AJW II, AJW III).

Tabulka 8 Výstupní parametry upravené (ztvrzené) vody – vliv dávky materiálů AJW

AJW Dávka (g)	Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			CT (mmol l ⁻¹)		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	1,47	1,42	1,37	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00
0,8	5,07	2,41	1,70	23,5	19,5	4,50	0,26	0,13	0,08
2	11,2	5,24	3,46	55,5	32,0	10,5	0,61	0,27	0,19
4	17,7	8,48	5,99	84,0	45,5	14,5	0,69	0,46	0,32
6	21,8	11,9	9,01	97,0	59,5	22,5	1,15	0,64	0,48
8	28,5	14,3	11,1	162	69,0	32,0	1,53	0,79	0,61
12	31,5	19,0	15,8	195	102	86	1,92	1,16	0,97
16	37,8	23,6	17,1	200	131	101	2,07	1,48	1,03

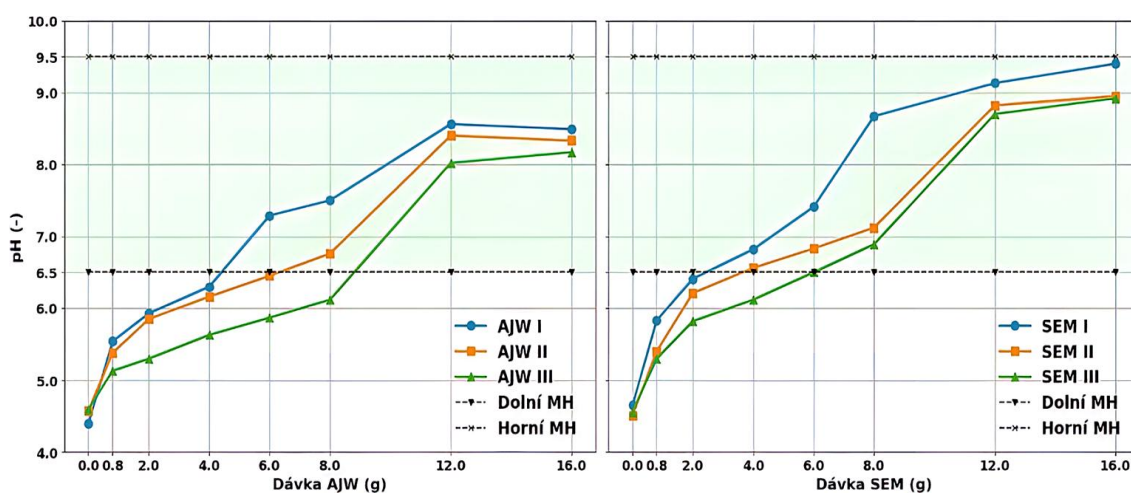
Tabulka 9 obsahuje analogická data pro materiál SEM (frakce SEM I, SEM II a SEM III). Ostatní ukazatele, jako pH, LSI a koncentrace vápníku a hořčíku, jsou prezentovány v Obrázcích 4, 5, 6 a 7 níže.

Tabulka 9 Výstupní parametry upravené (ztvrzené) vody – vliv dávky materiálů SEM

SEM	Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			CT (mmol l ⁻¹)		
Dávka (g)	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	1,47	1,11	1,47	1,50	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
0,8	7,15	4,10	2,77	40,5	20,0	12,0	0,36	0,25	0,13
2	16,0	8,92	8,41	84,0	45,5	41,5	0,91	0,48	0,41
4	28,2	17,5	16,3	158	93,5	71,0	1,61	0,98	0,83
6	40,0	25,7	20,8	229	132	105	2,32	1,46	1,25
8	47,1	31,3	27,2	277	177	147	2,72	1,77	1,53
12	49,9	47,4	38,0	325	276	253	3,54	2,86	2,36
16	50,9	48,4	46,3	346	303	296	3,68	3,24	2,60

Hodnota pH

Níže uvedený Obrázek 4 zobrazuje grafický průběh vývoje hodnoty pH v závislosti na použité dávce a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafů jsou rovněž černou čárkovanou čarou vyznačeny mezní hodnoty (MH) pH podle platné vyhlášky č. 371/2023 Sb.



Obrázek 4 Závislost hodnoty pH na použité dávce a frakci

Zobrazené průběhy jednoznačně ukazují pozitivní vliv rostoucí dávky obou materiálů na nárůst pH. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo při dávkách 12–16 g, kdy pH dosáhlo až 8,56 pro AJW a 9,40 pro SEM. Na základě grafického a kvantitativního vyhodnocení lze průběh rozdělit do tří charakteristických fází.

V první fázi (dávka 0–2 g) byl zaznamenán nejvyšší kladný přírůstek pH v závislosti na použité dávce (AJW I +1,53, SEM I +1,76). Tento strmý nárůst je dán vysokou rozpustností uhličitanových minerálů v kyselém prostředí s vysokou koncentrací CO_2 (Plummer et al., 1978; Sjöberg a Rickard, 1984).

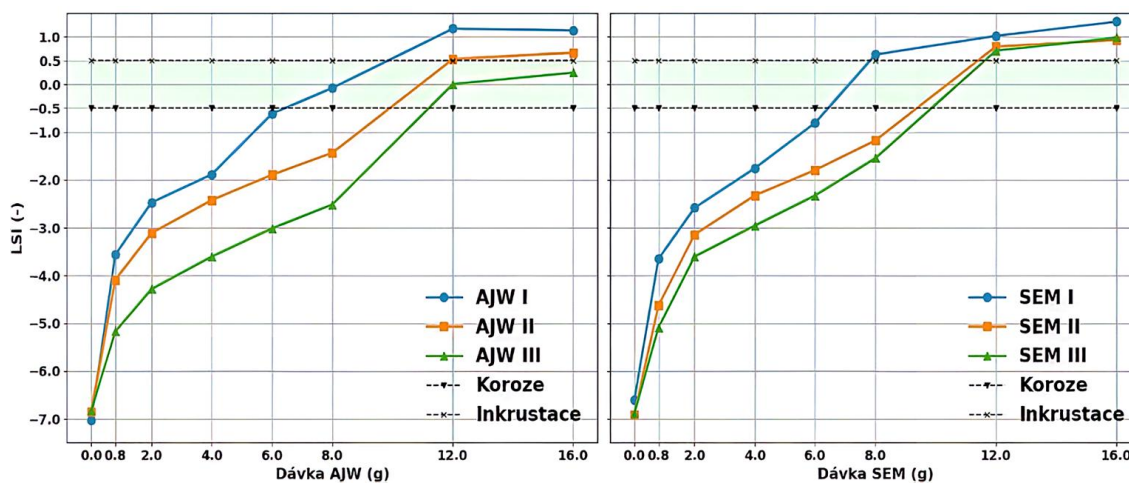
Ve druhé fázi (2–8 g) pH dál roste, ale s nižší rychlostí. Kromě ubývání volného CO_2 a rostoucí hodnoty pH začíná v systému převládat vliv iontové síly (Ca^{2+} a HCO_3^-), což vede ke snižování rychlosti rozpouštění. Systém se postupně přibližuje k rovnovážnému stavu (Plummer et al., 1978).

V poslední fázi při dávkách nad 10 g je nárůst pH velmi nízký. V případě AJW I a II byl mezi dávkami 12 a 16 g dokonce zaznamenán mírný pokles. To poukazuje na ustalování vápenato-uhličitanové rovnováhy. Zatímco u AJW dochází k ustálení pH v rozmezí ~8,4–8,6, u SEM pH stále pomalu roste. Tato skutečnost souvisí s chemickým složením SEM, který obsahuje MgO . Při jeho rozpouštění (hydrataci) vzniká $\text{Mg}(\text{OH})_2$, který následně uvolňuje OH^- ionty a posouvá pH na vyšší hodnoty. Tento mechanismus je mnohem rychlejší než při rozpouštění CaCO_3 a může probíhat až do hodnot pH 10–12 (Plummer et al., 1978; Pettau et al., 2024; Aguilar-Pozo et al., 2025).

Z pohledu legislativy, která uvádí pro pH mezní hodnotu 6,5 až 9,5 je u AJW optimální dávka 5–12 g v závislosti na použité frakci, přičemž u vyšší dávky již nedochází k efektivnímu účinku, naopak může dojít ke zpětnému srážení vápence (inkrustaci). U SEM je optimální dávka poněkud nižší a to 3–12 g opět v závislosti na použité frakci. Je třeba poznamenat, že hodnota pH je pouze jedním z faktorů, které ovlivňují výběr frakce a dávky. Je také nutné brát v úvahu i další ukazatele, například LSI a koncentrace vápníku a hořčíku.

Langelierův saturační index

Obrázek 5 zobrazuje vývoj Langelierova saturačního indexu v závislosti na dávce a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafů je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval rovnovážného stavu –0,5 až 0,5 (Lodha et al., 2023).



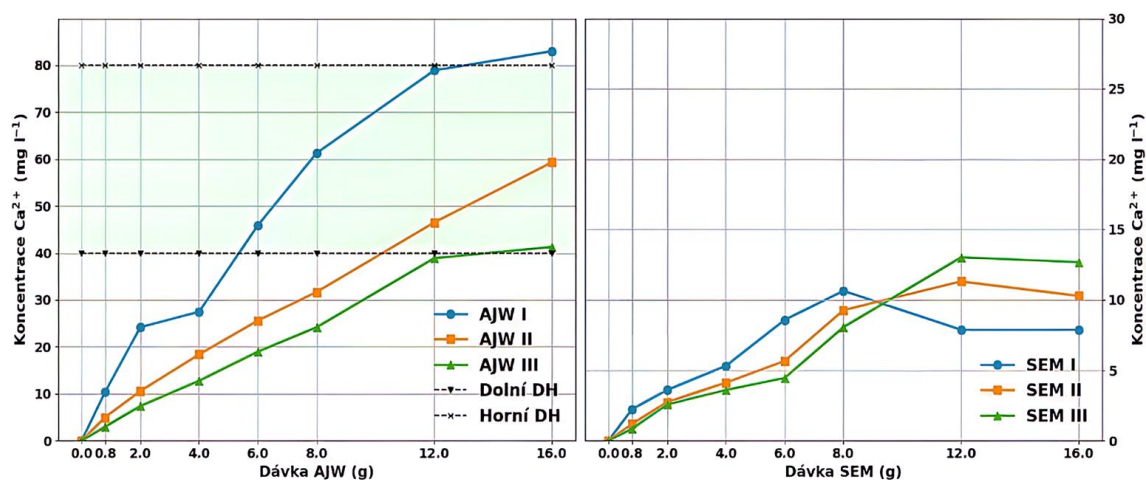
Obrázek 5 Závislost hodnoty LSI na použité dávce a frakci

Již bylo zmíněno, že LSI vyjadřuje míru agresivity vod, a při pohledu na průběhy obou materiálů lze pozorovat, jak velmi je připravená modelová voda korozivní. Se zvyšující se dávkou materiálu je v obou případech patrný velmi podobný průběh jako u hodnoty pH, což je pochopitelné, neboť kromě alkality, koncentrace Ca^{2+} a rozpuštěných látek je pH jednou z hlavních funkcí LSI. Průběh je však strmější a lze jej rovněž členit na tři fáze. Fáze rychlého růstu (0–2 g) je projevem významného zvýšení pH spolu se snížením koncentrace volného, v tomto případě agresivního CO_2 . Rovněž se zde začíná projevovat vliv nárůstu koncentrace Ca^{2+} a také HCO_3^- jako jedné ze složek alkality, která je v případě SEM umocněna i OH^- ionty (proto strmější růst).

Ve druhé fázi (2–8 g) se LSI nadále zvyšuje, ale již pomaleji, neboť klesá rychlost rozpouštění i koncentrace agresivního CO_2 . Plně se zde začíná projevovat vliv Ca^{2+} , HCO_3^- a OH^- , zejména u frakcí I, které dosahují rovnováhy s CaCO_3 , což odpovídá hodnotám LSI blízkým nule. Tento stav indikuje, že voda není agresivní, ani inkrustující. Zatímco v poslední fázi (8–12 g) dospěly do rovnovážného stavu i frakce II a III, frakce I tento stav začínají přesahovat, což představuje inkrustaci, která se mimo jiné začala projevovat mírnou opalescencí způsobenou srážením vápence. Při dávce 16 g došlo k mírnému poklesu hodnoty LSI u frakce I, což může jednak vypovídat o maximálním stupni nasycení, anebo ukazovat na chyby měření způsobené nehomogenitou vzorku.

Koncentrace vápníku

Obrázek 6 níže znázorňuje vývoj koncentrace vápníku v závislosti na dávce a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafu je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval doporučené koncentrace (DH) vápníku podle vyhlášky č. 371/2023 Sb.



Obrázek 6 Závislost koncentrace Ca^{2+} na dávce a frakci

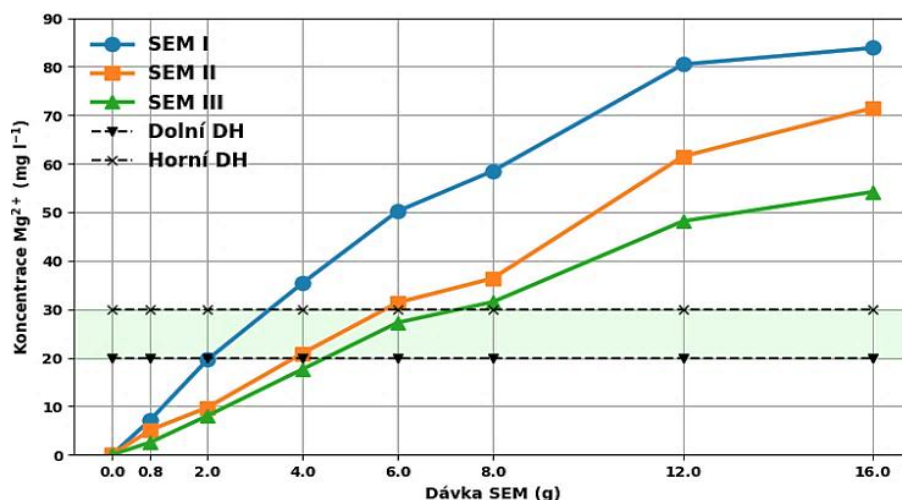
U AJW je zřejmá výrazná a stabilní závislost koncentrace Ca^{2+} na dávce materiálu. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo u nejjemnější frakce I, což souvisí s vyšší rozpustností danou větším specifickým povrchem (Nguemtue et al., 2020). Frakce I dosahuje při dávce 6 g koncentrace $45,9 \text{ mg l}^{-1}$ a od dávky 12 g překračuje horní DH 80 mg l^{-1} .

Z technologického hlediska je frakce I vhodnější pro intenzivní ztvrdování, zejména u plně odsolených vod, kde je třeba rychlé a výrazné navýšení koncentrace Ca^{2+} . Frakce II a III mají stabilnější průběh, vhodný pro mírné ztvrdování podzemních a povrchových vod s předpokládanou částečnou mineralizací. Podle legislativy je optimální dávka pro AJW I a II mezi 6–12 g, zatímco u frakce III je zapotřebí dávka vyšší 12–16 g.

Na rozdíl od AJW nevykazuje SEM výrazné zvýšení koncentrace Ca^{2+} iontů ani při vyšších dávkách. Při maximální dávce bylo dosaženo pouze $9\text{--}12 \text{ mg l}^{-1} \text{Ca}^{2+}$, což je značně pod DH i MH (30 mg l^{-1}) pro pitnou vodu. Tato skutečnost je na první pohled překvapivá, zvláště když SEM obsahuje Ca a Mg přibližně ve stechiometrickém poměru 1:1. Nízké koncentrace Ca^{2+} ve ztvrdované vodě nejsou v důsledku nízkého obsahu vápníku v materiálu ($\sim 70\% \text{ CaCO}_3$ podle technického listu). Hlavní příčinou je rychlý nárůst pH vlivem hydratace MgO, což snižuje rozpustnost vápencové složky SEM při vyšším pH a deficitu CO_2 . Derco et al. (2017) upozorňují, že efektivní uvolňování vápníku z PVD vyžaduje dostatečné množství CO_2 , což bude diskutováno v následující kapitole.

Koncentrace hořčíku

Níže uvedený Obrázek 7 zobrazuje závislost koncentrace Mg^{2+} na použité dávce materiálu SEM. Součástí grafu je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval doporučené koncentrace hořčíku (DH) podle vyhlášky č. 371/2023 Sb.



Obrázek 7 Závislost koncentrace Mg^{2+} na dávce a frakci

Nejstrmější nárůst lze pozorovat u frakce I, kdy je dolní hranice DH dosažena již při dávce 2 g. Tento vývoj lze vysvětlit kombinací vysoké reaktivity MgO a vyšší reaktivity jemné frakce (Nguemtue et al., 2020; Aguilar-Pozo et al., 2025).

Se zvyšující se dávkou však rychlost nárůstu Mg^{2+} zpomaluje, což stejně jako v případě pH souvisí s blížícím se rovnovážným stavem. Mimo jiné zde hraje roli i možná precipitace $\text{Mg}(\text{OH})_2$ při vyšší hodnotě pH (Crittenden et al., 2012; Derco a Luptáková, 2015). V poslední fázi se systém přibližoval k rovnováze. Přes mírný nárůst koncentrací je patrné, že další zvýšení dávky SEM již nevede k výraznému nárůstu koncentrace Mg^{2+} .

Z legislativního pohledu je požadovaných hodnot dosaženo pro frakci I při optimální dávce 2–4 g, pro frakci II je to 4–6 g a pro frakci III 6–8 g.

Z výsledků experimentů vyplývá, že dávka materiálu má zásadní vliv na všechny sledované ukazatele, tedy pH, LSI a koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} . S rostoucí dávkou dochází nejprve k prudkému zlepšení všech parametrů, které následně zpomaluje vlivem přibližující se rovnováhy a spotřeby dostupného CO_2 . U jemnějších frakcí (I a II) je pozorován výraznější efekt díky většímu specifickému povrchu a intenzivnějšímu kontaktu s H^+ ionty.

Optimálních hodnot pH (6,5–9,5) a LSI (–0,5 až +0,5) bylo dosaženo již při středních dávkách (8–12 g), zatímco koncentrace Ca^{2+} odpovídající legislativnímu intervalu ($40\text{--}80\text{ mg l}^{-1}$) bylo dosaženo pouze u AJW. Hořčík, který je přítomný pouze v SEM, dosahoval vhodného rozmezí ($20\text{--}30\text{ mg l}^{-1}$) především u nižších až středních dávek (2–6 g), a to zejména u frakce I. Z výše uvedených informací a hodnot je patrné, že celková tvrdost vody v případě použití AJW odpovídá čistě vápenaté tvrdosti s maximální dosaženou hodnotou $2,07\text{ mmol l}^{-1}$ pro frakci I a dávku 16 g, což je na hranici DH ($2\text{--}3,5\text{ mmol l}^{-1}$). Zatímco v případě SEM se jedná především o hořčnatou tvrdost a příznivé hodnoty bylo dosaženo již při dávce od 6 g pro frakci I a od dávky 12 g pro frakce II a III. Celkové vyhodnocení ukazuje, že pro splnění všech požadavků zároveň je kritické nejen množství, ale i složení a velikost frakce materiálu a u SEM může být limitujícím faktorem také dostupnost CO_2 a rychlost srážení uhličitanu vápenatého.

8.2 Vsádkové testování – vliv vstupní koncentrace volného CO_2

Popis a realizace testů

Pro jednotlivé frakce obou materiálů (AJW a SEM) byla tentokrát sledována účinnost procesu v závislosti na vstupní koncentraci volného CO_2 . K testování byla použita modelová voda připravená pomocí zařízení SodaStream s různými koncentracemi volného CO_2 .

Do uzavíratelných lahví o objemu 500 ml byl navážen materiál o hmotnosti 4 g, ke kterému bylo přidáno 400 ml modelové vody s příslušnou koncentrací volného CO_2 . Koncentrace volného CO_2 v jednotlivých modelových vodách byla 0, 108, 224, $523 \pm 10 \text{ mg l}^{-1}$ a 1030, $1793 \pm 50 \text{ mg l}^{-1}$. Takto připravené lahve byly ihned uzavřeny a vloženy na překlopnou třepačku po dobu 60 ± 5 minut při rychlosti 5 ot min^{-1} a teplotě $22 \pm 1^\circ\text{C}$. Po ukončení reakce byly vzorky zfiltrány přes vatu a podrobeny analýze zahrnující měření pH, vodivosti, stanovení alkality, koncentrace vápníku a hořčíku a výpočet CT a LSI. Pro každou testovanou koncentraci byly provedeny duplicitní testy. Finální výsledky byly vyjádřeny jako průměrná hodnota z obou testů.

Hodnocení – vliv vstupní koncentrace volného CO_2 AJW a SEM

Níže uvedená Tabulka 10 poskytuje naměřená data upravené (ztvrzené) vody o vodivosti, alkalitě a CT pro materiál AJW při různých frakcích (AJW I, AJW II a AJW III).

Tabulka 10 Výstupní parametry upravené (ztvrzené) vody – vliv koncentrace CO_2 AJW

AJW $\text{CO}_2 (\text{mg l}^{-1})$	Vodivost (mS m^{-1})			Alkalita ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$)			CT (mmol l^{-1})		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	3,41	2,78	2,65	20,5	13,0	11,5	0,28	0,17	0,12
108	7,39	5,07	3,06	38,0	25,5	14,0	0,45	0,30	0,17
224	16,8	8,29	6,20	66,0	45,5	15,5	0,86	0,44	0,35
523	22,3	11,3	8,17	113	77,0	36,0	1,14	0,65	0,47
1030	34,5	14,7	10,4	179	105	49,0	1,84	0,87	0,61
1793	46,4	19,3	13,5	253	132	58,0	2,44	1,17	0,72

Tabulka 11 níže pak obsahuje stejné parametry pro materiál SEM při frakcích SEM I, SEM II a SEM III. Ostatní ukazatele, jako pH, LSI a koncentrace vápníku a hořčíku jsou prezentovány níže uvedenými Obrázky 8, 9, 10 a 11.

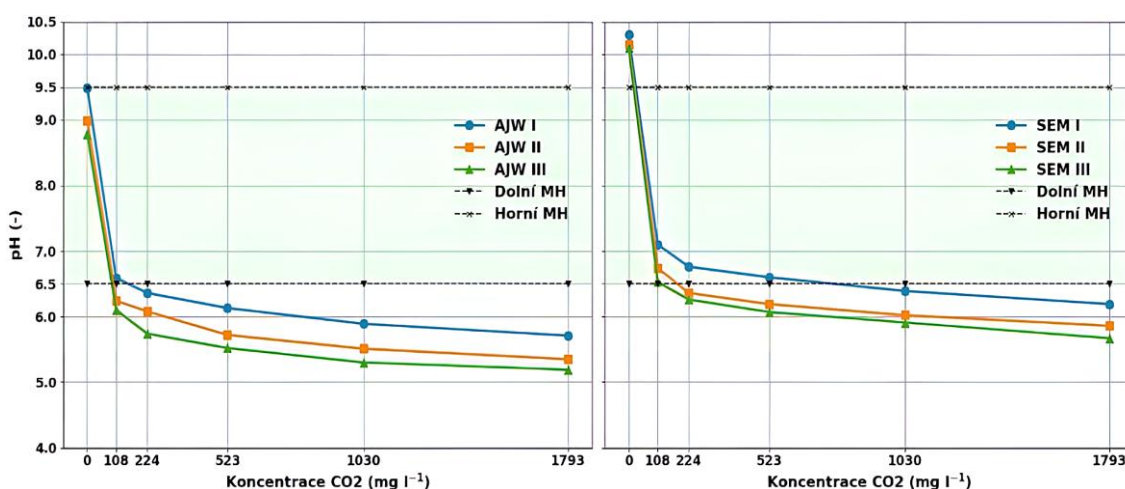
Tabulka 11 Výstupní parametry upravené (ztvrzené) vody – vliv koncentrace CO_2 SEM

SEM $\text{CO}_2 (\text{mg l}^{-1})$	Vodivost (mS m^{-1})			Alkalita ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$)			CT (mmol l^{-1})		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	8,3	5,6	4,9	30,0	23,5	19,0	0,32	0,26	0,19
108	12,7	7,3	5,8	72,5	38,0	25,0	0,81	0,30	0,17
224	24,6	14,9	13,7	133	82,0	65,5	1,33	0,86	0,72
523	40,9	23,0	19,7	252	127	103	2,38	1,32	1,06
1030	55,6	30,2	28,0	319	180	145	3,39	2,03	1,40
1793	78,2	48,5	30,1	463	273	177	4,85	2,93	1,69

Hodnota pH

Níže uvedený Obrázek 8 zobrazuje grafický průběh vývoje hodnoty pH v závislosti na koncentraci volného CO_2 a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafů jsou rovněž černou čárkovanou čarou vyznačeny mezní hodnoty (MH) pH podle platné vyhlášky č. 371/2023 Sb.

U AJW lze v porovnání se SEM pozorovat výraznější vliv koncentrace volného CO_2 na hodnotu pH. Při nulové koncentraci CO_2 dosahují všechny frakce relativně vysokého pH (8,78–9,49), což je dáno samotnou, byť sice velmi nízkou ($\sim 15 \text{ mg l}^{-1}$; 25°C) rozpustností. Při rozpouštění vznikají HCO_3^- ionty, které následně disociují až na OH^- ionty, které jsou zodpovědné právě za vyšší hodnoty pH. Jakmile však v systému bude přítomný CO_2 , bude se hydratovat na kyselinu uhličitou, která bude rovněž disociovat za vzniku H^+ iontů.



Obrázek 8 Závislost hodnoty pH na koncentraci CO_2 a velikosti frakce

Přítomné vodíkové ionty neutralizují hydroxidové ionty, čímž dochází ke snižování hodnoty pH, což do jisté míry podporuje další rozpouštění uhličitane vápenatého. S rostoucí koncentrací CO_2 začínají v systému převládat H^+ ionty, což se, jak si můžeme povšimnout, projeví poklesem pH až na hodnoty v rozmezí 5,2–6,1 v závislosti na použité frakci. Tento efekt však paradoxně omezuje následné zvyšování pH, neboť rychlost neutralizace vodíkových iontů je limitována kinetikou rozpouštění vápence, která závisí především na velikosti aktivní plochy (Plummer et al., 1978; Alkattan et al., 1998).

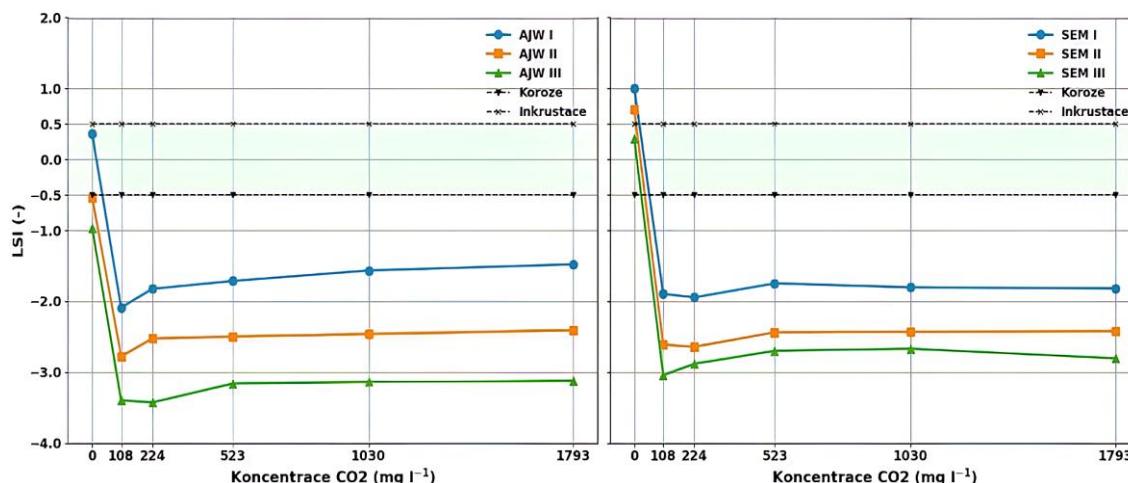
Toto tvrzení rovněž koreluje s velikostí frakcí. Můžeme pozorovat, že se zvyšující se velikostí částic klesá hodnota pH, což lze vysvětlit menší aktivní plochou u větších částic (Nguemtue et al., 2020).

Ke konci grafického průběhu jsou však koncentrace CO_2 natolik vysoké, že postupně potlačují i rozdílné reakční rychlosti daných frakcí.

Podobný průběh vykazuje i SEM s rozdílem, že dolomitická složka (MgO) při nulové koncentraci CO_2 podléhá hydrataci a přechází na relativně silný hydroxid hořečnatý, což vede k výrazně vyšší hodnotě pH než u AJW. S rostoucí koncentrací CO_2 jsou sice H^+ ionty neutralizovány, ale kvůli vysoké alkalizační schopnosti jsou průměrné hodnoty pH o 0,5–1,1 vyšší než v případě AJW.

Langelierův saturační index

Obrázek 9 zobrazuje závislost Langelierova saturačního indexu na koncentraci volného CO_2 a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafů je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval rovnovážného stavu $-0,5$ až $0,5$ (Lodha et al., 2023).



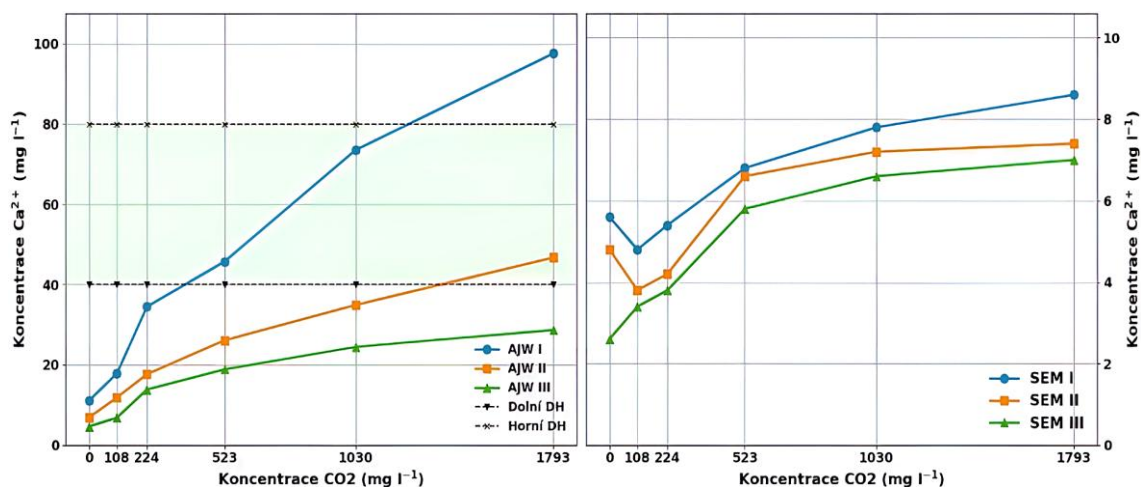
Obrázek 9 Závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 a velikosti frakce

Můžeme pozorovat, že frakce AJW I, AJW II a SEM III se při nulové koncentraci CO_2 pohybují v oblasti rovnovážného stavu. Tento jev může být na první pohled překvapivý, nicméně přestože v rámci testování uvádíme nulovou koncentraci (nedošlo k sycení), je v modelové vodě přece jen přítomno stopové množství rozpuštěného CO_2 . Toto množství je dáno difuzí atmosférického CO_2 . Podle Pittera (1990) je přibližná koncentrace volného CO_2 při laboratorních podmínkách (20°C , 1 atm) asi $0,55 \text{ mg l}^{-1}$. Toto množství je dostatečné k částečné disociaci H_2CO_3 na H^+ a HCO_3^- . Slabě kyselé prostředí ($\sim 5,5$) napomáhá rozpouštění uhličitanu vápenatého, při kterém dochází k uvolňování Ca^{2+} a také OH^- a HCO_3^- iontů (zvýšení alkality), což vede k rovnovážnému stavu (Kaufmann et al., 2007).

Významnou roli zde hraje i velikost částic a složení materiálu. Jemnější frakce AJW I a II s vyšší specifickou plochou rovnovážného stavu dosáhly, zatímco frakce III reagovala pomaleji ($LSI = -1$). Naopak v případě SEM III se velikost frakce projevuje opačně. Již bylo uvedeno, že MgO reaguje přednostně s vyšší rychlostí a proto je pro rovnovážný stav LSI při „nulové“ koncentraci CO_2 vhodnější menší specifický povrch (frakce III). Frakce SEM I a II naopak rovnovážný stav překročily (inkrustace). Zbylý grafický průběh je podobný jako v případě pH, což vysvětluje především paradox zvyšování hodnoty pH.

Koncentrace vápníku

Obrázek 10 níže znázorňuje vývoj koncentrace vápníku v závislosti na koncentraci volného CO_2 a velikosti frakce materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Součástí grafu je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval doporučené koncentrace (DH) vápníku podle vyhlášky č. 371/2023 Sb.



Obrázek 10 Závislost koncentrace Ca^{2+} na koncentraci CO_2 a velikosti frakce

U materiálu AJW je patrná výrazná závislost mezi rostoucí koncentrací CO_2 a koncentrací Ca^{2+} v systému. Při nízkých koncentracích CO_2 je rozpouštění $CaCO_3$ limitováno deficitem H^+ ionty, které vznikají disociací kyseliny uhličitě. Tento efekt je nejlépe pozorovatelný v rozmezí 0–108 $mg\ l^{-1}$, kdy je růst koncentrace Ca^{2+} pomalejší. Při dalším zvyšování koncentrace CO_2 je nárůst koncentrace Ca^{2+} intenzivnější až do určitého bodu (rychlost reakce je řízena dostupností H^+ ionty a velikostí reakční plochy), ve kterém je rozpouštění opět zpomaleno limitací reakční plochy materiálů. Toto lze nejlépe pozorovat u frakce II a III v rozmezí 523–1793 $mg\ l^{-1}$.

Na rozdíl od AJW je u SEM průběh rozpouštění Ca^{2+} výrazně odlišný a celkově méně efektivní. Přestože je SEM schopný dosáhnout vysokých hodnot pH, koncentrace Ca^{2+} zůstává při všech testovaných koncentracích CO_2 výrazně nižší. Při pohledu na samotný průběh je sice patrné mírné navýšení, ale k žádnému výraznému nárůstu nedochází ani při nejvyšší koncentraci CO_2 . Například u SEM III byla při koncentraci 1793 mg l^{-1} naměřena koncentrace Ca^{2+} pouze $7,0 \text{ mg l}^{-1}$, což je jen o $4,4 \text{ mg l}^{-1}$ více než při nulové koncentraci. Tato skutečnost potvrzuje, že v případě SEM se rozpouštění Ca^{2+} neřídí pouze koncentrací CO_2 , ale ovlivňují ho i další faktory, zejména chemické složení (přítomnost MgO).

Zatímco u klasického lomového dolomitu jsou oba prvky vázány v uhličitanové formě a oba se tedy do vodné fáze uvolňují ve stejném stechiometrickém poměru, přičemž v některých případech byl poměr vyšší ve prospěch vápníku (Morse, Arvidson, 2002; Pokrovsky et al., 2005; Zhang et al., 2007), u polovypáleného dolomitu je vápník ve formě uhličitanu a hořčík ve formě oxidu, který má vyšší kinetiku rozpouštění, a proto je přednostně uvolněn do vodné fáze (Rapant et al., 2022).

Hypoteticky lze tento jev vysvětlit vznikem Mg(OH)_2 z MgO , který zvyšuje pH a vede k lokálnímu přesycení vůči CaCO_3 , což může způsobit jeho precipitaci přímo na povrchu zrn a zpomalit či zastavit další rozpouštění (Plummer et al., 1978; Putnis et al., 2014).

Výsledky provedeného experimentu se jeví poněkud rozporuplně při srovnání s publikací Derco et al. (2019), neboť jak je patrné zvýšená koncentrace CO_2 nijak výrazně koncentraci vápníku nezvýšila, naopak ale potvrzuje závěr publikace Barloková et al. (2017), kteří uvádějí: „Čím delší je doba kontaktu vody s polovypáleným dolomitem (v závislosti na obsahu CO_2), tím více je voda obohacena o hořčík, ale koncentrace vápníku se tolik nezvyšuje.“ (Barloková et al., 2017, přeloženo z anglického originálu).

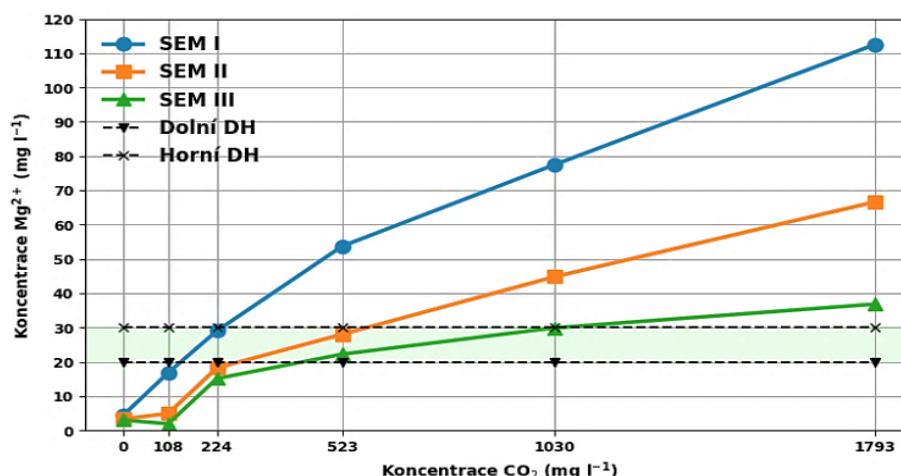
Je nutné podotknout, že obě publikace zmiňují proces ztvrdování formou filtračních zařízení. V případě Derco et al. (2019) se jedná o fluidní reaktor a v případě studie Barloková et al. (2017) se jedná o filtrační mineralizační kolony použité na úpravnách vod Hriňová a Turček (Slovenská republika).

Luptáková et al. (2017) uvádějí, že v případě polovypáleného dolomitu (SEM) je uvolňování Ca^{2+} silně závislé na optimalizaci poměru mezi CO_2 a dávkou materiálů. V přebytku CO_2 může dojít k potlačení rozpustnosti materiálu a k pasivaci povrchu, což omezuje další rozpouštění CaCO_3 . Tento jev se pravděpodobně projevil i v našich testech.

Koncentrace hořčíku

Obrázek 11 níže znázorňuje vývoj koncentrace hořčíku v závislosti na koncentraci volného CO_2 a velikosti frakce materiálů SEM. Součástí grafu je černou čárkovanou křivkou vyznačen interval doporučené koncentrace (DH) hořčíku podle vyhlášky č. 371/2023 Sb.

I když v případě SEM není vliv koncentrace volného CO_2 na množství vápníku nijak významný (v průměru pětkrát menší než u AJW), vývoj koncentrace hořčíku představuje pravý opak. Jak je vidět, průběh je velmi podobný jako v případě koncentrace vápníku u AJW. Nejen že u všech tří frakcí byly dosaženy celé hodnoty intervalu DH, ale například v případě frakce I došlo téměř ke čtyřnásobnému překročení horní hranice DH (112 mg l^{-1}). Na základě tohoto experimentu a výše uvedených skutečností lze konstatovat, že koncentrace hořčíku je funkcí koncentrace CO_2 .



Obrázek 11 Závislost koncentrace Mg^{2+} na koncentraci CO_2 a velikosti frakce

8.3 Vsádkové testování – vliv časové závislosti (reakční kinetika)

Popis a realizace testů

Pro jednotlivé frakce obou materiálů (AJW a SEM) byla tentokrát sledována časová závislost a studium reakční kinetiky. K testování byla použita modelová voda připravená pomocí zařízení SodaStream s koncentrací CO_2 v intervalu $200\text{--}250 \text{ mg l}^{-1}$.

Do sedmi uzavíratelných lahví o objemu 500 ml byl navážen materiál o hmotnosti 4 g, ke kterému bylo přidáno 400 ml modelové vody s koncentrací volného CO_2 v intervalu $200\text{--}250 \text{ mg l}^{-1}$. Takto připravené lahve byly ihned uzavřeny a vloženy na překloupnou třepačku po dobu 60 ± 5 minut při rychlosti 5 ot min^{-1} a teplotě 22 ± 1 °C. Vzorky byly analyzovány v definovaných časových intervalech 10, 20, 45, 60, 90 a 120 ± 3 minut.

Po ukončení reakce byly vzorky zfiltrvány přes vat u a podrobeny analýze zahrnující měření pH, vodivosti, stanovení alkality, koncentrace vápníku a hořčíku a výpočet CT a LSI.

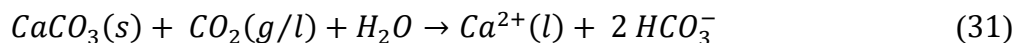
Pro každý čas byly provedeny duplicitní testy. Finální výsledky byly vyjádřeny jako průměrná hodnota z obou testů (viz Příloha P 3). Cílem tohoto testování bylo identifikovat optimální časový interval, ve kterém reakce probíhá nejintenzivněji s ohledem na časovou dotaci výuky laboratoří.

Hodnocení reakční kinetiky AJW

Tato kapitola shrnuje analýzu reakční kinetiky testovanou na třech odlišných frakcích uhličitanu vápenatého (AJW I, II, III), rozpuštěného v modelové vodě sycené CO₂. Cílem bylo stanovit rychlost uvolňování Ca²⁺ a vyhodnotit vliv velikosti částic, dostupnosti CO₂ a pH prostředí na proces rozpouštění.

Reakční kinetika rozpouštění minerálů v systému CO₂–H₂O představuje komplexní proces, jehož rychlost je závislá na několika faktorech např. aktivitě H⁺ iontů, koncentraci CO₂, teplotě, iontové síle aj. (Plummer et al., 1978, Morse a Arvidson, 2002). Z tohoto důvodu bylo provedeno zjednodušení. Nejprve byl aplikován lineární model, který představuje čistě hypotetický přístup, při ignorování všech omezení a za předpokladu konstantní rychlosti rozpouštění.

Druhý přístup obsahoval detailnější studium zahrnující aktuální reakční podmínky i jednotlivé kroky rozpouštění za předpokladu, že jeden z reaktantů je ve výrazném přebytku, tzv. model pseudoprvního řádu (Berner a Morse, 1974; Morse a Arvidson, 2002; Tseng et al., 2010; Derco et al., 2019; Roza-Llera et al., 2023). V našem případě byla koncentrace AJW 10 000 mg l⁻¹ (100 mmol l⁻¹) výrazně vyšší než množství CO₂ 225 mg l⁻¹ (5,1 mmol l⁻¹), což umožňuje tuto aproximaci aplikovat. Při studiu kinetiky a rychlosti rozpouštění je vycházeno ze stechiometrie reakce danou Rovnicí 31 níže.



Určení chemického složení směsi v čase, stupeň konverze

Na základě počátečních (vstupních) koncentrací reaktantů, známé stechiometrie reakce a z experimentálně stanovených koncentrací Ca²⁺ bylo dopočítáno množství spotřebovaného materiálu AJW (CaCO₃), množství nezreagovaného CO₂ a také množství vzniklých HCO₃⁻ iontů. Účinnost reakce byla kvantifikována pomocí stupně konverze α v čase.

Vypočítané koncentrace jednotlivých složek pro frakci AJW I jsou uvedeny v Tabulce 12, pro AJW II a III bylo vytvořeno bilanční schéma stejným způsobem (Příloha P 4).

Tabulka 12 Balance složek v čase – AJW I

Čas (min)	Jednotka	CaCO ₃	CO ₂	*Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	α (%)
0	mg l ⁻¹	0,0	225	0,0	0	0
10	mg l ⁻¹	31,0	211	12,4	38	6,1
20	mg l ⁻¹	54,5	201	21,8	67	10,6
45	mg l ⁻¹	72,5	193	29,1	88	14,2
60	mg l ⁻¹	84,0	188	33,7	103	16,4
90	mg l ⁻¹	109,5	177	43,9	134	21,4
120	mg l ⁻¹	137,0	165	54,9	167	26,8

* experimentálně stanoveno

Výpočet stupně konverze α

Stupeň konverze byl vypočítán jako poměr koncentrace vápníku v čase (Ca_t^{2+}) a maximální teoretické koncentrace Ca_{max}^{2+} (205 mg l⁻¹) při ideálním zreagování CO₂, viz Rovnice 32.

$$\alpha = \frac{Ca_t^{2+}}{Ca_{max}^{2+}} \cdot 100 (\%) \quad (32)$$

Lineární model a odhad doby rozpouštění

Pro jednoduché porovnání byla předpokládána lineární závislost koncentrace Ca²⁺ na čase. Tento model ignoruje vliv pH, rovnovážných procesů a předpokládá konstantní rychlost rozpouštění. Pro každou frakci byla provedena lineární regrese na základě experimentálně stanovených koncentrací Ca²⁺ v čase. Cílem tohoto testování bylo i odhadnutí doby potřebné k dosažení požadovaného obsahu vápníku ve dvou různých případech:

- koncentrace CO₂ je limitujícím faktorem reakce, tzn. odhadnutí doby potřebné ke kvantitativnímu zreagování přítomného CO₂ a dosažení maximální možné koncentrace Ca²⁺ = 205 mg l⁻¹ (dle stechiometrie CO₂ a Ca²⁺)
- koncentrace CO₂ není limitujícím faktorem reakce, tzn. odhadnutí potřebného času k rozpouštění celkového množství AJW (10 000 mg l⁻¹) při kontinuálním dodávání CO₂ a dosažení maximální možné koncentrace Ca²⁺ = 4005 mg l⁻¹

V níže uvedené Tabulce 13 jsou prezentovány jednotlivé rovnice lineárního modelu a odhadnuté potřebné časy k dosažení maximální koncentrace vápníku při určených podmínkách. Můžeme pozorovat, že při předpokladu konstantního rozpouštění by u nejjemnější frakce musela naše realizovaná reakce probíhat alespoň osm hodin, aby byl veškerý CO₂ spotřebován.

V případě, že bychom chtěli rozpustit všechny materiál, reakce by probíhala v řádech dnů, což by vyžadovalo dodání přibližně 4,4 g CO₂. Cílem této ukázky je demonstrovat, že jde o velmi pomalou reakci pomalou reakci i při zanedbání omezujících faktorů.

Tabulka 13 Odhadnutá doba reakce rozpouštění AJW – lineární model

Frakce	Rovnice	R ²	Ca_{max}^{2+} (205)	Ca_{max}^{2+} (4 005)
AJW I	$Ca_{max}^{2+} = 0,411t + 7,706$	0,947	≈ 8 h	≈ 6 d 18 h
AJW II	$Ca_{max}^{2+} = 0,236t + 3,944$	0,958	≈ 14 h	≈ 11 d 18 h
AJW III	$Ca_{max}^{2+} = 0,168t + 2,744$	0,916	≈ 20 h	≈ 16 d 13 h

Model pseudoprvního řádu

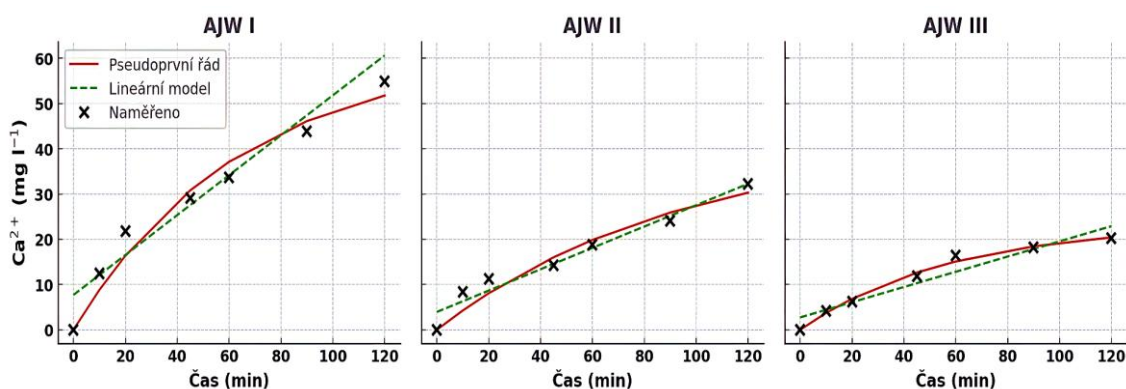
Pro přesnější modelování byl aplikován model pseudoprvního řádu (Rovnice 33), který lépe vystihuje průběh rozpouštění kalcitu v čase. Oproti lineárnímu modelu, který předpokládá konstantní rychlost reakce, tento model zohledňuje nejen samotné podmínky reakce, ale i faktory ovlivňující reakční kinetiku (např. aktivitu H⁺, dostupnost CO₂, případnou pasivaci povrchu). Pro nelineární regresi byly použity maximální dosažené koncentrace Ca_{exp}^{2+} při experimentu jako horní limit pro fitování. V Tabulce 14 níže jsou uvedeny získané rychlostní konstanty (k) a odhadnuté časy reakce pro jednotlivé frakce AJW (Derco et al., 2019).

$$Ca_{exp}^{2+} = Ca_{max}^{2+} \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (33)$$

Tabulka 14 Rychlostní konstanta AJW – pseudoprvní řád

Frakce	Ca_{exp}^{2+} (mg l ⁻¹)	k (min ⁻¹)	SD	R ²
AJW I	54,9	0,01551	±0,00459	0,982
AJW II	32,3	0,01074	±0,00527	0,971
AJW III	20,2	0,01741	±0,00251	0,996

Níže uvedený Obrázek 12 představuje kompletní přehled studia reakční kinetiky v rámci této práce pro jednotlivé frakce materiálu AJW (uhličitán vápenatý). Vlevo je uveden průběh pro nejjemnější frakci (AJW I) uprostřed pro střední frakci (AJW II) a vpravo nejhrubší frakce (AJW III). Naměřené koncentrace vápníku v čase (značeno křížky) byly porovnávány s hypotetickým lineárním modelem (zelená čárkovaná křivka) a s nelineárním modelem pseudoprvního řádu (červená plná křivka).



Obrázek 12 Reakční kinetika AJW: naměřená data, lineární model, pseudoprvní řád

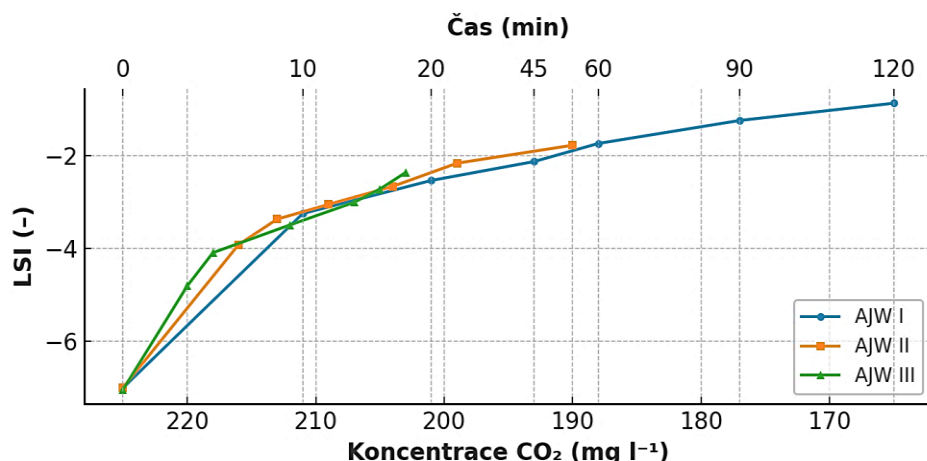
U všech tří frakcí byla nalezena poměrně dobrá shoda s modelem pseudoprvního řádu. Ten na rozdíl od lineárního modelu lépe vystihuje reálný průběh zachycující rychlou fázi řízenou aktivitou H^+ iontů, následovanou zpomalením způsobeným poklesem aktivity H^+ iontů, blížícího se rovnovážného stavu, změnou iontové síly a případnou povrchovou pasivací částic.

Z grafického průběhu je patrný vliv velikosti frakce, se zvětšující se frakcí bylo za stejných podmínek dosaženo nižších koncentrací Ca^{2+} . Ovšem když se zaměříme na numerické vyjádření rychlosti rozpouštění (Tabulka 14), můžeme si všimnout, že největší frakce (AJW III) má nejvyšší rychlostní konstantu, což by naznačovalo nejrychlejší rozpouštění. Tento výsledek by však paradoxně neodpovídal výše popsaným průběhům, ani fyzikálně-chemickým zákonitostem o vlivu specifického povrchu na kinetiku heterogenních reakcí, kdy by měly mít jemnější frakce vyšší reaktivitu (Nguemtue et al., 2020). Vysvětlení zřejmě spočívá v tom, že měření zachytilo zejména počáteční (rychlou) fázi rozpouštění, která u nejjemnějších frakcí (I a II) proběhla již v první třetině experimentu, zatímco u frakce III trvala tato fáze přibližně polovinu experimentu. Tato rychlá fáze tak mohla ve výsledku nadhodnotit hodnotu rychlostní konstanty a vést k závěru, že reakce u frakce III probíhá rychleji, a to i přesto, že bylo dosaženo nejnižší koncentrace Ca^{2+} . Na tuto problematiku ve své studii upozorňují například Plummer et al. (1990), kteří uvádějí, že s blížícím se rovnovážným stavem se rychlost rozpouštění výrazně zpomaluje.

Proměnlivost kinetiky rozpouštění uhličitanu vápenatého v počáteční fázi a ve fázi blízké rovnovážnému stavu popisují i další autoři (Morse a Arvidson, 2002; Pokrovsky et al., 2005; Kaufmann et al., 2007; Nguemtue et al., 2020). Jinými slovy lze uvést, že pokud není v průběhu experimentu dosaženo fáze blízké rovnovážnému stavu, je hodnota rychlostní konstanty zkreslena a nemusí odpovídat reálné hodnotě (Plummer et al., 1990).

Pro potvrzení této úvahy by bylo třeba experiment zopakovat s delším časovým intervalem, aby případně zachytil i fázi blížící se rovnováze.

Níže uvedený Obrázek 13 představuje grafickou závislost mezi koncentrací volného CO_2 a LSI v čase pro jednotlivé frakce AJW.



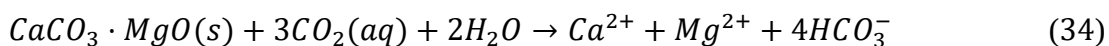
Obrázek 13 Časová závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 pro AJW I–III

Na počátku při koncentraci CO_2 225 mg l^{-1} byla hodnota LSI -7 , což signalizuje silně korozivní charakter modelové vody vlivem vysokého obsahu agresivního CO_2 . Během reakce koncentrace CO_2 klesá a současně rostou koncentrace Ca^{2+} a HCO_3^- iontů, což posouvá hodnotu LSI k rovnovážnému stavu. Lze pozorovat, že i po 120 minutách je pro všechny frakce LSI stále v záporných hodnotách, přičemž koncentrace CO_2 klesla nejvíce o 25 % u AJW I.

Rovněž mezi jednotlivými frakcemi není při stejné koncentraci CO_2 v hodnotách LSI významný rozdíl. To znamená, že hodnota LSI není řízena velikostí frakce, ale aktuální koncentrací CO_2 . Frakce se mezi sebou liší pouze v rychlosti poklesu CO_2 . Tato závislost je důležitá z technologického hlediska, neboť i přes dosažení požadované koncentrace Ca^{2+} v intervalu DH (AJW I a II) byla voda stále korozivní.

Hodnocení reakční kinetiky SEM

V případě analýzy reakční kinetiky u SEM byl aplikován stejný postup jako u AJW. Testování probíhalo za stejných podmínek, tj. při stejné koncentraci materiálu ($10\,000 \text{ mg l}^{-1}$), koncentraci volného CO_2 ($\varnothing 225 \text{ mg l}^{-1}$) a ve stejných časových intervalech (0-120 minut). Jediný rozdíl nastal při vyhodnocování výsledků, kdy byly koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} zvažovány společně jako jejich součet. Tento přístup odpovídá reakční stechiometrii rozpouštění polovypáleného dolomitu, která je popsána Rovnicí 34.



Určení chemického složení směsi v čase, stupeň konverze

Na základě počátečních koncentrací, rovnice reakce a ze stanovených koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} bylo určeno množství spotřebovaného materiálu SEM ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$), množství nezreagovaného CO_2 a množství vzniklých HCO_3^- iontů, přičemž stav reakce byl určen stupněm konverze α v čase. Vypočítané koncentrace jednotlivých složek pro frakci SEM I jsou uvedeny v Tabulce 15, pro SEM II a III bylo vytvořeno bilanční schéma stejným způsobem (Příloha P 4).

Tabulka 15 Balance složek v čase – SEM I

Čas (min)	Jednotka	$\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$	CO_2	* Ca^{2+}	* Mg^{2+}	HCO_3^-	α (%)
0	mg l^{-1}	0,0	225	0,0	0,0	0	0
10	mg l^{-1}	24,9	195	1,4	7,8	43	8,4
20	mg l^{-1}	42,5	176	3,6	12,5	74	14,7
45	mg l^{-1}	80,8	130	5,4	24,7	140	27,5
60	mg l^{-1}	103,2	103	6,4	31,8	179	34,9
90	mg l^{-1}	134,5	67	10,0	40,5	234	46,2
120	mg l^{-1}	139,4	62	11,0	41,6	242	48,0

* experimentálně stanoveno

Výpočet stupně konverze α

Stupeň konverze byl vypočítán jako poměr součtu koncentrací vápníku a hořčíku v čase a maximální teoretické hodnotě tohoto součtu ($109,5 \text{ mg l}^{-1}$), při ideálním zreagování CO_2 , viz Rovnice 34.

Lineární model a odhad doby rozpouštění

Stejně jako u AJW byl i v případě SEM použit zjednodušený lineární model který ignoruje vliv pH, rovnováhy a pokles koncentrace CO_2 . Regrese byla provedena na základě nárůstu $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ v čase a sloužila k odhadu doby potřebné pro dva teoretické scénáře: (i) úplné využití CO_2 (max. koncentrace $109,5 \text{ mg l}^{-1}$) a (ii) úplné rozpouštění dávky SEM ($10\,000 \text{ mg l}^{-1}$) při neomezeném přísunu CO_2 , odpovídající koncentraci 4586 mg l^{-1} . Odhadnuté časy jsou uvedeny v Tabulce 16 a potvrzují velmi pomalý průběh reakce i za ideálních podmínek.

Tabulka 16 Odhadnutá doba reakce rozpouštění SEM – lineární model

Frakce	Rovnice	R^2	$c_{max} 109,5$	$c_{max} 4586$
SEM I	$c_{max} = 0,449t + 5,955$	0,939	≈ 4 h	≈ 7 d 2 h
SEM II	$c_{max} = 0,336t + 3,289$	0,979	≈ 5 h	≈ 9 d 5 h
SEM III	$c_{max} = 0,306t + 1,924$	0,992	≈ 6 h	≈ 9 d 17 h

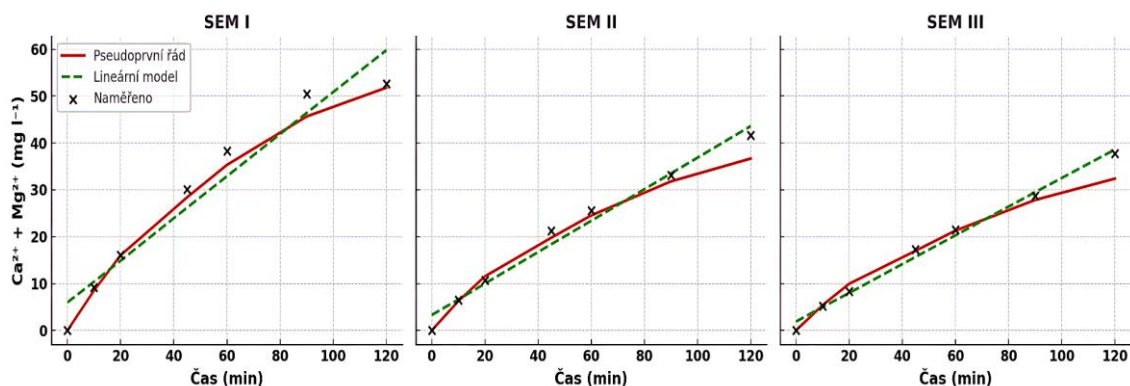
Model pseudoprvního řádu

Stejně jako v případě AJW byl i pro SEM aplikován model pseudoprvního řádu, který umožňuje lépe vystihnout jeho průběh rozpouštění v čase. Výpočet probíhal analogicky s využitím maximálně dosažených koncentrací (c_{max} $Ca^{2+} + Mg^{2+}$) jako horního limitu pro fitování. V Tabulce 17 níže jsou uvedeny získané rychlostní konstanty (k) a odhadnuté časy reakce pro jednotlivé frakce SEM.

Tabulka 17 Rychlostní konstanta SEM – pseudoprvní řád

Frakce	c_{exp} ($mg\ l^{-1}$)	k (min^{-1})	SD	R^2
SEM I	52,6	0,01446	$\pm 0,00171$	0,995
SEM II	41,6	0,00947	$\pm 0,00126$	0,997
SEM III	37,8	0,00562	$\pm 0,00124$	0,997

Níže uvedený Obrázek 14 představuje kompletní přehled studia reakční kinetiky v rámci této práce pro jednotlivé frakce materiálu SEM (polovypálený dolomit). Vlevo je uveden průběh pro nejjemnější frakci (SEM I) uprostřed pro střední frakci (SEM II) a vpravo nejhrubší frakce (SEM III). Naměřené koncentrace vápníku s hořčíkem v čase (označeno křížkem) byly porovnávány s hypotetickým lineárním modelem (zelená čárkovaná křivka) a s nelineárním modelem pseudoprvního řádu (červená plná křivka).

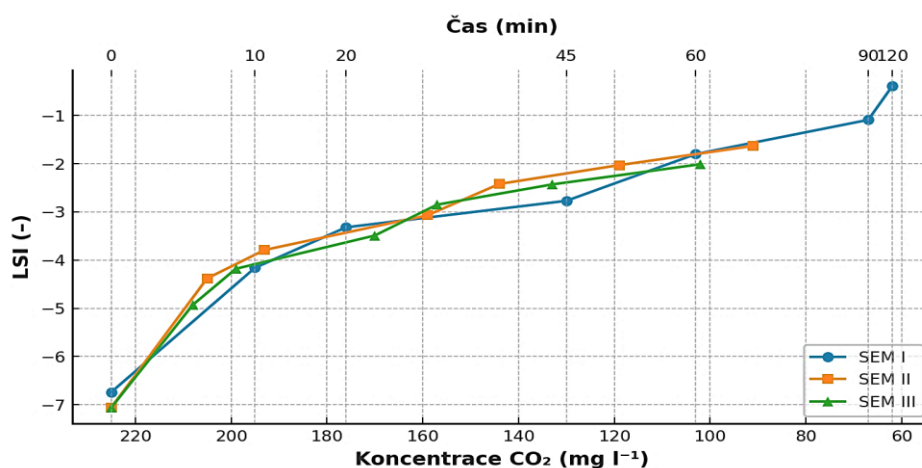


Obrázek 14 Reakční kinetika SEM: naměřená data, lineární model, pseudoprvní řád

Přestože lineární model zanedbává veškeré omezující faktory rozpouštění, byla u něho zaznamenána relativně dobrá shoda s daty, především pro frakce II a III, což potvrzuje i vysoká hodnota koeficientu determinace ($R^2 = 0,979$ a $0,992$). Nicméně tato skutečnost je způsobena opětovným zachycením rychlé fáze rozpouštění, kdy je většina CO_2 spotřebovávána kineticky významnější reakcí s MgO . Tento model tak značně nadhodnocuje průběh rozpouštění v dalších fázích, což je patrné ve 120. minutě u SEM I a nepatrně i u SEM II. Tuto skutečnost potvrzuje nejen vyšší hodnota pH (7,79), ale i hodnota LSI blížícího se k rovnovážnému stavu (-0,39) i relativně nízká koncentrace zbytkového CO_2 (62 mg l^{-1}).

Oproti tomu model pseudoprvního řádu respektuje klesající rychlost rozpouštění a kopíruje průběh mnohem přesněji. U všech tří frakcí I, II a III bylo dosaženo vysokého koeficientu determinace (0,995; 0,997 a 0,997). Je tedy patrné, že model pseudoprvního řádu je mnohem spolehlivější, neboť zachycuje reálnou dynamiku procesu. Opět zde platí, že pro studium kinetiky je třeba provádět dlouhodobé experimenty, které zachytí celý průběh rozpouštění, a nikoli jenom úvodní (rychlou) fázi.

Obrázek 15 znázorňuje závislost koncentrace volného CO_2 a LSI v čase pro jednotlivé frakce SEM. Podobně jako u AJW platí, že s klesající koncentrací volného (agresivního) CO_2 systém postupně přechází do stavu nasycení vůči CaCO_3 , což se projevuje růstem LSI směrem k nule (rovnovážný stav).



Obrázek 15 Časová závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 pro SEM I–III

Nejvýraznější nárůst LSI směrem k rovnovážnému stavu byl zaznamenán u nejjemnější frakce SEM I, kde po 120 minutách dosáhl LSI hodnoty $-0,39$ při koncentraci CO_2 62 mg l^{-1} . Tento výsledek potvrzuje vyšší efektivitu jemné frakce při stabilizaci vody, a to díky většímu specifickému povrchu a rychlejší reakci MgO s CO_2 .

V případě hrubších frakcí SEM II a III se hodnota LSI po 120 minutách pohybovala kolem $-1,6$ až $-2,0$, což odpovídá nižší účinnosti a pomalejší kinetice. Přestože koncentrace CO_2 výrazně klesla (91 a 102 mg l^{-1}), dosažení rovnovážného stavu by vyžadovalo delší čas nebo vyšší dávku materiálu. Z hlediska odstranění agresivního CO_2 a stabilizace vody je SEM výrazně vhodnější než AJW.

8.4 Vsádkové testování – vyhodnocení, vhodná kombinace

V rámci vsádkového testování byl zkoumán vliv jednotlivých faktorů jako velikost frakce a dávka dvou materiálů (AJW a SEM), různé koncentrace CO_2 a různé reakční časy. Cílem bylo ověřit, zda lze při ztvrdování vody dosáhnout hodnot odpovídajících legislativním požadavkům na pH (MH $6,5$ – $9,5$), obsah vápníku v intervalu MH až horní DH (30 – 80 mg l^{-1}) a hořčíku (10 – 30 mg l^{-1}).

Z dosavadních výsledků vyplynulo, že ani jedna z testovaných kombinací AJW nebo SEM samostatně nesplnila všechny tři požadované parametry najednou. AJW sice výborně zajišťuje vápník, ale neposkytuje hořčík, zatímco SEM poskytuje za daných podmínek experimentu převážně hořčík a má tendenci rychleji zvyšovat hodnotu pH. Na základě toho bylo rozhodnuto, že k zajištění požadovaných hodnot současně je třeba použít kombinaci obou materiálů. Otázkou však zůstává, jaké použít frakce, vhodné dávky, ale i optimální koncentrace CO_2 a reakční čas. Z tohoto důvodu byla provedena hlubší analýza dat.

Pro nalezení optimální kombinace byla zavedena regresní analýza, která vycházela ze souhrnných dat všech testů. Regresní model charakterizoval vliv jednotlivých faktorů na každý parametr (pH, vápník a hořčík) samostatně pro AJW i SEM. Na základě tohoto modelu byly vypočítány jednotlivé regresní koeficienty shrnuté v následující Tabulce 18.

Tabulka 18 Regresní koeficienty – vsádkové testování

Parametr	Materiál	Hranice (h)	Frakce (α)	Dávka (β)	Konc. CO_2 (γ)	Čas reakce (δ)
pH	AJW	4,9519	-0,3087	0,1061	-0,0007	0,0152
	SEM	4,7973	-0,2932	0,1355	-0,0008	0,0204
Ca	AJW	0,5438	-10,3822	1,8517	0,0259	0,2684
	SEM	-2,2207	-1,0679	0,4912	0,0021	0,0652
Mg	SEM	-9,4533	-8,5038	2,1263	0,0351	0,2972

Tyto hodnoty popisují vliv jednotlivých faktorů na výstupní parametry pH, Ca a Mg zvlášť pro AJW a SEM. Většina koeficientů byla statisticky významná na hladině významnosti 0,001, což potvrzuje jejich vliv na výsledné hodnoty. Jedinou výjimkou byl vliv frakce SEM na hodnotu pH ($p = 0,0578$), která je na prahové hodnotě významnosti.

Pro každý parametr (pH, Ca a Mg) byly vytvořeny regresní rovnice jako vážený průměr vlivu obou materiálů podle jejich dávky. Regresní rovnice pro výpočet hodnoty pH (obdobně i Ca a Mg) je uvedena následující Rovnicí 35 (Derco et al., 2019).

$$pH = \frac{D_{AJW}}{D_{AJW} + D_{SEM}} \cdot (h_{AJW} + \alpha_{AJW} \cdot D_{AJW} + \beta_{AJW} \cdot F_{AJW} + \gamma_{AJW} \cdot k_{CO_2} + \delta_{AJW} \cdot RT) + \quad (35)$$

$$\frac{D_{SEM}}{D_{AJW} + D_{SEM}} \cdot (h_{SEM} + \alpha_{SEM} \cdot D_{SEM} + \beta_{SEM} \cdot F_{SEM} + \gamma_{SEM} \cdot k_{CO_2} + \delta_{SEM} \cdot RT)$$

kde	D – dávka materiálu (g)	α – regresní koeficient pro D
	F – velikost frakce (1, 2, 3)	β – regresní koeficient pro F
	k – koncentrace CO_2 ($mg\ l^{-1}$)	γ – regresní koeficient pro k
	RT – reakční čas (min)	δ – regresní koeficient pro RT

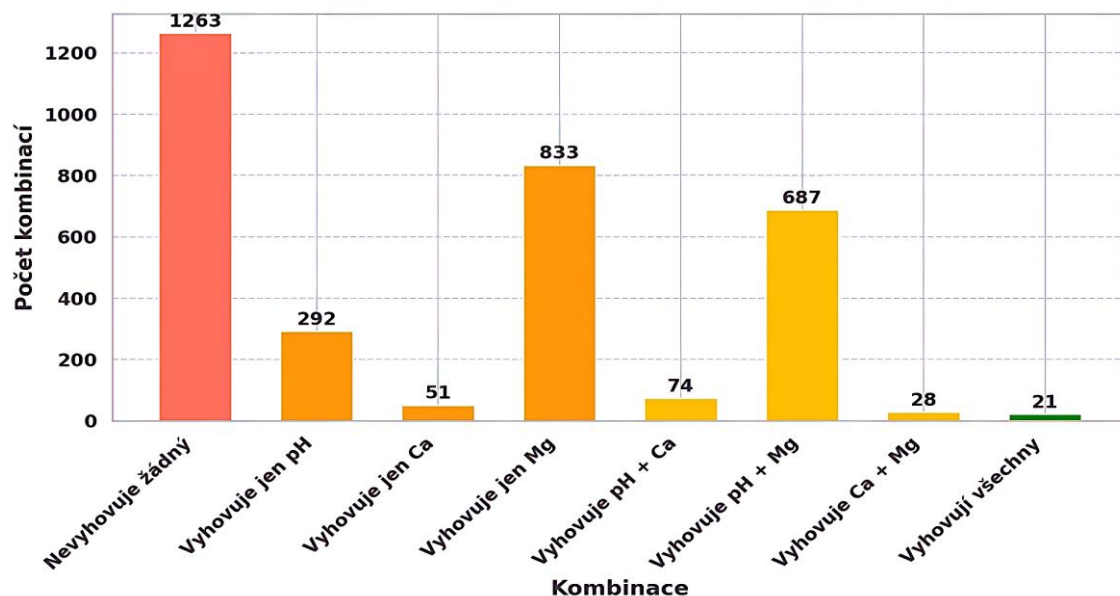
Na základě provedených testů a uvedeného modelu byl vygenerován datový soubor obsahující 3249 možných kombinací různých frakcí, dávek materiálů, koncentrací CO_2 a časů reakce, pro které byly vypočítány teoretické hodnoty pH, Ca a Mg, jež byly porovnány s limity pro pitnou vodu.

Za vyhovující byly označeny pouze ty kombinace, které splňovaly všechny tři parametry současně. Z celkového počtu 3249 kombinací bylo vybráno pouze 21 vyhovujících. V následující Tabulce 19 jsou uvedeny vybrané vyhovující kombinace.

Tabulka 19 Vyhovující kombinace podle regresní analýzy – vsádkové testování

AJW		SEM		CO_2 ($mg\ l^{-1}$)	RT (min)	pH (-)	Ca ($mg\ l^{-1}$)	Mg ($mg\ l^{-1}$)
Frakce	Dávka (g)	Frakce	Dávka (g)					
I	6	I	4	220	90	7,99	31,86	15,11
I	8	I	6	237	60	7,53	31,88	17,18
II	8	II	4	623	60	6,71	34,62	11,51
II	8	I	4	216	90	7,62	33,69	12,55
I	8	III	4	1009	60	6,53	48,11	13,18

Ačkoli se podařilo najít pouze omezené množství vyhovujících kombinací, zbylé kombinace lze rozdělit do kategorií podle toho, do jaké míry nevyhovovaly, resp. v jakých parametrech vyhovovaly. Níže uvedený Obrázek 16 představuje grafické znázornění četnosti jednotlivých variant podle počtu vyhovujících parametrů. Kombinace byly rozřazeny podle toho, zda nesplňují žádný, nebo splňují jeden, dva, nebo všechny tři sledované ukazatele (pH, Ca, Mg).



Obrázek 16 Četnost vyhovujících kombinací podle regresní analýzy – vsádkové testování

Tento výsledek dobře vystihuje, jak náročné je najít ideální kombinaci všech vstupních faktorů. Zároveň ukazuje, že i kombinace, které nejsou zcela optimální, mohou přinést uspokojivé výsledky alespoň v jednom nebo dvou sledovaných parametrech. Pokud bychom tolerovali překročení doporučených hodnot pro vápník a hořčík, ale zároveň zachovali mezní hodnoty, rozšířil by se počet vyhovujících kombinací až na 44. Tento přístup odráží fakt, že DH jsou pouze doporučující, zatímco MH představují závaznou hranici.

Celková analýza tak vystihuje, jak důležitá jsou správně nastavená hodnotící kritéria při návrhu podmínek ztvrdování, a to nejen z hlediska kvality vody, ale i s ohledem na provozní náklady. Je třeba zdůraznit, že tyto výsledky vycházejí z modelových výpočtů a jejich praktickou vhodnost je nutné experimentálně ověřit.

8.5 Filtrační testování – vliv výšky filtračního lože

Popis a realizace testů

U jednotlivých frakcí obou materiálů (AJW a SEM) byla sledována účinnost ztvrdování v závislosti na výšce filtračního lože daného materiálu. K testování byla použita voda připravená pomocí zařízení SodaStream s koncentrací volného CO_2 v intervalu 200–250 mg l^{-1} .

Chromatografická kolona s vnitřním průměrem 18 mm byla naplněna testovaným materiálem. Výška filtrační vrstvy byla nastavena na 0 (blank), 10, 50, 100, 150, 200 a 250 mm. Pro každou výšku byly provedeny dvě filtrace se 400 ml modelové vody. Filtrační rychlost nebyla regulována, průtok tedy odpovídal maximální hodnotě dané konstrukcí kolony. Pro každý materiál, frakci a výšku kolony byly provedeny duplicitní testy, při nichž byl měřen čas průtoku.

Po ukončení filtrace byly vzorky analyzovány na pH, vodivost, alkalitu, koncentraci vápníku a hořčíku a byly vypočteny hodnoty LSI a CT. Výsledky byly vyjádřeny jako průměrná hodnota z obou testů. Podrobně však budou diskutovány pouze hodnoty pH, vápníku a hořčíku, hodnoty ostatních ukazatelů jsou součástí Přílohy P 5.

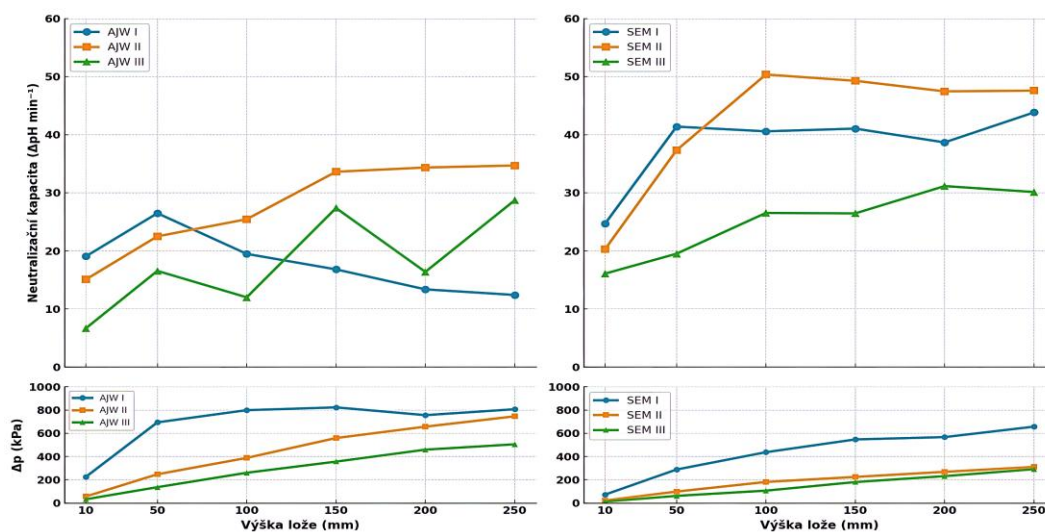
Hodnocení účinnosti

Pro vyhodnocení účinnosti byly výsledky výstupních analýz porovnány s hodnotami modelové vody před vstupem do kolony. U každého parametru byl vypočítán rozdíl, který představuje změnu během filtrace. Tento rozdíl byl vztažen k době filtrace, čímž bylo možné vyjádřit výkonnost procesu. U pH byl rozdíl vyjádřen jako neutralizační kapacita, tedy změna pH za jednotku času ($\Delta\text{pH h}^{-1}$). Tímto způsobem bylo možné kvantifikovat rychlost neutralizace volného CO_2 .

V případě Ca^{2+} a Mg^{2+} hovoříme o tzv. remineralizačním výkonu, tj. nárůst koncentrace těchto iontů za jednotku času. Tyto ukazatele byly vyneseny do grafu v závislosti na výšce filtračního lože. Průběh výkonnosti byl současně porovnán vůči změně tlakové ztráty určené z Ergunovy rovnice, která popisuje proudění kapalin porézním prostředím (MacDonalda et al., 1979; Hasal et al., 2007).

Neutralizační kapacita ($\Delta\text{pH h}^{-1}$)

Obrázek 17 představuje grafický průběh neutralizační kapacity v závislosti na výšce filtračního lože pro materiály AJW (vlevo) a SEM (vpravo), doplněný o průběh tlakové ztráty (Δp) zobrazený ve spodní části grafu. Neutralizační kapacita ($\Delta\text{pH h}^{-1}$) zde vyjadřuje rychlost, jakou daný materiál zvyšuje hodnotu pH vody během jejího průtoku kolonou. Z grafu je patrné, že z hlediska neutralizační kapacity dominuje u obou materiálů frakce II, zatímco u vsádkových testů byla nejefektivnější frakce I. Tento rozdíl lze vysvětlit rozdílnými hydraulickými poměry ve filtračním loži.



Obrázek 17 Neutralizační kapacita v závislosti na výšce lože – AJW a SEM

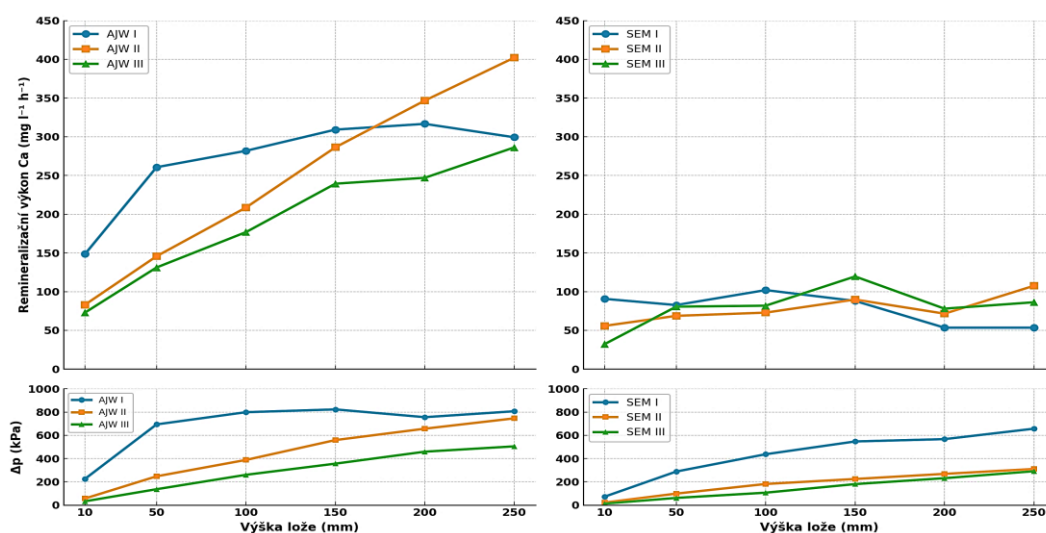
Zatímco frakce I má nejvyšší specifický povrch, a tedy i vyšší reaktivitu, vykazuje zároveň výrazný odpor vůči kapalině, jak dokládá průběh tlakové ztráty. S rostoucí výškou lože se tento odpor stále zvyšuje, což zpomaluje průtok a prodlužuje dobu kontaktu. Přestože delší doba kontaktu vede ke zvýšení výstupní hodnoty pH, celková neutralizační kapacita je nižší, neboť je změna pH rozložena do delšího časového intervalu. Delší doba kontaktu navíc zvyšuje nasycení horních vrstev lože, což snižuje efektivitu reakce ve spodních vrstvách a zvyšuje riziko precipitace CaCO_3 na povrchu částic. To vede k dalšímu zvyšování tlakové ztráty a snižování průtoku (Shemer et al., 2013; Lehmann et al., 2013).

Naopak frakce II má sice menší specifický povrch než frakce I, ale kvůli větší velikosti částic klade nižší odpor vůči kapalině (vyšší propustnost). Nedochází tak k prudkému nárůstu tlakové ztráty ani výraznému prodloužení doby kontaktu. Frakce II tak poskytuje vyvážený poměr mezi specifickým povrchem a hydraulickým odporem, což vede k vyšší neutralizační kapacitě. Tento efekt je dobře viditelný u obou materiálů, přičemž u SEM jsou hodnoty znatelně vyšší, a to důsledkem přítomnosti MgO .

Frakce III má nejen nízký odpor vůči kapalině, ale i malý specifický povrch, což sice vede k velmi nízké tlakové ztrátě, ale zároveň i k vysokému průtoku a tudíž nízké neutralizační kapacitě. Tento efekt je navíc umocněn horší distribucí toku kapaliny, která se v grafu projevuje mírně rostoucím, ale značně kolísavým trendem. Na závěr lze pozorovat, že u frakce II dochází od určité výšky lože (150–250 mm pro AJW a 100–150 mm pro SEM) k saturaci. Lze tedy předpokládat, že další zvyšování výšky lože vede jen ke zvýšení tlakové ztráty a celkovému poklesu neutralizační kapacity. Maximální hodnoty se v uvedených intervalech pohybovaly stabilně okolo $34,5 \Delta\text{pH h}^{-1}$ (AJW II) a $47,4 \Delta\text{pH h}^{-1}$ (SEM II).

Remineralizační výkon – vápník

Obrázek 18 znázorňuje remineralizační výkon vápníku, vyjádřený jako nárůst koncentrace Ca^{2+} v čase ($\text{mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$), v závislosti na výšce filtračního lože pro oba testované materiály AJW (vlevo) a SEM (vpravo). Ve spodní části je zobrazen průběh tlakových ztrát (Δp).



Obrázek 18 Remineralizační výkon Ca v závislosti na výšce lože – AJW a SEM

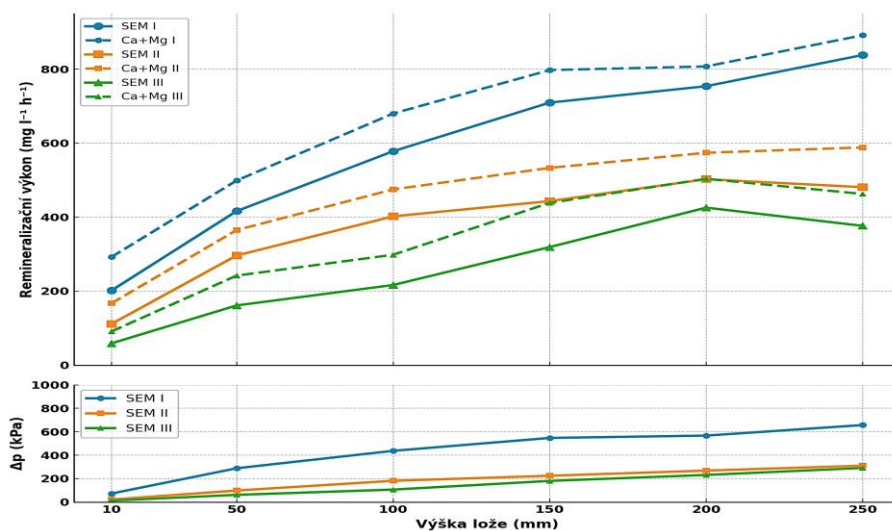
Z grafického průběhu lze pozorovat odlišné trendy mezi oběma materiály. U AJW je patrná rostoucí závislost na výšce lože, přičemž frakce II vykazuje výrazně lineární trend až k maximální výšce 250 mm, kdy remineralizační výkon dosáhl až $402 \text{ mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$. Tento průběh naznačuje stabilní a efektivní remineralizaci, kde výška lože hraje klíčovou roli. Frakce I sice začíná na vyšších hodnotách výkonu, kdy ještě převažuje vliv specifického povrchu nad hydraulickým odporem, s rostoucí výškou se však tento poměr obrací ve prospěch odporu (vyšší tlaková ztráta) a růst výkonu se zpomaluje až ustaluje. Ve výškách 200 až 250 mm dokonce výkon mírně klesá, což ukazuje na neefektivitu dalšího zvyšování lože. Frakce III, stejně jako u neutralizační kapacity, zůstává na nejnižších hodnotách a působí méně spolehlivě ve srovnání s frakcí II.

U SEM je průběh výrazně odlišný. Frakce II sice dosahuje nejvyššího výkonu, ale celkový trend je kolísavý a nepředvídatelný. Tlakové ztráty zde zůstávají výrazně nižší než u AJW, přičemž jejich nárůst s výškou lože je relativně rovnoměrný, rozdíly mezi frakcemi jsou menší a není pozorován významný vliv velikosti specifické plochy. Ve srovnání s AJW zůstává maximální remineralizační výkon u SEM přibližně čtvrtinový, což potvrzuje dřívější pozorování ze vsádkových testů, že reakce dolomitické složky (MgO) probíhá přednostně a rychleji, přičemž lokálně zvýšené pH může bránit účinnému uvolňování Ca^{2+} z pevné fáze.

Celkově tedy opět platí, že frakce II představuje z hlediska výšky lože nejvyváženější kombinaci mezi specifickým povrchem a přijatelným hydraulickým odporem. Tento trend potvrzuje výsledky neutralizační kapacity a ukazuje, že správný výběr frakce i materiálu jsou klíčové pro optimalizaci remineralizační účinnosti.

Remineralizační výkon – hořčík

Obrázek 19 znázorňuje remineralizační výkon hořčíku v závislosti na výšce filtračního lože pro jednotlivé frakce SEM, doplněný o čárkované křivky celkového výkonu $\text{Ca} + \text{Mg}$, součástí je i odpovídající průběh tlakové ztráty Δp .



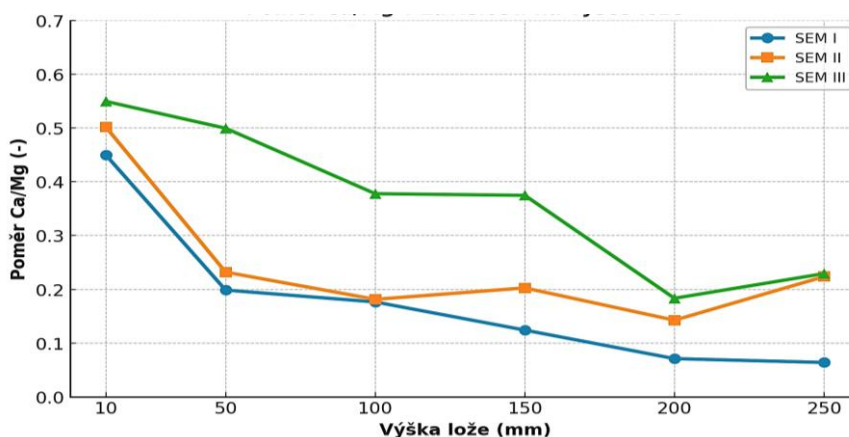
Obrázek 19 Remineralizační výkon Mg v závislosti na výšce lože – SEM I-III

Zatímco u pH a remineralizačního výkonu vápníku jednoznačně dominovala frakce II, v případě hořčíku je situace odlišná. Nejlepších výsledků dosahuje frakce I, což odpovídá dřívějším pozorováním u vsádkových testů. Tuto skutečnost lze opět vysvětlit chemickým složením SEM. Frakce SEM I má největší specifický povrch, a i když to doposud vedlo k vyššímu hydraulickému odporu a nižšímu výkonu, v případě hořčíku je tento efekt kompenzován vysokou reaktivitou MgO .

V důsledku toho dochází k výrazně rychlému a účinnému uvolňování Mg^{2+} do vody, a to i při nízkém průtoku, takže remineralizační výkon zůstává vysoký. Současně má hořčík vyšší toleranci k hodnotě pH, a proto je stále uvolňován i v případě lokálního nasycení v loži.

Naopak frakce SEM II a III, s menším specifickým povrchem a nižším hydraulickým odporem, vykazují nižší remineralizační výkon. U hořčíku se tak ukazuje, že výkon je řízen především specifickým povrchem, nikoli odporem či průtokem. To potvrzuje i fakt, že u frakce I byl při nárůstu výšky lože zaznamenán vyšší výkon i přes vysokou tlakovou ztrátu.

Čárkované křivky celkového remineralizačního výkonu SEM ukazují, že přínos Ca^{2+} je u tohoto materiálu zanedbatelný. Tento závěr potvrzuje nejen vývoj koncentrace vápníku (Obrázek 18), jehož nízké hodnoty se na celkovém výkonu téměř neprojeví, ale i Obrázek 20 níže, který znázorňuje klesající poměr Ca/Mg s rostoucí výškou lože. U všech frakcí převažuje uvolňování Mg^{2+} nad Ca^{2+} , přičemž nejnižší poměr ($\sim 0,07$) vykazuje frakce SEM I, čímž se stává nejúčinnější frakcí pro remineralizaci hořčíkem. Naopak u SEM III je poměr nejvyšší, což odpovídá vyššímu podílu Ca na celkovém výkonu.



Obrázek 20 Poměr Ca/Mg v závislosti na výšce lože – SEM I–III

8.6 Filtrační testování – vliv vstupní koncentrace volného CO_2

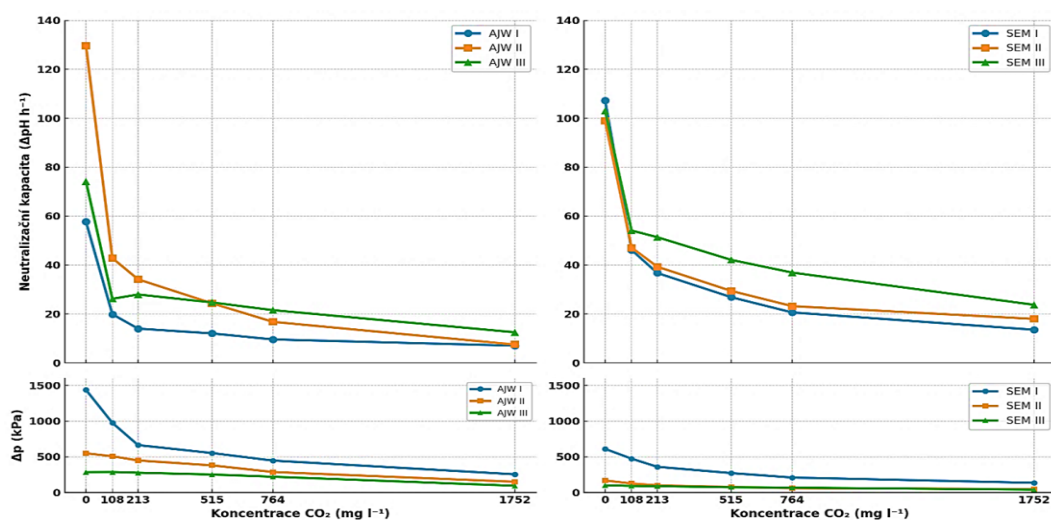
U jednotlivých frakcí obou materiálů (AJW a SEM) byla sledována účinnost ztvrdování v závislosti na vstupní koncentraci volného CO_2 . K testování byla použita modelová voda připravená pomocí zařízení SodaStream s různými koncentracemi volného CO_2 .

Stejná chromatografická kolona byla postupně naplněna všemi materiály na konstantní výšce 150 cm. Pro každý materiál byly testovány koncentrace CO_2 v rozsahu 0, 91, 216, $523 \pm 10 \text{ mg l}^{-1}$ a $739, 1785 \pm 50 \text{ mg l}^{-1}$. Pro každou koncentraci byly provedeny dvě filtrace se 400 ml modelové vody. Filtrační rychlost nebyla regulována, průtok tedy odpovídal maximální hodnotě dané konstrukcí kolony.

Pro každý materiál, frakci a koncentraci CO_2 byly provedeny duplicitní testy, při nichž byl měřen čas průtoku. Po ukončení filtrace byly vzorky analyzovány na pH, vodivost, alkalitu, koncentraci vápníku a hořčíku a byly vypočteny hodnoty LSI a CT. Výsledky byly vyjádřeny jako průměrná hodnota z obou testů. Podrobně však budou diskutovány pouze hodnoty pH, vápníku a hořčíku, a to stejným způsobem jako v Kapitole 8.5. Hodnoty ostatních ukazatelů jsou uvedeny v Příloze P 6.

Neutralizační kapacita ($\Delta\text{pH h}^{-1}$)

Obrázek 21 zachycuje vývoj neutralizační kapacity ($\Delta\text{pH h}^{-1}$) v závislosti na koncentraci volného CO_2 při průtoku modelové vody přes lože z materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo), doplněný o odpovídající tlakové ztráty (Δp) zobrazené ve spodní části.



Obrázek 21 Neutralizační kapacita v závislosti na koncentraci CO_2 – AJW a SEM

Tento klesající trend je způsoben vysokou koncentrací H^+ iontů vznikajících disociací kyseliny uhličitě, které při průtoku kolonou nestíhají být neutralizovány.

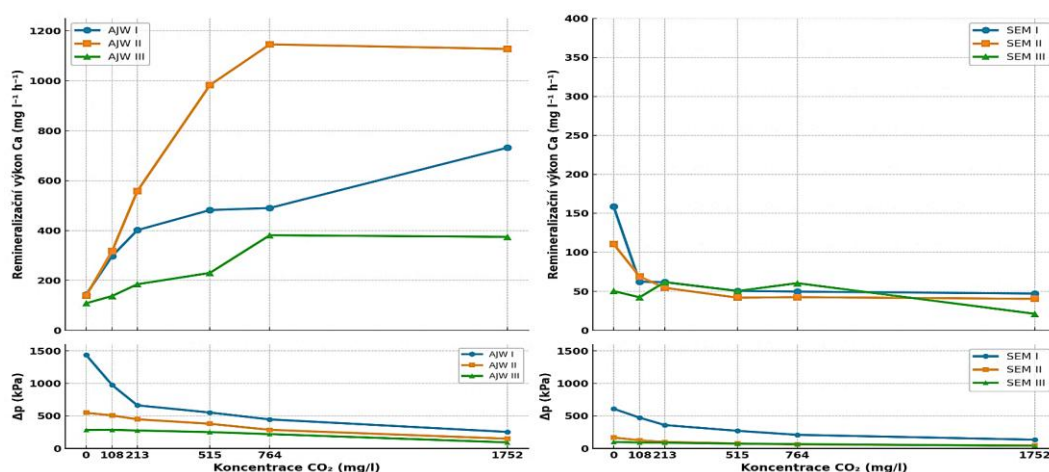
Výsledkem je nižší výstupní pH, a tedy i menší rozdíl oproti vstupní hodnotě. Přestože nízké pH urychluje rozpouštění CaCO_3 a MgO , vysoká koncentrace H^+ brání jeho nárůstu.

Bez přídavku CO_2 vykazovala frakce AJW II nejvyšší výkon ($\sim 134 \Delta\text{pH h}^{-1}$), avšak s rostoucí koncentrací CO_2 začaly rozdíly mezi frakcemi splývat. Tento trend je patrný zejména od koncentrace přibližně 764 mg l^{-1} , kdy se systém začíná přesouvat do tzv. dynamického (kinetického) rovnovážného stavu, tedy stavu, kdy další zvyšování koncentrace CO_2 nevede k výraznému zvyšování výkonu, a to i přesto, že voda zůstává stále nenasyčená vůči CaCO_3 . V této fázi je reakce s H^+ limitována dostupnou reakční plochou částic CaCO_3 , což vede k přechodu systému do ustáleného režimu. Nejedná se tedy o chemickou, ale kinetickou rovnováhu.

Podobný trend je patrný i u tlakové ztráty, která s rostoucí koncentrací CO_2 klesá. Tento jev lze vysvětlit nízkou hodnotou pH, která brání precipitaci CaCO_3 na povrchu zrn, jež v předchozím experimentu vznikala vlivem lokálního nasycení vůči CaCO_3 . Zároveň dochází k rychlejší reakci, tj. větší spotřebě materiálu, čímž se snižuje hydraulická tlaková ztráta. Vyšší koncentrace CO_2 sice snižuje neutralizační kapacitu, ale zlepšuje průtok.

Remineralizační výkon – vápník

Obrázek 22 zachycuje vývoj remineralizačního výkonu vápníku v závislosti na koncentraci volného CO_2 při průtoku modelové vody přes lože z materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo), doplněný o odpovídající tlakové ztráty (Δp) zobrazené ve spodní části.



Obrázek 22 Remineralizační výkon Ca v závislosti na koncentraci CO_2 – AJW a SEM

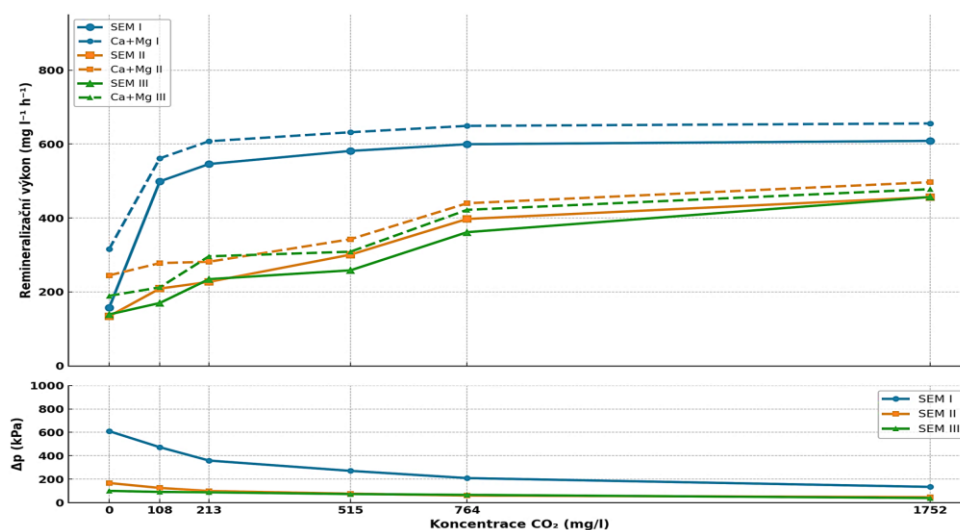
U AJW lze pozorovat výrazný vliv koncentrace CO_2 na remineralizační výkon, zejména v intervalu 500–750 mg l^{-1} , kde je nárůst nejvýraznější. Frakce AJW II dosahuje bez CO_2 výkonu $\sim 140 \text{ mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$, zatímco při 764 mg l^{-1} překračuje 1100 $\text{mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$. Tento nárůst je způsoben nízkým pH, které výrazně urychluje rozpouštění CaCO_3 , aniž by docházelo k jeho následné precipitaci. Při dalším zvyšování koncentrace CO_2 se však výkon postupně ustaluje a přechází do téměř konstantního průběhu, což podobně jako u neutralizační kapacity naznačuje přechod do oblasti kinetické rovnováhy. Frakce AJW II tak představuje optimální rovnováhu mezi specifickým povrchem a hydraulickým odporem.

Frakce AJW I má sice vyšší specifický povrch, ale její výkon roste pomaleji, patrně v důsledku téměř dvojnásobné tlakové ztráty. Zajímavé je, že i při koncentraci CO_2 1752 mg l^{-1} výkon stále roste, což může naznačovat, že její reaktivní potenciál nebyl plně vyčerpán. Frakce AJW III s nejmenším specifickým povrchem dosahuje očekávaně nejnižšího výkonu ($\sim 400 \text{ mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$), přesto je i zde patrná stabilizace při stejné koncentraci CO_2 jako u frakce II.

Oproti tomu materiál SEM vykazuje zcela odlišné chování. Jeho výkon zůstává téměř konstantní a pohybuje se v rozmezí $40\text{--}60\text{ mg l}^{-1}\text{ h}^{-1}$ i přes rostoucí koncentraci CO_2 . Ani mezi jednotlivými frakcemi nejsou pozorovány výrazné rozdíly. Zajímavé však je, že v intervalu $0\text{--}108\text{ mg l}^{-1}\text{ CO}_2$ je remineralizační výkon nejvyšší, až pětikrát vyšší u frakce I než při vyšších koncentracích. Vzhledem k poměrně širokému intervalu mezi koncentracemi CO_2 (764 a 1752 mg l^{-1}) je třeba zdůraznit, že popsany průběh je pouze předpoklad založený na dosavadních datech. Pro potvrzení, zda ke stabilizaci skutečně dochází a zda je výkon v tomto rozsahu skutečně téměř konstantní, by bylo vhodné provést doplňující měření alespoň s jednou až dvěma koncentracemi v daném intervalu.

Remineralizační výkon – hořčík

Obrázek 23 zachycuje vývoj remineralizačního výkonu hořčíku v závislosti na koncentraci volného CO_2 při průtoku modelové vody přes lože z materiálu SEM, doplněný o odpovídající průběh tlakových ztrát (Δp) ve spodní části.

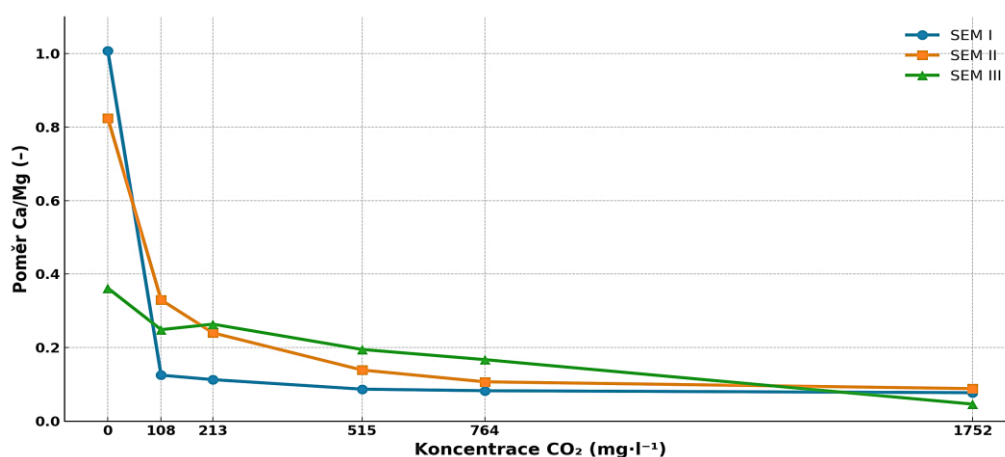


Obrázek 23 Remineralizační výkon Mg v závislosti na koncentraci CO_2 – SEM

U materiálu SEM se remineralizační výkon hořčíku výrazně zvyšuje s rostoucí koncentrací CO_2 , přičemž největší nárůst nastává v intervalu $0\text{--}213\text{ mg l}^{-1}$. Frakce I bez přídavku CO_2 dosahuje výkonu okolo $180\text{ mg l}^{-1}\text{ h}^{-1}$, zatímco při 213 mg l^{-1} překračuje $500\text{ mg l}^{-1}\text{ h}^{-1}$. Tento skok souvisí s výrazně rychlejším rozpouštěním MgO při nižším pH.

Při vyšších koncentracích CO_2 se křivky výkonu postupně ustalují. Frakce I dosahuje maxima mírně nad $600\text{ mg l}^{-1}\text{ h}^{-1}$, zatímco frakce II a III se stabilizují pod hranicí $500\text{ mg l}^{-1}\text{ h}^{-1}$. Současně je patrné, že celkový remineralizační výkon je jen nepatrně vyšší než samotný přínos Mg^{2+} , což potvrzuje, že SEM slouží především jako zdroj hořčíku.

Obrázek 24 zachycuje vývoj poměru Ca/Mg, který se oproti předchozím testům výrazně liší, a to nejen velikostí poměru, ale i pořadím frakcí. Zatímco při testování vlivu výšky lože byla nejúčinnější frakce SEM III, v tomto případě vykazuje nejvyšší poměr Ca/Mg frakce SEM I, a to navíc při nulové koncentraci CO₂. Se zvyšující se koncentrací tak dochází k přednostnímu rozpouštění MgO a rozdíly mezi frakcemi se výrazně zmenšují.



Obrázek 24 Poměr Ca/Mg v závislosti na koncentraci CO₂ – SEM I–III

8.7 Filtrační testování – vliv filtrační rychlosti

Závěrečná série testování, a to nejen v rámci filtračních experimentů, ale celé experimentální části, se zaměřila na vliv filtrační rychlosti. U jednotlivých frakcí obou materiálů byla hodnocena účinnost procesu ztvrdování v závislosti na nastavené filtrační rychlosti. K testování byla použita voda připravená pomocí zařízení SodaStream s koncentrací volného CO₂ v intervalu 200–250 mg l⁻¹.

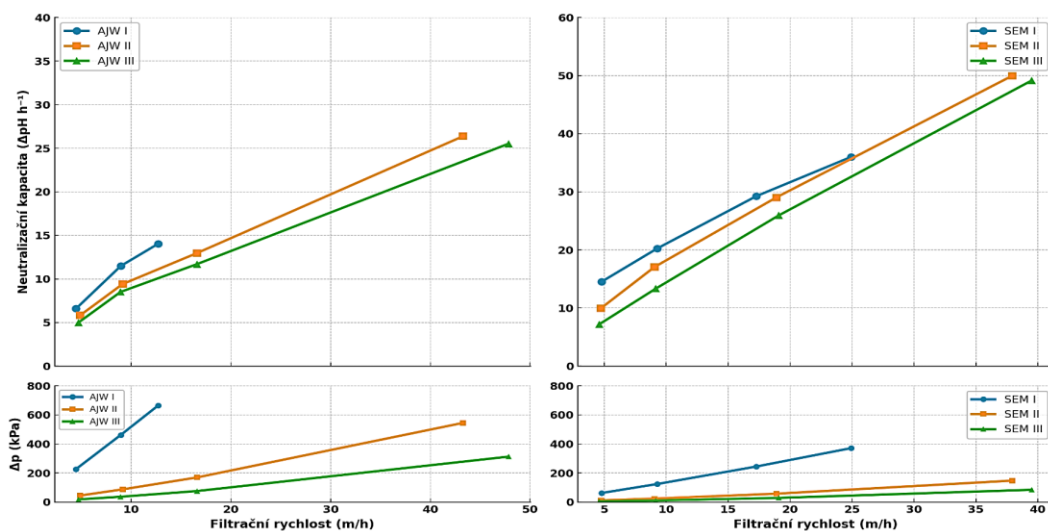
Chromatografická kolona byla opět postupně naplněna všemi materiály na konstantní výšku 150 cm. V tomto experimentu byla regulována filtrační rychlost, a to podle pokynů výrobce materiálů. Filtrační rychlosti byly nastaveny na přibližné hodnoty 5, 10 a 15 m h⁻¹. Pro každou rychlost, frakci a materiál byly provedeny duplicitní testy se 400 ml modelové vody, přičemž byl zaznamenáván čas průtoku. Po ukončení filtrace byly vzorky analyzovány na pH, vodivost, alkalitu, koncentraci vápníku a hořčíku a byly vypočteny hodnoty LSI a CT. Výsledky byly vyjádřeny jako průměr z obou testů (Příloha P 7).

Vyhodnocení probíhalo stejným způsobem jako v předchozích kapitolách. Vedle cílových rychlostí (5, 10 a 15 m h⁻¹) byla zaznamenána také maximální možná rychlost bez regulace. U frakce AJW I se nepodařilo dosáhnout 15 m h⁻¹, protože maximální naměřená hodnota (bez regulace) činila přibližně 12,5 m h⁻¹. Proto v grafech tato rychlost chybí.

Neutralizační kapacita ($\Delta\text{pH h}^{-1}$)

Obrázek 25 zachycuje vývoj neutralizační kapacity v závislosti na filtrační rychlosti při průtoku modelové vody přes lože z materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo), doplněný o odpovídající tlakové ztráty (Δp) ve spodní části.

Na první pohled se může zdát matoucí, že při vyšších filtračních rychlostech stoupá neutralizační kapacita. Očekávalo by se spíše, že pomalejší průtok umožní vodě lepší neutralizaci. Ovšem ve skutečnosti se zde uplatňuje poněkud odlišný mechanismus. Při vyšších rychlostech se totiž zkracuje doba kontaktu vody s materiálem. Tato doba je natolik krátká, že v loži nestihne nastat rovnovážný stav, a systém tak zůstává v tzv. rovnovážném deficitu.



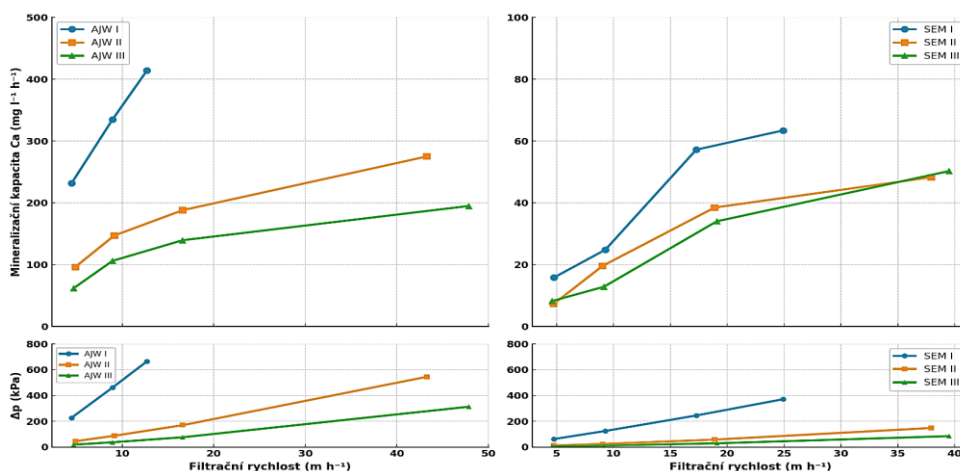
Obrázek 25 Neutralizační kapacita v závislosti na filtrační rychlosti

Přestože je absolutní změna pH při vyšších rychlostech menší (např. $\Delta\text{pH} \sim 0,8$ při době kontaktu cca 60 s), po přepočtu na jednotku času vychází neutralizační kapacita výrazně vyšší než při pomalém průtoku, kdy je ΔpH např. $\sim 2,5$, ale doba kontaktu dosahuje 300 s. Jinými slovy, pH sice stoupne méně, ale protože voda projde ložem rychleji, celkový výkon neutralizace za časovou jednotku je vyšší než při pomalejším průtoku s delší dobou kontaktu.

Podobný trend lze pozorovat i u tlakové ztráty (Δp), která s rostoucí filtrační rychlostí výrazně stoupá. Nejvyšší hodnoty vykazují jemnější frakce, jako AJW I a SEM I, které mají vyšší hydraulický odpor kvůli menší propustnosti. Tento jev souvisí s tím, že při vyšších rychlostech proudění narůstá odpor filtračního lože vůči pohybu kapaliny. Materiál není schopen dostatečně rychle propouštět kapalinu skrz pórovou strukturu, a tlaková ztráta proto výrazně roste. Vyšší filtrační rychlosti sice podporují účinnější neutralizaci CO_2 díky omezení rovnovážných procesů, ale zároveň zvyšují hydraulické zatížení celého systému.

Remineralizační výkon – vápník

Obrázek 26 zachycuje vývoj remineralizačního výkonu vápníku v závislosti na filtrační rychlosti při průtoku modelové vody přes lože z materiálů AJW (vlevo) a SEM (vpravo), doplněný o odpovídající tlakové ztráty (Δp) ve spodní části.



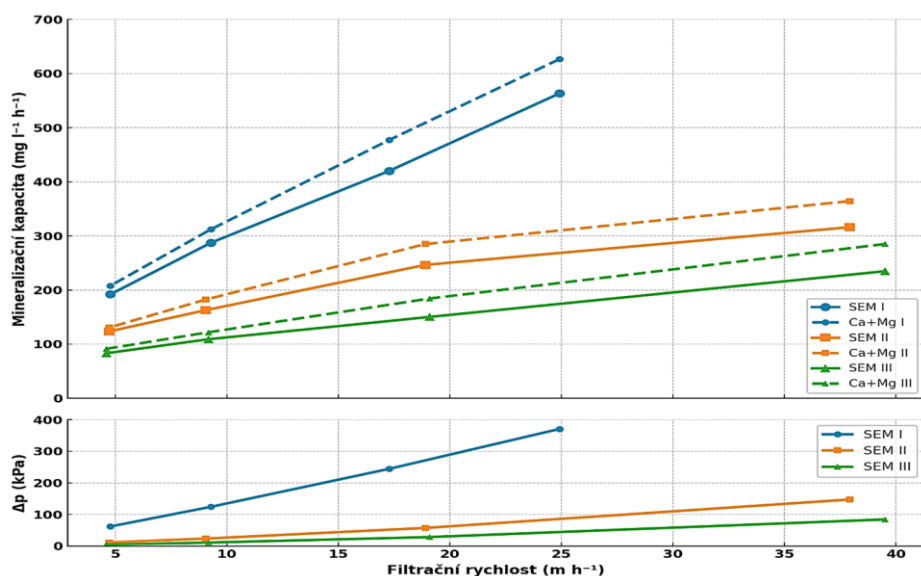
Obrázek 26 Remineralizační výkon Ca v závislosti na filtrační rychlosti

Stejně jako u neutralizační kapacity lze pozorovat, že remineralizační výkon Ca^{2+} s rostoucí filtrační rychlostí stoupá. Tento jev souvisí s tím, že při kratší době kontaktu zůstává systém v rovnovážném deficitu, rychlost rozpouštění tak není limitována ustalováním rovnováhy, ale probíhá téměř konstantní kinetickou rychlostí. Klíčovou roli zde hraje přestup CO_2 z kapalné fáze na povrch pevného materiálu, který podle Hasson a Bendrihem (2006) zásadně ovlivňuje rychlost rozpouštění. Při vyšších průtocích tento přestup dominuje, zatímco při pomalejších průtoku se začínají uplatňovat rovnovážné a difuzní procesy, včetně vlivu iontové síly, která podle Yamauchiho (1987) může rozpouštění zpomalovat.

Z materiálů AJW dosahuje nejvyššího výkonu frakce II, která kombinuje dostatečný specifický povrch s přijatelnou tlakovou ztrátou. Naopak frakce AJW III s nejmenším specifickým povrchem vykazuje i nejnižší rychlost rozpouštění. Materiál SEM vykazuje obecně nižší remineralizační výkony než AJW, což odpovídá jeho odlišnému složení. Nejvyššího výkonu zde dosahuje frakce I.

Remineralizační výkon – hořčík

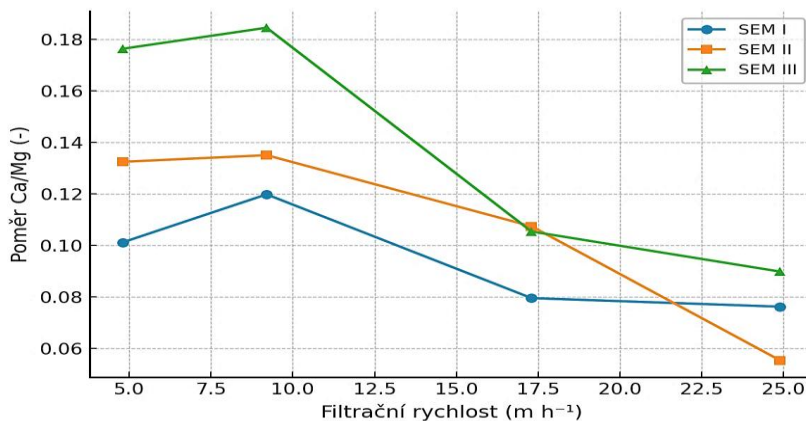
Obrázek 27 zachycuje vývoj remineralizačního výkonu hořčíku v závislosti na filtrační rychlosti při průtoku modelové vody přes lože z materiálu SEM, doplněný o odpovídající tlakové ztráty (Δp) ve spodní části. Výsledky potvrzují stejné principy jako u vápníku a neutralizační kapacity, tj. vyšší filtrační rychlosti podporují rychlou a stabilní reakci s CO_2 a zároveň umožňují přednostní rozpouštění MgO , který je výrazně reaktivnější než CaCO_3 .



Obrázek 27 Remineralizační výkon Mg v závislosti na filtrační rychlosti

Při pomalém průtoku se voda v koloně rychle a lokálně nasycuje Mg^{2+} , zároveň se zvyšuje pH, čímž se zpomaluje až úplně zastavuje rozpouštění CaCO_3 . Naopak při rychlém průtoku zůstává v koloně po celé délce relativně nízké pH, což umožňuje současné rozpouštění MgO i CaCO_3 bez výrazného omezení.

Tento jev se projevil nejen vyšším množstvím uvolněného hořčíku, ale také prvním stabilnějším nárůstem koncentrace vápníku v rámci všech experimentů. Vývoj poměru Ca/Mg (Obrázek 28) tuto souvislost potvrzuje – při nižších rychlostech převládá rozpouštění MgO a poměr klesá, zatímco při vyšších rychlostech se kvůli nižšímu pH výrazněji prosazuje i rozpouštění CaCO_3 a poměr Ca/Mg roste. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo u frakce SEM III při maximální testované rychlosti, což jasně ukazuje, že efektivní remineralizace pomocí materiálu SEM vyžaduje vyšší filtrační rychlosti.



Obrázek 28 Poměr Ca/Mg v závislosti na filtrační rychlosti – SEM I–III

8.8 Filtrační testování – vyhodnocení, vhodná kombinace

I v rámci filtračních testů se ukázalo, že samostatně materiály nedokážou zabezpečit požadované limity na pitnou vodu ve všech třech testovaných parametrech (pH, Ca a Mg). Proto byla stejně jako u vsádkových testů provedena regresní analýza, jenž vycházela ze souhrnných dat všech testů. Regresní model charakterizoval vliv jednotlivých faktorů na každý parametr (pH, vápník a hořčík) samostatně pro AJW i SEM. Na základě tohoto modelu byly vypočítány jednotlivé regresní koeficienty shrnuté v následující Tabulce 20.

Tabulka 20 Regresní koeficienty – filtrační testování

Parametr	Materiál	Hranice (h)	Frakce (α)	Výška (β)	Konc. CO ₂ (γ)	Rychlost (δ)
pH	AJW	5,2532	-0,2286	0,0780	-0,0005	0,0037
	SEM	7,5713	-0,1202	0,0568	-0,0013	-0,0318
Ca	AJW	40,2867	-14,9648	0,6247	0,0629	-0,4010
	SEM	4,0891	-0,8808	0,0827	0,0005	-0,0190
Mg	SEM	42,1588	-8,3872	0,4756	0,0195	-0,5006

Regresní analýza filtračních testů ukázala, že většina provozních faktorů měla statisticky významný vliv většinou na hladině významnosti $p < 0,001$. V porovnání se vsádkovými testy se však častěji vyskytly i faktory s nižší nebo hraniční významností, což naznačuje vyšší míru variability u průtočných systémů. Nejvýraznějším příkladem byl model AJW–pH, u kterého se nepodařilo prokázat statisticky významný vliv u žádného ze sledovaných faktorů. Oproti tomu u SEM byly všechny vztahy statisticky velmi významné.

Pro každý parametr (pH, Ca a Mg) byly aplikovány podobné regresní rovnice jako v případě vsádkových testů s rozdílem příslušných proměnných (výška lože, filtrační rychlost, velikost frakce a koncentrace CO₂) viz Rovnice 36 (Derco et al., 2019).

$$pH = \frac{H_{AJW}}{H_{AJW} + H_{SEM}} \cdot (h_{AJW} + \alpha_{AJW} \cdot H_{AJW} + \beta_{AJW} \cdot F_{AJW} + \gamma_{AJW} \cdot k_{CO_2} + \delta_{AJW} \cdot RF) + \quad (36)$$

$$\frac{H_{SEM}}{H_{AJW} + H_{SEM}} \cdot (h_{SEM} + \alpha_{SEM} \cdot H_{SEM} + \beta_{SEM} \cdot F_{SEM} + \gamma_{SEM} \cdot k_{CO_2} + \delta_{SEM} \cdot RF)$$

kde H – výška filtračního lože (mm)

F – velikost frakce (1, 2, 3)

k – koncentrace CO₂ (mg l⁻¹)

RF – filtrační rychlost (m h⁻¹)

α – regresní koeficient pro H

β – regresní koeficient pro F

γ – regresní koeficient pro k

δ – regresní koeficient pro RF

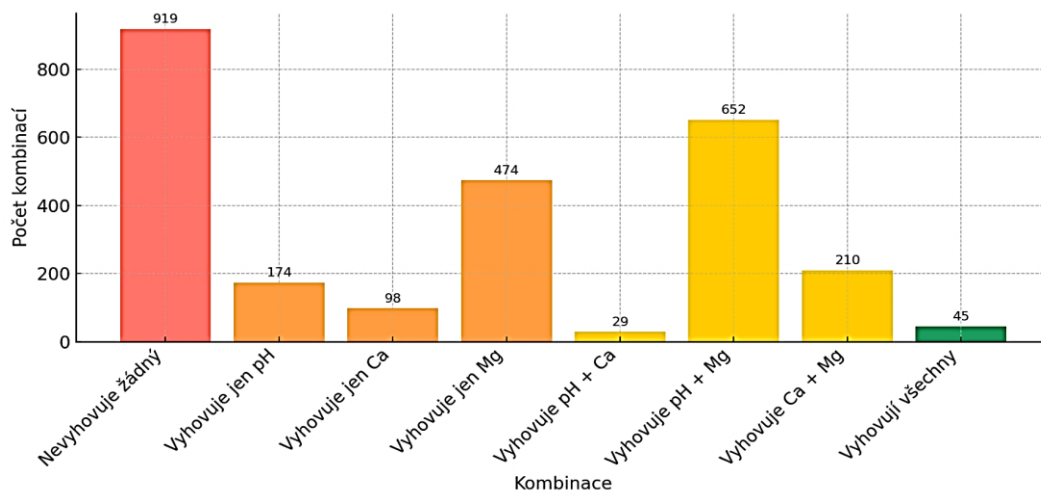
Na základě provedených testů a výše uvedeného modelu byl vygenerován datový soubor obsahující 2601 možných kombinací různých frakcí, výšek lože, koncentrací CO_2 a filtračních rychlostí, pro které byly vypočítány teoretické hodnoty pH, Ca a Mg, jež byly porovnány s limity pro pitnou vodu.

Celkové hodnocení bylo provedeno stejným způsobem jako u vsádkových testů, tj. vhodná kombinace musela splňovat všechny tři ukazatele (pH, Ca a Mg) v požadovaných limitech současně. Na rozdíl od vsádkových testů bylo u filtračních nalezeno dvojnásobné množství vyhovujících kombinací (45). V následující Tabulce 21 jsou pro představu uvedeny vybrané kombinace.

Tabulka 21 Vyhovující kombinace podle regresní analýzy – filtrační testování

AJW		SEM		CO_2 (mg l^{-1})	RF (m h^{-1})	pH (-)	Ca (mg l^{-1})	Mg (mg l^{-1})
Frakce	Výška (mm)	Frakce	Výška (mm)					
I	150	I	150	507	15,3	6,58	32,42	21,56
I	250	I	150	231	16,8	7,12	32,05	13,87
I	250	I	150	1001	9,7	6,57	64,27	20,83
I	250	I	150	233	17,1	7,12	32,02	13,82
I	250	I	150	233	7,1	7,22	34,61	15,71

Přestože bylo v rámci filtračního testování nalezeno celkem 45 vhodných kombinací, jejich praktické ověření je omezeno konstrukčními parametry filtrační kolony. Výsledky ukazují, že k zajištění účinné remineralizace je zapotřebí minimální výšky lože 150 mm pro AJW a dalších 150 mm pro SEM, což přesahuje maximální možnou výšku kolony (270 mm). Níže uvedený Obrázek 28 představuje grafické znázornění četnosti jednotlivých variant podle počtu vyhovujících parametrů. Kombinace byly rozřazeny podle toho, zda nesplňují žádný, nebo splňují jeden, dva nebo všechny tři sledované ukazatele (pH, Ca, Mg).



Obrázek 29 Četnost vyhovujících kombinací podle regresní analýzy – filtrační testování

K objektivnímu posouzení spolehlivosti a konzistence použitých metodických postupů byla jako ukazatel variability zvolena směrodatná odchylka určená na základě Bland-Altmanovy analýzy. Cílem bylo porovnat nejen rozptyl naměřených hodnot, ale i celkovou stabilitu výsledků získaných vsádkovým a filtračním testováním a zároveň vyhodnotit rozdíly mezi použitými materiály AJW a SEM. Statistické výstupy byly doplněny o praktické poznatky získané během experimentální části. Grafické přehledy z analýzy jsou uvedeny v Příloze P 8.

Vsádkové testy se jevily jako stabilní a dobře opakovatelné, zejména u vodivosti, vápníku a celkové tvrdosti, kde byl zaznamenán nejnižší rozptyl. Ostatní ukazatele sice vykazovaly vyšší variabilitu, ale výsledky byly v rámci jednotlivých sad měření poměrně konzistentní, a to díky použití překlopné třepačky, která napomohla zachovat jednotné podmínky. Přestože zároveň umožnila navýšit kapacitu testování, tento způsob míchání nemusel být zcela vhodný, a to kvůli možnému ovlivnění rovnováhy mezi plynným a rozpuštěným CO_2 , zejména při vyšších koncentracích. I přes tuto komplikaci vykazovaly vsádkové testy velmi dobré výsledky

Filtrační testy poskytly výrazně vyšší remineralizační výkony, bez známek zpomalení reakce. Na druhou stranu vykazovaly větší rozptyl výsledků, především kvůli častému zanášení drenážní vrstvy, zavzdušnění kolony a také komplikacím při určování konce filtrace – zejména při vyšších výškách lože. Tyto faktory mohly zkreslit skutečnou dobu kontaktu vody s materiálem, a tím nadhodnotit nebo podhodnotit samotnou remineralizační účinnost a neutralizační kapacitu.

Při porovnání materiálů se ukázalo, že SEM vykazoval nižší rozptyl výsledků než AJW, a to napříč většinou sledovaných ukazatelů. Tuto vyšší stabilitu lze přičíst rychlejší reakční kinetice, díky níž jsou výsledky méně citlivé na drobné provozní odchylky. Reakce probíhá natolik rychle, že se mírné změny experimentálních podmínek prakticky neprojeví. Oproti tomu AJW reaguje pomaleji, a proto mohou i malé rozdíly například v délce kontaktu vést k větší variabilitě dat.

Z praktického hlediska se vsádkové testy jeví jako vhodnější volba pro přesná laboratorní měření a detailní sledování reakční kinetiky. Naproti tomu filtrační metoda lépe demonstruje reálné podmínky procesu ztvrdování.

ZÁVĚR

V této diplomové práci byla podrobně analyzována problematika ztvzování (remineralizace) vod s nízkým obsahem minerálních látek (vápník a hořčík), ať už odsolených nebo přirozeně měkkých. Úvodní část byla věnována definování základních pojmů a významu ztvzování jak z technologického, tak ze zdravotního hlediska. Současně byly představeny nejen běžně aplikované metody na úpravách vod, ale i moderní, inovativní a méně rozšířené technologie, včetně metod fyzikálních a kombinovaných. Důraz byl kladen nejen na principy a účinnost těchto metod, ale také na jejich provozní, ekonomickou a environmentální udržitelnost.

Klíčovým krokem experimentální části byl výběr a příprava vhodné modelové vody. Jednotlivé modelové vody byly připraveny různými metodami a podrobeny základním analýzám (pH, vodivost, koncentrace CO_2), na jejichž základě byla hodnocena opakovatelnost a konzistence přípravy. Zároveň byla posuzována i časová a praktická náročnost jednotlivých postupů. Na základě výsledků těchto analýz byla jako nejvhodnější zvolena metoda založená na tlakovém sycení reverzně osmotické vody pomocí běžně dostupného zařízení Sodastream.

Samotné optimalizování procesu ztvzování bylo rozděleno do dvou hlavních experimentálních přístupů, a to vsádkového a filtračního testování. V každém z těchto přístupů byl sledován vliv klíčových faktorů, jako je dávka remineralizačního materiálu, velikost frakce, vstupní koncentrace CO_2 , reakční čas nebo rychlost filtrace v laboratorní koloně. Použité remineralizační materiály, konkrétně uhličitan vápenatý (AJW) a polovypálený dolomit (SEM), byly testovány jak z hlediska uvolňování vápníku a hořčíku, tak i schopnosti stabilizace vody (pH, alkalita, LSI).

Během vsádkového testování byly ověřeny základní předpoklady procesu, a to zejména vliv zvyšující se dávky a velikosti frakce remineralizačního materiálu na složení ztvzované vody, nebo vliv koncentrace CO_2 na rychlost rozpouštění materiálu a výslednou stabilitu vody. K popisu těchto dějů byly monitorovány především parametry pH, koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} , a dále celková alkalita, vodivost a v neposlední řadě index nasycení LSI jako ukazatel agresivity vody. Výsledky testování rovněž ukázaly, že SEM v rámci daných experimentálních podmínek neposkytl očekávané množství vápníku. Vsádkové testy zároveň poskytly cenné informace o průběhu reakční kinetiky.

Bylo tak možné identifikovat jednotlivé fáze procesu, počínaje rychlým počátečním rozpouštěním, následovaným postupným zpomalením reakce až po oblast blízkou rovnovážnému stavu.

Získané poznatky z výsledků vsádkového testování posloužily jako základ pro návrh filtračních testů, které již lépe simulovaly reálné provozní podmínky průtočných remineralizačních zařízení. Filtrační testy umožnily sledovat nejen časový vývoj základních parametrů vody, ale i odezvu systému na změny provozních podmínek, jako je výška filtračního lože, vstupní koncentrace CO_2 a filtrační rychlost. Teprve při filtračních testech se u SEM projevil náznak zvýšeného uvolňování vápníku, a to při použití největší testované frakce a při vysoké filtrační rychlosti. Přesto SEM uvolňoval primárně hořčík a vedl k výraznějšímu zvýšení pH v porovnání s AJW, který poskytoval stabilnější přísun vápníku. Vsádkové i filtrační testy napomohly k pochopení remineralizační schopnosti obou materiálů. Přestože každý z materiálů přinášel určité výhody, ani jeden z nich samostatně nesplňoval základní požadavky na kvalitu pitné vody (pH, Ca, Mg) podle vyhlášky č. 371/2023 Sb. Proto bylo v další fázi hodnocení přistoupeno k regresní analýze, která měla posloužit jako nástroj k nalezení nejen vhodného poměru obou materiálů, ale i kombinací jednotlivých faktorů ovlivňujících proces za účelem dosažení požadovaných limitů.

V rámci této práce bylo provedeno rozsáhlé množství experimentů, které umožnily velmi detailní pochopení procesů remineralizace vody a vlivu klíčových vstupních faktorů. Shromážděná data zároveň posloužila jako základ pro návrh laboratorní úlohy určené pro interní využití na UTB FT, která má studentům přiblížit principy stabilizace a ztvrdování vody pomocí remineralizačních materiálů. Přestože bylo na základě regresní analýzy nalezeno značné množství potenciálně vhodných kombinací, jejich praktické ověření nebylo v rámci této práce plně potvrzeno. V budoucnu by tak bylo vhodné, aby studenti při řešení laboratorní úlohy postupně testovali jednotlivé kombinace navržené regresní analýzou a tím přispěli k dalšímu zpřesnění a validaci predikčního modelu. Tato práce tak otevírá prostor nejen pro praktickou výuku, ale i pro pokračování systematického výzkumu v oblasti remineralizace vody.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ABUSULTAN, A.A.M.; WOOD, J.A.; SAINIO, T.; KEMPERMAN, A.J.B. and VAN DER MEER, W.G.J., 2024. A hybrid process combining ion exchange resin and bipolar membrane electrodialysis for reverse osmosis remineralization. Online. *Desalination*. Roč. 573. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.117209>. [accessed 2024-11-10].

AGUILAR-POZO, V.B.; CHIMENOS, J.M.; SOTO, R.; DA SILVA, C.; BOTINES, P. et al., 2025. Kinetic study of magnesium dissolution using a magnesium oxide industrial by-product. Online. *Separation and Purification Technology*. Roč. 353. ISSN 13835866. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128406>. [accessed 2025-02-01].

AHMED, Faheemuddin and MOHAMMED, Abdul, 2019. Magnesium: The Forgotten Electrolyte—A Review on Hypomagnesemia. Online. *Medical Sciences*. Roč. 7, č. 4. ISSN 2076-3271. Available at: <https://doi.org/10.3390/medsci7040056>. [accessed 2024-12-06].

ALAGHA, Omar; ALLAZEM, Ahmed; BUKHARI, Alaadin A.; ANIL, Ismail and MU'AZU, Nuhu Dalhat, 2020. Suitability of SBR for Wastewater Treatment and Reuse: Pilot-Scale Reactor Operated in Different Anoxic Conditions. Online. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Roč. 17, č. 5. ISSN 1660-4601. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijerph17051617>. [accessed 2025-03-02].

AL-AMSHAWEE, Sajjad; YUNUS, Mohd Yusri Bin Mohd; AZODDEIN, Abdul Aziz Mohd; HASSELL, David Geraint; DAKHIL, Ihsan Habib et al., 2020. Electrodialysis desalination for water and wastewater: A review. Online. *Chemical Engineering Journal*. Roč. 380. ISSN 13858947. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122231>. [accessed 2025-01-04].

AL-DEFEEERI, Noura S., 2008. The release of CO₂ in MSF distillers and its use for the recarbonation plant: a case study. Online. *Desalination*. Roč. 222, č. 1-3, pp. 579-591. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.124>. [accessed 2024-10-16].

AL-HARAHSEH, Adnan; AL-TARAWNEH, Amjad; AL-MA'ABREH, Alaa; RAMADEEN, Sadam; EL-HASAN, Tayel et al., 2023. Assessing of drinking water quality in Al-karak province in central Jordan; based on water saturation indices. Online. *Heliyon*. Roč. 9, č. 8. ISSN 24058440. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18862>. [accessed 2024-12-06].

ALI, Emad; ORFI, Jamel; ALANSARY, Hany; BAAKEEM, Saleh; ALSAADI, Ahmad S. et al., 2024. Advanced structures of reversal multi-stage flash desalination. Online. *Desalination*. Roč. 571. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.117095>. [accessed 2024-12-05].

AL-RQOBAH, H.E. and A., H.Al-Munayyis, 1989. A Recarbonation Process for Treatment of Distilled Water Produced by MSF Plants in Kuwait. Online. *Desalination*. Roč. 73, pp. 295-312. ISSN 00119164. Available at: [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(89\)87020-1](https://doi.org/10.1016/0011-9164(89)87020-1). [accessed 2024-11-05].

ANDERSON, L. and WALSH, M. E., 2012. Evaluation of temperature impacts on drinking water treatment efficacy of magnetic ion exchange and enhanced coagulation. Online. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*. Roč. 61, č. 7, pp. 403-412. ISSN 0003-7214. Available at: <https://doi.org/10.2166/aqua.2012.064>. [accessed 2025-02-01].

ANWAR; SEMBIRING, Alexander and PURNA IRAWAN, Agustinus, 2020. Analysis of the Potential of Crust Formation and Corrosiveness in the Way Rilau PDAM Lampung Distribution Network Using the Langelier Saturation Index Method. Online. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2020-07-01, roč. 852, č. 1. ISSN 1757-8981. Available at: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/852/1/012040>. [accessed 2024-11-24].

AVNI, Noa; EBEN-CHAIME, Moshe and ORON, Gideon, 2013. Optimizing desalinated sea water blending with other sources to meet magnesium requirements for potable and irrigation waters. Online. *Water Research*. Roč. 47, č. 7, pp. 2164-2176. ISSN 00431354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.018>. [accessed 2025-02-04].

BACHIRI, Basma; AYYOUB, Hafida; TAHAIKT, Mustapha; HAFSI, Mahmoud; ELMIDAOU, Azzedine et al., 2024. Electrodialysis Technology for Water Softening Regarding Water Equilibrium. Online. *Arabian Journal for Science and Engineering*. Roč. 49, č. 6, pp. 8021-8030. ISSN 2193-567X. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13369-023-08624-9>. [accessed 2025-01-04].

BAO, Shenxu; XIN, Chunfu; ZHANG, Yimin; CHEN, Bo; DING, Wei et al., 2023. Application of Capacitive Deionization in Water Treatment and Energy Recovery: A Review. Online. *Energies*. Roč. 16, č. 3. ISSN 1996-1073. Available at: <https://doi.org/10.3390/en16031136>. [accessed 2024-10-05].

BARLOKOVÁ, D; ILAVSKÝ, J; KAPUSTA, O and ŠIMKO, V, 2017. Importance of calcium and magnesium in water - water hardening. Online. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2017-10-01, roč. 92. ISSN 1755-1307. Available at: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/92/1/012002>. [accessed 2025-02-11].

BERNER, R. A. and MORSE, J. W., 1974. Dissolution kinetics of calcium carbonate in sea water; IV, Theory of calcite dissolution. Online. *American Journal of Science*. 1974-02-01, roč. 274, č. 2, pp. 108-134. ISSN 0002-9599. Available at: <https://doi.org/10.2475/ajs.274.2.108>. [accessed 2024-11-08].

BHARATI, Vinod P.; SYED, Amir Basha K.; DWIVEDI, Abhilash and LIEBMINGER, Lorenzo Antonio, 2024. Desalination and Demineralization in Water and Used Water Purification, Nanofiltration, Reverse Osmosis, Electrodialysis Reversal, Ion-Exchange, and Electrodeionization. Online. In: LAHNSTEINER, Josef (ed.). *Handbook of Water and Used Water Purification*. Cham: Springer International Publishing, p. 221-249. ISBN 978-3-319-77999-7. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-319-78000-9_5. [accessed 2024-10-16].

BINDZAR, Jan, 2009. *Základy úpravy a čištění vod*. Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 978-80-7080-729-3. [accessed 2024-10-11].

BIRNHACK, L and LAHAV, O, 2007. A new post-treatment process for attaining Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} and alkalinity criteria in desalinated water. Online. *Water Research*. Roč. 41, č. 17, pp. 3989-3997. ISSN 00431354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.007>. [accessed 2025-01-10].

BIRNHACK, Liat; FRIDMAN, Noga and LAHAV, Ori, 2009. Potential applications of quarry dolomite for post treatment of desalinated water. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 1, č. 1-3, pp. 58-67. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.132>. [accessed 2025-02-15].

BIRNHACK, Liat; TANG, Samuel C. N. and LAHAV, Ori, 2018. Implementation, Design and Cost Assessment of a Membrane-Based Process for Selectively Enriching Desalinated Water with Divalent Seawater Ions. Online. *ChemEngineering*. Roč. 2, č. 3. ISSN 2305-7084. Available at: <https://doi.org/10.3390/chemengineering2030041>. [accessed 2025-01-30].

BIRNHACK, Liat; VOUTCHKOV, Nikolay and LAHAV, Ori, 2011. Fundamental chemistry and engineering aspects of post-treatment processes for desalinated water—A review. Online. *Desalination*. Roč. 273, č. 1, pp. 6-22. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.11.011>. [accessed 2024-10-16].

BIYOUNE, M. G.; ATBIR, A.; BARI, H.; HASSNAOUI, L.; MONGACH, E. et al., 2017. Remineralization of permeate water by calcite bed in the Daoura's plant (south of Morocco). Online. *The European Physical Journal Special Topics*. Roč. 226, č. 5, pp. 931-941. ISSN 1951-6355. Available at: <https://doi.org/10.1140/epjst/e2016-60181-6>. [accessed 2025-01-18].

BIYOUNE, Mohamed Ghali; BOUARGANE, Brahim; ATBIR, Ali; UDDIN, Md Galal; IKIRRI, Mustapha et al., 2024. Remineralization of desalinated water: Duality roles of H_2SO_4 and CO_2 injection during calco-carbonic equilibrium of osmosis water. Online. *Results in Engineering*. Roč. 22. ISSN 25901230. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102341>. [accessed 2025-02-08].

BOGDANOVA, Elena; LOBANOV, Andrey; ANDRONOV, Sergei V.; SOROMOTIN, Andrey; POPOV, Andrei et al., 2023. Challenges of Changing Water Sources for Human Wellbeing in the Arctic Zone of Western Siberia. Online. *Water*. Roč. 15, č. 8. ISSN 2073-4441. Available at: <https://doi.org/10.3390/w15081577>. [accessed 2025-01-15].

BOUKARI, Y.; MATEJKA, G.; PARINET, B. and SIMON, P., 1988. La mise à l'équilibre des eaux tropicales : conséquences sur la déferrisation. Online. *Revue des sciences de l'eau*. Roč. 1, č. 4, pp. 339-353. ISSN 1718-8598. Available at: <https://doi.org/10.7202/705016ar>. [accessed 2024-12-05].

CABALLERO-TALAMANTES, Francisco J.; VELÁZQUEZ-LIMÓN, Nicolás; AGUILAR-JIMÉNEZ, Jesús Armando; CASARES-DE LA TORRE, Cristian A.; LÓPEZ-ZAVALA, Ricardo et al., 2024. A Novel High Vacuum MSF/MED Hybrid Desalination System for Simultaneous Production of Water, Cooling and Electrical Power, Using Two Barometric Ejector Condensers. Online. *Processes*. Roč. 12, č. 12. ISSN 2227-9717. Available at: <https://doi.org/10.3390/pr12122927>. [accessed 2024-12-05].

CAI, Meiquan; ZHAO, Zhinan; SUN, Wenjun; YIN, Wenxuan; ZHANG, Yuanna et al., 2023. Impact of pipeline materials on water quality stability of desalinated seawater in the pipeline network. Online. *Desalination*. Roč. 556. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116558>. [accessed 2025-05-06].

CASAS, Sandra; ALADJEM, Carlos; LARROTCHA, Enric; GIBERT, Oriol; VALDERRAMA, César et al., 2014. Valorisation of Ca and Mg by-products from mining and seawater desalination brines for water treatment applications. Online. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. Roč. 89, č. 6, pp. 872-883. ISSN 0268-2575. Available at: <https://doi.org/10.1002/jctb.4326>. [accessed 2024-12-05].

ČESKÁ REPUBLIKA. Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. *Sbírka zákonů*, částka 74, vyhlášeno 11. srpna 2000.

DAI, Zheng; ZHANG, Yihan; HU, Huashuai and YANG, Minghui, 2025. Advancements in Seawater Electrocatalysis for Renewable Energy Conversion and Resource Extraction. Online. *ChemElectroChem*. 2025-05-05, roč. 12, č. 9. ISSN 2196-0216. Available at: <https://doi.org/10.1002/celc.202400696>. [accessed 2024-12-09].

DAVIS, Mackenzie Leo, [2020]. *Water and wastewater engineering: design principles and practice*. Second edition. New York: McGraw-Hill. ISBN 978-1-260-13227-4.

DEAN, H. Trendley; JAY, Philip; JR., Francis A. Arnold; MCCLURE, Frank J. and ELVOVE, Elias, 1939. Domestic Water and Dental Caries, including Certain Epidemiological Aspects of Oral *L. acidophilus*. Online. *Public Health Reports (1896-1970)*. Roč. 54, č. 21. ISSN 00946214. Available at: <https://doi.org/10.2307/4582893>. [accessed 2024-10-11].

DELION, N.; MAUGUIN, G. and CORSIN, P., 2004. Importance and impact of post treatments on design and operation of SWRO plants. Online. *Desalination*. Roč. 165, pp. 323-334. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.037>. [accessed 2024-10-12].

DENG, Yang and ZHAO, Renzun, 2015. Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. Online. *Current Pollution Reports*. Roč. 1, č. 3, pp. 167-176. ISSN 2198-6592. Available at: <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>. [accessed 2025-01-03].

DERCO, J., DUDÁŠ, J., VRABEL, M., FARKAŠ, A., ŠOLTÝSOVÁ, N., GAŇOVÁ, P. a MOLOVČÁK, A., 2019. *Laboratórne testy hornín za účelom vylúhovania Ca a Mg. Správa k ZoD č. 03/19*. Bratislava: Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Oddelenie environmentálneho inžinierstva.

DERCO, Ján; LUPTÁKOVÁ, Anna; DUDÁŠ, Jozef and VRABEL, Martin, 2017. Recarbonization of drinking water in fluidized-bed reactor. Online. *Chemical Papers*. Roč. 71, č. 9, pp. 1771-1779. ISSN 2585-7290. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11696-017-0173-0>. [accessed 2024-10-25].

DERCO, Ján; ŠOLTÝSOVÁ, Nikola; KURÁK, Tomáš; VAJÍČEKOVÁ, Anna and DUDÁŠ, Jozef, 2023. Modelling of Drinking Water Recarbonization in Fluidized Bed Reactor. Online. *Processes*. Roč. 11, č. 11. ISSN 2227-9717. Available at: <https://doi.org/10.3390/pr11113209>. [accessed 2024-10-25].

DOLEJŠÍ, P. (2019). Praktické využití remineralizace (ztvrdování) v úpravkách vody v ČR: příklad ze Severočeského kraje. W&ET Team, České Budějovice. Retrieved from https://fns.uniba.sk/fileadmin/prif/envi/kge/LifeWater/PDF/Dolejs_W2019.pdf

DONG, Haoliang; UNLUER, Cise; YANG, En-Hua and AL-TABBAA, Abir, 2018. Recovery of reactive MgO from reject brine via the addition of NaOH. Online. *Desalination*. Roč. 429, pp. 88-95. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.12.021>. [accessed 2025-01-27].

ELEWA, Mahmoud M., 2024. Emerging and Conventional Water Desalination Technologies Powered by Renewable Energy and Energy Storage Systems toward Zero Liquid Discharge. Online. *Separations*. Roč. 11, č. 10. ISSN 2297-8739. Available at: <https://doi.org/10.3390/separations11100291>. [accessed 2025-02-09].

EL-HOSSARY, F. M.; SABER, Ayman A. and FAWHEY, Mohammed H., 2024. Water desalination using atmospheric pressure plasma combined with thermal treatment. Online. *Applied Water Science*. Roč. 14, č. 12. ISSN 2190-5487. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02321-0>. [accessed 2025-01-15].

FIGUEIRA, Mariana; RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ, Daniel; LÓPEZ, Julio; REIG, Mònica; LUIS CORTINA, José et al., 2023. Evaluation of the nanofiltration of brines from seawater desalination plants as pre-treatment in a multimineral brine extraction process. Online. *Separation and Purification Technology*. Roč. 322. ISSN 13835866. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.124232>. [accessed 2024-12-17].

FILINGERI, Antonia; PHILIBERT, Marc; FILLOUX, Emmanuelle; BREHANT, Anne; TAMBURINI, Alessandro et al., 2024. Assisted-Reverse Electrodialysis for permeate remineralization from surface water RO brines: Experimental investigation with multi-ionic solutions. Online. *Journal of Water Process Engineering*. Roč. 67. ISSN 22147144. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106156>. [accessed 2025-01-08].

GABBRIELLI, Emilio, 1981. A tailored process for remineralization and potabilization of desalinated water. Online. *Desalination*. Roč. 39, pp. 503-520. ISSN 00119164. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)86154-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)86154-8). [accessed 2024-12-01].

GHANBARI, S., 2018. Pilot study and modelling of remineralization of low-temperature desalinated water by calcite filtration. TU Delft Repository. Available at: <https://www.semanticscholar.org/paper/Pilot-study-and-modelling-of-remineralization-of-by-Ghanbari/76436092c6d0a33b03c8f386c10080f695b98431> [accessed 2024-10-28].

GREFTE, A.; DIGNUM, M.; CORNELISSEN, E. R. and RIETVELD, L. C., 2013. Natural organic matter removal by ion exchange at different positions in the drinking water treatment lane. Online. *Drinking Water Engineering and Science*. Roč. 6, č. 1, pp. 1-10. ISSN 1996-9465. Available at: <https://doi.org/10.5194/dwes-6-1-2013>. [accessed 2025-01-15].

GUILLERET, J.-R., KAYEM, J., MOLLEYRE, F. a ROQUES, M., 1990. *Chemical attack of surface water in tropical areas: how a distribution network is affected*. TSM – Techniques Sciences Méthodes: Génie urbain, génie rural, roč. 85, č. 3, s. 123–126. ISSN 2260-958X. Available at: <http://pascalfrancis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=6922653>

GUO, Hao; LI, Xianhui; YANG, Wulin; YAO, Zhikan; MEI, Ying et al., 2022. Nanofiltration for drinking water treatment: a review. Online. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*. Roč. 16, č. 5, pp. 681-698. ISSN 2095-0179. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11705-021-2103-5>. [accessed 2025-01-05].

HAN, Ling; DENG, Shuai; ZHAO, Ruikai; WANG, Xun; GUO, Zhihao et al., 2023. Performance evaluation on CO₂ fixation with chlorine gas production based on direct electrolysis of seawater. Online. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Roč. 11, č. 5. ISSN 22133437. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110937>. [accessed 2024-12-05].

HASAL, Pavel; SCHREIBER, Igor and ŠNITA, Dalimil, 2007. *Chemické inženýrství I*. Vyd. 2., přeprac. Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 978-80-7080-002-7.

HASSON, David and BENDRIHEM, Orly, 2006. Modeling remineralization of desalinated water by limestone dissolution. Online. *Desalination*. Roč. 190, č. 1-3, pp. 189-200. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.09.003>. [accessed 2024-11-05].

HASSON, David; FINE, Larissa; SAGIV, Abraham; SEMIAT, Raphael and SHEMER, Hilla, 2017. Modeling Remineralization of Desalinated Water by Micronized Calcite Dissolution. Online. *Environmental Science & Technology*. 2017-11-07, roč. 51, č. 21, pp. 12481-12488. ISSN 0013-936X. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03069>. [accessed 2024-12-02].

HASSON, David; GREISERMAN, Michael; SEMIAT, Raphael and SHEMER, Hilla, 2019. Theoretical and experimental study of micronized dolomite dissolution. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 143, pp. 88-95. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23637>. [accessed 2024-11-20].

HELL, F. and LAHNSTEINER, J., 2002. The Application of Electrodialysis for Drinking Water Treatment. Online. In: RUBIN, Hillel; SHAMIR, Uri; NACHTNEBEL, Peter and FÜRST, Josef (eds.). *Water Resources Quality*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 315-327. ISBN 978-3-642-62775-0. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-642-56013-2_18. [accessed 2025-03-18].

HORÁKOVÁ, M., 2007. *Analytika vody* Vyd. 2., Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Available at: https://vydavatelstvi.vscht.cz/katalog/publikace?uid=uid_isbn-978-80-7080-520-6 [accessed 2024-12-05].

HU, Yue and BOYER, Treavor H., 2018. Removal of multiple drinking water contaminants by combined ion exchange resin in a completely mixed flow reactor. Online. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 2018-11-10, roč. 67, č. 7, pp. 659-672. ISSN 0003-7214. Available at: <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.101>. [accessed 2025-01-15].

CHARCOSSET, Catherine, 2022. Classical and Recent Developments of Membrane Processes for Desalination and Natural Water Treatment. Online. *Membranes*. Roč. 12, č. 3. ISSN 2077-0375. Available at: <https://doi.org/10.3390/membranes12030267>. [accessed 2024-11-23].

JIANG, Lei; HE, Pengcheng; CHEN, Jiyan; LIU, Yong; LIU, Dehui et al., 2016. Magnesium Levels in Drinking Water and Coronary Heart Disease Mortality Risk: A Meta-Analysis. Online. *Nutrients*. Roč. 8, č. 1. ISSN 2072-6643. Available at: <https://doi.org/10.3390/nu8010005>. [accessed 2024-12-17].

KABIR, Fayzul; CHOWDHURY, Shakhawat; MAZUMDER, Mohammad Abu Jafar; HASAN ZAHIR, Md and ALHOOSHANI, Khalid, 2018. Effects of plumbing premise on the occurrences and variability of heavy metals in desalinated and blended tap water. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 107, pp. 257-271. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22163>. [accessed 2025-01-05].

KAUFMANN, Georg and DREYBRODT, Wolfgang, 2007. Calcite dissolution kinetics in the system $\text{CaCO}_3\text{--H}_2\text{O--CO}_2$ at high undersaturation. Online. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Roč. 71, č. 6, pp. 1398-1410. ISSN 00167037. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.10.024>. [accessed 2025-01-05].

KIM, Yunhwan; BYUN, Jaeun; PARK, Kiho and PARK, Yong-Gyun, 2025. Comprehensive analysis of energy saving and high-quality permeate production strategies for a large-scale seawater reverse osmosis desalination plant with diverse process configurations and external resource utilization. Online. *Desalination*. Roč. 596. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.118292>. [accessed 2025-01-15].

KIRKLAND, Anna E.; SARLO, Gabrielle L. and HOLTON, Kathleen F., 2018. The Role of Magnesium in Neurological Disorders. Online. *Nutrients*. Roč. 10, č. 6. ISSN 2072-6643. Available at: <https://doi.org/10.3390/nu10060730>. [accessed 2025-03-05].

KLAS, Sivan and ROM, Idan, 2025. Three-step precipitation process for calcium and magnesium recovery from brackish groundwater desalination concentrate. Online. *Process Safety and Environmental Protection*. Roč. 194, pp. 129-138. ISSN 09575820. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.12.015>. [accessed 2025-04-25].

KOŽÍŠEK F. Proč nemá být pitná voda ani moc měkká, ani moc tvrdá? In: Dobiáš P. (ed.) Sborník z 16. ročníku konference PITNÁ VODA 2022, konané v Táboře 23.-26.5.2022; str. 163-174. Vydal ENVIPUR, Praha 2022; ISBN 978-80-905059-9-5

KOŽÍŠEK, F., 2000. *Zdravotní význam „tvrdosti“ pitné vody*. 3. aktualizovaná verze, únor 2003. Praha: Státní zdravotní ústav, Centrum hygieny životního prostředí, Národní referenční centrum pro pitnou vodu. Available at: https://www.mestocernosice.cz/e_download.php?file=data/editor/1471cs_32.pdf&original=Tvrdest+pitne+vody+-+studie+St%C3%A1t.+zdrav.%C3%BAstavu.pdf

KRATOCHVÍL, B., 2007. Krystalizace farmaceutických substancí. *Chemické listy*, roč. 101, S. 3–12. ISSN 0009-2770.

KREISLOVÁ, Kateřina; STRZYŽ, Petr and KOUKALOVÁ, Alena, 2011. *Příručka pro navrhování, kontrolu a údržbu potrubí s povlakem žárového zinku*. Praha: Asociace českých a slovenských zinkoven (AČSZ). ISBN 978-80-260-1320-4.

KUMAR RAVI, Nirdesh; KUMAR JHA, Pawan; VARMA, Kriti; TRIPATHI, Piyush; KUMAR GAUTAM, Sandeep et al., 2023. Application of water quality index (WQI) and statistical techniques to assess water quality for drinking, irrigation, and industrial purposes of the Ghaghara River, India. Online. *Total Environment Research Themes*. Roč. 6. ISSN 27728099. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100049>. [accessed 2025-01-22].

KUMAR, Sujit; AHMAD, Asim; IRSHAD, Kashif; PRAKASH, Om; KAUSHER, Rukaiya et al., 2024. Solar stills: A review for water scarcity solutions. Online. *Heliyon*. Roč. 10, č. 19. ISSN 24058440. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38751>. [accessed 2024-12-05].

KYNCL, M., CHROMÍKOVÁ, J., 2022. Návodky do cvičení Technologie úpravy vody. Technická univerzita v Ostravě.

KYNCL, Miroslav. Možnosti zvyšování obsahu hořčíku v pitné vodě. *Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské - Technické univerzity Ostrava. Řada hornicko-geologická b*. 2002, roč. 48, č. 2, s. 9-12. ISSN 0474-8476.

LEHMANN, Orly; BIRNHACK, Liat and LAHAV, Ori, 2013. Design aspects of calcite-dissolution reactors applied for post treatment of desalinated water. Online. *Desalination*. Roč. 314, pp. 1-9. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.12.017>. [accessed 2024-12-10].

LEHMANN, Orly; ECKHAUS, Or; LAHAV, Ori and BIRNHACK, Liat, 2016. Replenishing Mg(II) to desalinated water by seawater nanofiltration followed by magnetic separation of Mg(OH)₂(s)Fe₃O₄ particles. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 57, č. 42, pp. 19903-19916. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1107858>. [accessed 2024-12-10].

LESIMPLE, Alain; AHMED, Farah Ejaz and HILAL, Nidal, 2020. Remineralization of desalinated water: Methods and environmental impact. Online. *Desalination*. Roč. 496. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114692>. [accessed 2024-10-16].

LESTARI, Devita Satya; SUKAMTA and SARI, Yunita Chandra, 2023. Corrosivity of water for concrete and metal water resources infrastructure with modification of the DIN Method and Langelier Saturation Index of Metcalf and Eddy. Online. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2023-06-01, roč. 1195, č. 1. ISSN 1755-1307. Available at: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1195/1/012054>. [accessed 2025-03-15].

LI, Huiping; CHEN, Yan; ZHANG, Jian and DONG, Bingzhi, 2020. Pilot study on nanofiltration membrane in advanced treatment of drinking water. Online. *Water Supply*. 2020-09-01, roč. 20, č. 6, pp. 2043-2053. ISSN 1606-9749. Available at: <https://doi.org/10.2166/ws.2020.089>. [accessed 2024-10-05].

LI, Wei; PATTON, Samuel; GLEASON, Jamie M.; MEZYK, Stephen P.; ISHIDA, Kenneth P. et al., 2018. UV Photolysis of Chloramine and Persulfate for 1,4-Dioxane Removal in Reverse-Osmosis Permeate for Potable Water Reuse. Online. *Environmental Science & Technology*. 2018-06-05, roč. 52, č. 11, pp. 6417-6425. ISSN 0013-936X. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06042>. [accessed 2025-01-17].

LIENHARD, J. H., ZUBAIR, S. M., 2022. A Comparison of Desalination Technologies on the Basis of Primary Energy Consumption. *Desalination* [online]. 527, 115538. Available at: https://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/141350.2/IDA_manuscript.pdf?sequence=4 [accessed 2024-10-16].

LIU, Haizhou; SCHONBERGER, Kenneth D.; KORSHIN, Gregory V.; FERGUSON, John F.; MEYERHOFER, Paul et al., 2010. Effects of blending of desalinated water with treated surface drinking water on copper and lead release. Online. *Water Research*. Roč. 44, č. 14, pp. 4057-4066. ISSN 00431354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.014>. [accessed 2025-02-18].

LODHA, Ritik; SHARMA, Yash; SURECHA, Om Prakash; TRIVEDI, Anirudh; CHAPLOT, Hiren et al., 2023. Scaling Potential and Corrosion Assessment through Langelier Saturation Index and Ryznar Stability Index of Under Ground Water in Udaipur, Rajasthan. Online. *IARJSET*. 2023-06-30, roč. 10, č. 7. ISSN 23941588. Available at: <https://doi.org/10.17148/IARJSET.2023.10735>. [accessed 2025-03-06].

LU, Bin, 2023. Accurate computation of desalinated seawater re-mineralization processes using blending with surface water, chemicals dosing and minerals dissolution. Online. *Desalination*. Roč. 565. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116866>. [accessed 2024-10-16].

LU, Peilong; OCHONMA, Prince; KIM, Minkyong; WALIKE, Casey; SUNKARA, Ajay et al., 2025. Electrochemical recovery of high-purity calcium carbonate and magnesium hydroxide from brine via carbon mineralization. Online. *MRS Bulletin*. Roč. 50, č. 1, pp. 20-31. ISSN 0883-7694. Available at: <https://doi.org/10.1557/s43577-024-00804-8>. [accessed 2025-05-06].

LUPTÁKOVÁ, A., DERCO, J. a MUNKA, K., 2014. Využití procesu rekarbonizace při zabezpečení kvality pitné vody. In: *Sborník konference Pitná voda 2014*, 20.–23. 5. 2014, Tábor. České Budějovice: W&ET Team, s. 105–110. ISBN 978-80-905238-1-4.

MACDONALD, I. F.; EL-SAYED, M. S.; MOW, K. and DULLIEN, F. A. L., 1979. Flow through Porous Media-the Ergun Equation Revisited. Online. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*. Roč. 18, č. 3, pp. 199-208. ISSN 0196-4313. Available at: <https://doi.org/10.1021/i160071a001>. [accessed 2024-10-05].

MALÝ, Josef and MALÁ, Jitka, c2006. *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. vyd. Brno: ARDEC. ISBN 80-86020-50-9.

MARROUCHE, A.; BIYOUNE, M.G.; MABROUK, A.; BACHAR, A.; ATBIR, A. et al., 2019. Evaluation of remineralization performance of osmosis water on the calcite bed at a laboratory scale. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 139, pp. 64-69. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23125>. [accessed 2024-10-05].

MCBRIDE, G. A., 1939. Progress in lime-soda water softening. *Journal – American Water Works Association*, roč. 31, č. 3, s. 558–569. ISSN 0003-150X.

MOHAMMADESMAEILI, Farah, BADR, Mostafa, ABBASZADEGAN, Morteza a FOX, Peter, 2010. *Byproduct Recovery from Reclaimed Water Reverse Osmosis Concentrate Using Lime and Soda-Ash Treatment*. Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation [online]. 82(4), 342–350. ISSN 1061-4303. DOI: 10.2307/25679785. [accessed 2025-04-24].

MOISEENKO, Tatyana I.; GASHKINA, Natalia A.; DINU, Marina I.; KREMLEVA, Tatiana A. and KHOROSHAVIN, Vitaliy Yu., 2020. Water Chemistry of Arctic Lakes under Airborne Contamination of Watersheds. Online. *Water*. Roč. 12, č. 6. ISSN 2073-4441. Available at: <https://doi.org/10.3390/w12061659>. [accessed 2024-10-06].

MORSE, John W and ARVIDSON, Rolf S, 2002. The dissolution kinetics of major sedimentary carbonate minerals. Online. *Earth-Science Reviews*. Roč. 58, č. 1-2, pp. 51-84. ISSN 00128252. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00083-6](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00083-6). [accessed 2025-01-15].

NATIV, Paz; BIRNHACK, Liat and LAHAV, Ori, 2016. DiaNanofiltration-based method for inexpensive and selective separation of Mg^{2+} and Ca^{2+} ions from seawater, for improving the quality of soft and desalinated waters. Online. *Separation and Purification Technology*. Roč. 166, pp. 83-91. ISSN 13835866. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.04.026>. [accessed 2025-01-15].

NOVÁK, Josef, c2003. *Příručka provozovatele vodovodní sítě*. Líbeznice u Prahy: Medim. ISBN 80-238-9946-5.

PERVOV, A. G. and ANDRIANOV, A. P., 2015. Removal of calcium carbonate from reverse osmosis concentrate by seed crystallization. Online. *Petroleum Chemistry*. Roč. 55, č. 5, pp. 373-388. ISSN 0965-5441. Available at: <https://doi.org/10.1134/S0965544115040052>. [accessed 2024-11-16].

PETTAUER, Michael; BALDERMANN, Andre; EDER, Stefan and DIETZEL, Martin, 2024. Hydration of MgO: Reaction Kinetics and pH Control on Brucite Crystal Morphology. Online. *Crystal Growth & Design*. 2024-04-03, roč. 24, č. 7, pp. 3085-3092. ISSN 1528-7483. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.cgd.4c00243>. [accessed 2025-05-06].

PHARMAGUDDU, 2022. *1.0 M Sulfuric Acid Solution Preparation, Standardization, Reagents, Formula* [online]. [Accessed 2025-03-05]. Available at: <https://pharmaguddu.com/1-0-m-sulfuric-acid-solution-preparation-standardization-reagents-formula/>

Pitná voda 2022: 16. pokračování konferencí Pitná voda z údolních nádrží : sborník přednášek : 23.-26.5.2022 Hotel Dvořák Tábor, 2022. [Praha]: [ENVI-PUR, s.r.o.]. ISBN 978-80-905059-9-5.

PITTER, P., TUČEK, F., CHUDOBA, J. a ŽÁČEK, L., 1983. *Laboratorní metody v technologii vody*. Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury / ALFA, 304 s.

PITTER, Pavel, 1990. *Hydrochemie*. 2., přeprac. a rozš. vyd. Ochrana životního prostředí. Praha: Státní nakladatelství technické literatury. ISBN 80-03-00525-6.

PLUMMER, L. N., TAYLOR, L. H. and PARKHURST, D. L., 1990. *Geochemical modeling of mixing and dilution of groundwater*. Washington: U.S. Geological Survey. U.S. Geological Survey Bulletin 1578. Available at: <https://pubs.usgs.gov/bul/1578/report.pdf>

PLUMMER, L. N., WIGLEY, T. M. L. and PARKHURST, D. L., 1978. The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5 °C–60 °C and 0.0–1.0 atm CO₂. *American Journal of Science*, vol. 278, no. 2, pp. 179–216. ISSN 0002-9599.

POKROVSKY, Oleg S.; GOLUBEV, Sergey V. and SCHOTT, Jacques, 2005. Dissolution kinetics of calcite, dolomite and magnesite at 25 °C and 0 to 50 atm pCO₂ Online. *Chemical Geology*. Roč. 217, č. 3-4, pp. 239-255. ISSN 00092541. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2004.12.012>. [accessed 2025-03-06].

POP, Manuela Simona; CHEREGI, Dragoş Cornel; ONOSE, Gelu; MUNTEANU, Constantin; POPESCU, Cristina et al., 2023. Exploring the Potential Benefits of Natural Calcium-Rich Mineral Waters for Health and Wellness: A Systematic Review. Online. *Nutrients*. Roč. 15, č. 14. ISSN 2072-6643. Available at: <https://doi.org/10.3390/nu15143126>. [accessed 2025-03-09].

RAIMONDI, Anita; QUINN, Ruth; ABHIJITH, Gopinathan R.; BECCIU, Gianfranco and OSTFELD, Avi, 2023. Rainwater Harvesting and Treatment: State of the Art and Perspectives. Online. *Water*. Roč. 15, č. 8. ISSN 2073-4441. Available at: <https://doi.org/10.3390/w15081518>. [accessed 2025-02-20].

RAPANT, Stanislav; CVEČKOVÁ, Veronika and ČERMÁK, Patrik, 2022. Enrichment of drinking water with Ca and Mg by a fluidized bed recarbonization reactor: a case study of Devičie, Slovak Republic. Online. *Journal of Water and Health*. 2022-04-01, roč. 20, č. 4, pp. 630-640. ISSN 1477-8920. Available at: <https://doi.org/10.2166/wh.2022.252>. [accessed 2025-04-01].

RAU, Greg H., 2008. Electrochemical Splitting of Calcium Carbonate to Increase Solution Alkalinity: Implications for Mitigation of Carbon Dioxide and Ocean Acidity. Online. *Environmental Science & Technology*. 2008-12-01, roč. 42, č. 23, pp. 8935-8940. ISSN 0013-936X. Available at: <https://doi.org/10.1021/es800366q>. [accessed 2024-11-02].

ROHLING, Eelco J, 2023. Marine methods for carbon dioxide removal: fundamentals and myth-busting for the wider community. Online. *Oxford Open Climate Change*. 2023-01-01, roč. 3, č. 1. ISSN 2634-4068. Available at: <https://doi.org/10.1093/oxfclm/kgad004>. [accessed 2025-03-26].

ROSS, Tara T.; ALIM, Mohammad A. and RAHMAN, Ataur, 2025. Simple and effective filtration system for drinking water production from harvested rainwater in rural areas. Online. *Journal of Environmental Management*. Roč. 373. ISSN 03014797. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123887>. [accessed 2025-04-08].

ROZA-LLERA, Ana; JIMÉNEZ, Amalia and FERNÁNDEZ-DÍAZ, Lurdes, 2023. Mechanism and kinetics of the pseudomorphic replacement of anhydrite by calcium phosphate phases at hydrothermal conditions. Online. *American Mineralogist*. 2023-09-1, roč. 108, č. 9, pp. 1708-1719. ISSN 0003-004X. Available at: <https://doi.org/10.2138/am-2022-8592>. [accessed 2025-04-18].

RUBENOWITZ, E.; AXELSSON, G. and RYLANDER, R., 1996. Magnesium in Drinking Water and Death from Acute Myocardial Infarction. Online. *American Journal of Epidemiology*. 1996-03-01, roč. 143, č. 5, pp. 456-462. ISSN 0002-9262. Available at: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a008765>. [accessed 2025-02-06].

RUSYDI, Anna F, 2018. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. Online. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2018-02-01, roč. 118. ISSN 1755-1307. Available at: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019>. [accessed 2024-10-16].

RYGAARD, Martin; ARVIN, Erik and BINNING, Philip J., 2009. The valuation of water quality: Effects of mixing different drinking water qualities. Online. *Water Research*. Roč. 43, č. 5, pp. 1207-1218. ISSN 00431354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.014>. [accessed 2025-02-12].

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J., 2022. *Druhy a typy vod* [online]. Available at: <https://tvp.vscht.cz/files/uzel/0018886/0015~~MzCKdykqzahUSFQoqSyoVCjLTwEA.pdf> [accessed 2025-01-12].

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana, c2012. *Průručka provozovatele úpravny pitné vody*. 2., aktualiz. a dopl. vyd. Líbeznice: Medim pro SOVAK ČR. ISBN 978-80-87140-27-7.

SAMARASIRI, B. K. T., 2016. *Process optimization for lime soda water softening method for reducing hardness in well water* [online]. ResearchGate. Available at: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4784.8088>

SANO, Yoshihiko and NAKASHIMA, Daichi, 2018. Prevention of calcium carbonate scale using electrolyzed water. Online. *International Journal of Heat and Mass Transfer*. Roč. 127, pp. 1147-1156. ISSN 00179310. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2018.08.070>. [accessed 2025-02-18].

SCANLON, Bridget R.; FAKHREDDINE, Sarah; RATEB, Ashraf; DE GRAAF, Inge; FAMIGLIETTI, Jay et al., 2023. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. Online. *Nature Reviews Earth & Environment*. Roč. 4, č. 2, pp. 87-101. ISSN 2662-138X. Available at: <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00378-6>. [accessed 2024-12-06].

SHEMER, Hilla; HASSON, David and SEMIAT, Raphael, 2013. Design Considerations of a Packed Calcite Bed for Hardening Desalinated Water. Online. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2013-08-07, roč. 52, č. 31, pp. 10549-10553. ISSN 0888-5885. Available at: <https://doi.org/10.1021/ie302975b>. [accessed 2025-02-05].

SHEMER, Hilla; HASSON, David and SEMIAT, Raphael, 2015. State-of-the-art review on post-treatment technologies. Online. *Desalination*. Roč. 356, pp. 285-293. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.09.035>. [accessed 2025-02-25].

SHEMER, Hilla; SEMIAT, Raphael and HASSON, David, 2019. Re-mineralization of desalinated water using a mixture of CO₂ and H₂SO₄. Online. *Desalination*. Roč. 467, pp. 170-174. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.06.017>. [accessed 2025-03-06].

SHIKLOMANOV, I. A., 1998. *World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century*. Paris: UNESCO, 37 p. SC.1998/SANS COTE. Available at: <https://www.caee.utexas.edu/prof/mckinney/ce385d/papers/Shiklomanov.pdf>. [accessed 2024-11-25].

SCHNEIDER, Marcel and BLÁHA, Luděk, 2020. Advanced oxidation processes for the removal of cyanobacterial toxins from drinking water. Online. *Environmental Sciences Europe*. Roč. 32, č. 1. ISSN 2190-4707. Available at: <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00371-0>. [accessed 2025-03-06].

SIDDQUE, Iqtiaar Md. Sustainable water management in urban areas: integrating innovative technologies and practices to address water scarcity and pollution. *The Pharmaceutical and Chemical Journal* [online]. 2021, 8(1), 172–178. Available from: <https://doi.org/10.5281/zenodo.11523688> [Accessed 24 April 2025].

SILVA, Jorge Alejandro, 2023. Wastewater Treatment and Reuse for Sustainable Water Resources Management: A Systematic Literature Review. Online. *Sustainability*. Roč. 15, č. 14. ISSN 2071-1050. Available at: <https://doi.org/10.3390/su151410940>. [accessed 2025-04-01].

SJÖBERG, E.Lennart and RICKARD, David T., 1984. Calcite dissolution kinetics: Surface speciation and the origin of the variable pH dependence. Online. *Chemical Geology*. Roč. 42, č. 1-4, pp. 119-136. ISSN 00092541. Available at: [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(84\)90009-3](https://doi.org/10.1016/0009-2541(84)90009-3). [accessed 2025-01-13].

SOROUR, Mohamed H.; HANI, Heba A.; SHAALAN, Hayam F. and AL-BAZEDI, Ghada A., 2015. Schemes for salt recovery from seawater and RO brines using chemical precipitation. Online. *Desalination and Water Treatment*. Roč. 55, č. 9, pp. 2398-2407. ISSN 19443986. Available at: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.946720>. [accessed 2025-02-16].

STRNADOVÁ, Nina and JANDA, Václav, 1999. *Technologie vody I. 2. přeprac. vyd.* Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 80-7080-348-7.

SZYMONIAK, Lena; CLAVEAU-MALLET, Dominique; HADDAD, Maryam and BARBEAU, Benoit, 2022. Improving remineralization and manganese-removal of soft waters using a mixed CaCO₃/MgO contactor. Online. *Journal of Water Process Engineering*. Roč. 49. ISSN 22147144. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102995>. [accessed 2025-02-15].

TAHERAN, M., NAGHDI, M., BRAR, S.K. a SADMANI, A.A., 2018. Recarbonation. In: SURAMPALLI, R.Y., ZHANG, T.C., BRAR, S.K., HEGDE, K., PULICHARLA, R. a VERMA, M. (eds.) *Handbook of Environmental Engineering*. 1st ed. New York: McGraw-Hill Education.

Available at: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9781259860225/toc-chapter/chapter9/section/section18> [accessed 2024-10-16].

TANG, Samuel C.N.; BIRNHACK, Liat; COHEN, Yehuda; LAHAV, Ori. 2018. Selective separation of divalent ions from seawater using an integrated ion-exchange/nanofiltration approach. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 126, 8-15. doi: 10.1016/j.cep.2018.02.015.

TANG, Samuel C.N.; BIRNHACK, Liat; NATIV, Paz; LAHAV, Ori. 2017. Highly-selective separation of divalent ions from seawater and seawater RO retentate. *Separation and Purification Technology*, 175, 460-468. doi: 10.1016/j.seppur.2016.10.030.

TELZHENSKY, Marina; BIRNHACK, Liat; LEHMANN, Orly; WINDLER, Eial and LAHAV, Ori, 2011. Selective separation of seawater Mg^{2+} ions for use in downstream water treatment processes. Online. *Chemical Engineering Journal*. Roč. 175, pp. 136-143. ISSN 13858947. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.09.082>. [accessed 2025-02-16].

TONY, Maha A. and NABWEY, Hossam A., 2024. Recent advances in solar still technology for solar water desalination. Online. *Applied Water Science*. Roč. 14, č. 7. ISSN 2190-5487. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02188-1>. [accessed 2024-10-11].

TORTAJADA, Cecilia, 2020. Contributions of recycled wastewater to clean water and sanitation Sustainable Development Goals. Online. *Npj Clean Water*. Roč. 3, č. 1. ISSN 2059-7037. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41545-020-0069-3>. [accessed 2025-02-22].

TOTH, Andras Jozsef, 2020. Modelling and Optimisation of Multi-Stage Flash Distillation and Reverse Osmosis for Desalination of Saline Process Wastewater Sources. Online. *Membranes*. Roč. 10, č. 10. ISSN 2077-0375. Available at: <https://doi.org/10.3390/membranes10100265>. [accessed 2025-01-04].

TRUONG, Vinh-Hien and CHONG, Tzyy Haur, 2024. Development of a diafiltration-nanofiltration-reverse osmosis (DiaNF-RO) process for ion fractionation towards resource recovery in seawater desalination. Online. *Desalination*. Roč. 583. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117684>. [accessed 2025-04-02].

TSENG, Ru-Ling; WU, Feng-Chin and JUANG, Ruey-Shin, 2010. Characteristics and applications of the Lagergren's first-order equation for adsorption kinetics. Online. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. Roč. 41, č. 6, pp. 661-669. ISSN 18761070. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2010.01.014>. [accessed 2024-12-06].

TUČEK, L., RAPANT, S., ČECHOVSKÁ, K. and NÉMETH, Z., 2017. Increasing of drinking water quality by adding carbonate rocks to low mineralized groundwater: Case study from the Krupina district, Slovakia. *Mineralia Slovaca*, vol. 49, pp. 95–112. ISSN 0369-2086.

TUHOVČÁK, L. et al., 2006. *Vodárenství: studijní opory*. 1. vyd. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební. 252 s. ISBN (neuvedeno).

TURNIP, A., SOETRAPRAWATA, D. and HUTAGALUNG, S. S., 2014. Integrated of advanced oxidation processes with reverse osmosis for water treatment. In: *Proceedings of the 3rd International Conference on Radar, Antenna, Microwave, Electronics and Telecommunications (ICRAMET)*, 7–8 May 2014, Batam, Indonesia. Bandung: Research Center for Electronics and Telecommunication, Indonesian Institute of Sciences, pp. 173–176. ISSN 1979-2921. Available from: <https://www.researchgate.net/publication/303684292>

UNITED NATIONS, 2023. *World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water*. Paris: UNESCO. Available at: <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2023> [accessed 2025-04-24].

Vyhláška č. 371/2023 Sb.: vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů, 2023. In: . *Zákony pro lidi*. Available at: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2023-371?text=pitn%C3%A9+vody>. [accessed 2024-11-08].

WALTON, N.R.G., 1989. Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids—What is Their Precise Relationship? Online. *Desalination*. Roč. 72, č. 3, pp. 275-292. ISSN 00119164. Available at: [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(89\)80012-8](https://doi.org/10.1016/0011-9164(89)80012-8). [accessed 2024-12-06].

WANG, Fang; XIANG, Leilei; SZE-YIN LEUNG, Kelvin; ELSNER, Martin; ZHANG, Ying et al., 2024. Emerging contaminants: A One Health perspective. Online. *The Innovation*. Roč. 5, č. 4. ISSN 26666758. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2024.100612>. [accessed 2025-04-06].

WANG, Lawrence K.; HUNG, Yung-Tse and SHAMMAS, Nazih K. (eds.), 2005. *Physicochemical treatment processes*. Handbook of environmental engineering. Totowa: Humana. ISBN 1-58829-165-0.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF), 2017. Conventional processes. In: *Operation of Equipment for the Restoration of Water Resources*. Practice Manual No. 11. 7th ed. New York: McGraw-Hill Education. [online]. Available from: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9781259859366/toc-chapter/chapter24/section/section44>.

WITHERS, Anthony, 2005. Options for recarbonation, remineralisation and disinfection for desalination plants. Online. *Desalination*. Roč. 179, č. 1-3, pp. 11-24. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.11.051>. [accessed 2024-10-16].

WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2009. *Calcium and magnesium in drinking-water: public health significance*. Geneva: World Health Organization. ISBN 978-92-4-156355-0. [online]. Available from: https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/43836/9789241563550_eng.pdf [Accessed 2024-11-09].

WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022. *Drinking-water: key facts* [online]. Updated March 2022. Available at: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> [accessed 2025-04-24].

WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2024. *Drinking-water: global access and challenges – 2024 update* [online]. Geneva: WHO. ISBN 978-92-4-008874-0. Available at: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/375822/9789240088740-eng.pdf> [accessed 2025-04-24].

YADAV, Anshul; LABHASETWAR, Pawan K. and SHAHI, Vinod K., 2022. Membrane distillation crystallization technology for zero liquid discharge and resource recovery: Opportunities, challenges and futuristic perspectives. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 806. ISSN 00489697. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150692>. [accessed 2025-01-17].

YAMAUCHI, V.; TANAKA, K.; HATTORI, K.; KONDO, M. and UKAWA, N., 1987. Remineralization of desalinated water by limestone dissolution filter. Online. *Desalination*. Roč. 66, pp. 365-383. ISSN 00119164. Available at: [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(87\)90218-9](https://doi.org/10.1016/0011-9164(87)90218-9). [accessed 2025-01-18].

YANG, Kaichao and HE, Zhen, 2025. Electrochemically assisted water softening with disinfectant production for wastewater reuse. Online. *Desalination*. Roč. 599. ISSN 00119164. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.118466>. [accessed 2025-04-06].

YANG, Zi; ZHOU, Yi; FENG, Zhiyuan; RUI, Xiaobo; ZHANG, Tong et al., 2019. A Review on Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification. Online. *Polymers*. Roč. 11, č. 8. ISSN 2073-4360. Available at: <https://doi.org/10.3390/polym11081252>. [accessed 2024-10-16].

YOUNES, Hammad; LOU, Ding; MAO, Mingyang; RAHMAN, Md Mahfuzur; ALNAHYAN, Maryam et al., 2024. A review on capacitive deionization: Recent advances in Prussian blue analogues and carbon materials based electrodes. Online. *Hybrid Advances*. Roč. 6. ISSN 2773207X. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2024.100191>. [accessed 2024-10-05].

YU, Fei; YANG, Zhengqu; CHENG, Yujuan; XING, Siyang; WANG, Yayi et al., 2022. A comprehensive review on flow-electrode capacitive deionization: Design, active material and environmental application. Online. *Separation and Purification Technology*. Roč. 281. ISSN 13835866. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119870>. [accessed 2024-10-05].

ZÁBRANSKÁ, Jana, 1997. *Laboratorní metody v technologii vody*. Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 80-7080-272-3.

ZHANG, Ronghua; HU, Shumin; ZHANG, Xuotong and YU, Wenbin, 2007. Dissolution Kinetics of Dolomite in Water at Elevated Temperatures. Online. *Aquatic Geochemistry*. 2007-11-27, roč. 13, č. 4, pp. 309-338. ISSN 1380-6165. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10498-007-9022-z>. [accessed 2025-01-02].

ZHAO, Yan; VAN DER BRUGGEN, Bart and COHEN, Yoram, 2021. Review of Thermal- and Membrane-based Water Desalination Technologies and Integration with Alternative Energy Sources. Online. In: *Advances in Water Desalination Technologies*. Materials and Energy. WORLD SCIENTIFIC, p. 1-40. ISBN 978-981-12-2697-7. Available at: https://doi.org/10.1142/9789811226984_0001. [accessed 2024-11-22].

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Obecné technologické schéma ztvrdování odsolené mořské vody	21
Obrázek 2 Obecné schéma filtračních technologií	23
Obrázek 3 Distribuční diagram zastoupení forem anorganického uhlíku	35
Obrázek 4 Závislost hodnoty pH na použité dávce a frakci	57
Obrázek 5 Závislost hodnoty LSI na použité dávce a frakci	58
Obrázek 6 Závislost koncentrace Ca^{2+} na dávce a frakci	59
Obrázek 7 Závislost koncentrace Mg^{2+} na dávce a frakci	60
Obrázek 8 Závislost hodnoty pH na koncentraci CO_2 a velikosti frakce	63
Obrázek 9 Závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 a velikosti frakce	64
Obrázek 10 Závislost koncentrace Ca^{2+} na koncentraci CO_2 a velikosti frakce	65
Obrázek 11 Závislost koncentrace Mg^{2+} na koncentraci CO_2 a velikosti frakce	67
Obrázek 12 Reakční kinetika AJW: naměřená data, lineární model, pseudoprvní řád	71
Obrázek 13 Časová závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 pro AJW I–III	72
Obrázek 14 Reakční kinetika SEM: naměřená data, lineární model, pseudoprvní řád	74
Obrázek 15 Časová závislost hodnoty LSI na koncentraci CO_2 pro SEM I–III	75
Obrázek 16 Četnost vyhovujících kombinací podle regresní analýzy – vsádkové testování	78
Obrázek 17 Neutralizační kapacita v závislosti na výšce lože – AJW a SEM	80
Obrázek 18 Remineralizační výkon Ca v závislosti na výšce lože – AJW a SEM	81
Obrázek 19 Remineralizační výkon Mg v závislosti na výšce lože – SEM I–III	82
Obrázek 20 Poměr Ca/Mg v závislosti na výšce lože – SEM I–III	83
Obrázek 21 Neutralizační kapacita v závislosti na koncentraci CO_2 – AJW a SEM	84
Obrázek 22 Remineralizační výkon Ca v závislosti na koncentraci CO_2 – AJW a SEM	85
Obrázek 23 Remineralizační výkon Mg v závislosti na koncentraci CO_2 – SEM	86
Obrázek 24 Poměr Ca/Mg v závislosti na koncentraci CO_2 – SEM I–III	87
Obrázek 25 Neutralizační kapacita v závislosti na filtrační rychlosti	88
Obrázek 26 Remineralizační výkon Ca v závislosti na filtrační rychlosti	89
Obrázek 27 Remineralizační výkon Mg v závislosti na filtrační rychlosti	90
Obrázek 28 Poměr Ca/Mg v závislosti na filtrační rychlosti – SEM I–III	90
Obrázek 29 Četnost vyhovujících kombinací podle regresní analýzy – filtrační testování	92

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Globálně dostupné odsolovací technologie při úpravě vod.....	15
Tabulka 2 Shrnutí a definování vymezených pojmů	18
Tabulka 3 Základní přehled přínosů vápníku a hořčíku pro lidské zdraví	36
Tabulka 4 Podrobná specifikace materiálů podle technických listů.....	42
Tabulka 5 Hodnocení přípravy modelové vody – RO voda bez úpravy	51
Tabulka 6 Hodnocení přípravy modelové vody – sycení RO vody plynným CO ₂	52
Tabulka 7 Hodnocení přípravy modelové vody – sycení RO vody CO ₂ pomocí zařízení SodaStream	54
Tabulka 8 Výstupní parametry upravené ztvrzené vody – vliv dávky materiálů AJW	56
Tabulka 9 Výstupní parametry upravené ztvrzené vody – vliv dávky materiálů SEM	57
Tabulka 10 Výstupní parametry upravené ztvrzené vody – vliv koncentrace CO ₂ AJW	62
Tabulka 11 Výstupní parametry upravené ztvrzené vody – vliv koncentrace CO ₂ SEM	62
Tabulka 12 Bilance složek v čase – AJW I	69
Tabulka 13 Odhadnutá doba reakce rozpouštění AJW – lineární model	70
Tabulka 14 Rychlostní konstanta AJW – pseudoprvní řád.....	70
Tabulka 15 Bilance složek v čase – SEM I	73
Tabulka 16 Odhadnutá doba reakce rozpouštění SEM – lineární model.....	74
Tabulka 17 Rychlostní konstanta SEM – pseudoprvní řád.....	74
Tabulka 18 Regresní koeficienty – vsádkové testování.....	76
Tabulka 19 Vyhovující kombinace podle regresní analýzy – vsádkové testování	77
Tabulka 20 Regresní koeficienty – filtrační testování	91
Tabulka 21 Vyhovující kombinace podle regresní analýzy – filtrační testování	92

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

AEX	Aniontová výměnná pryskyřice
AJW	Materiál Aqua juraperle (I, II, II) – uhličitan vápenatý
AOP	Pokročilé oxidační procesy
A-RED	Asistovaná reverzní elektrodialýza
BMED	Bipolární membránová elektrodialýza
CA	Celková alkalita
CA_{LSI}	Celková alkalita pro Langelierův saturační index
CDI	Kapacitní deionizace
CEX	Kationtová výměnná pryskyřice
CT	Celková tvrdost
ČR	Česká republika
ČSN	Česká technická norma
DH	Doporučená hodnota
DiaNF	Diafiltrace nanofiltrace
ED	Elektrodialýza
FT	Fakulta Technologická
HDL	Lipoprotein s vysokou hustotou
CH3	Chelaton III
IE	Iontová výměna
JAR	Jihoafrická republika
KNK_{4,5}	Kyselinová neutralizační kapacita (pH 4,5)
LSI	Langelierův saturační index
MH	Mezní hodnota
MSF	Vícefázová destilace
NF	Nanofiltrace
OSN	Organizace spojených národů
PFAS	Per- a polyfluoroalkylové látky
PVD	Polovypálený dolomit
RL	Rozpuštěné látky
RO	Reverzní osmóza
RPM	Otáčky za minutu (jednotka rychlosti otáčení)
RWH	Rainwater Harvesting (systém zachytávání dešťové vody)

SAR	Suma absolutních rozdílů
SD	Směrodatná odchylka
SEM	Materiál SEMIDOL (I, II, II) – polovypálený dolomit
TDS	Total dissolved solids (rozpuštěné látky)
TIC	Celkový anorganický uhlík
UTB	Univerzita Tomáše Bati
WHO	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)
ZNK_{8,3}	Zásadová neutralizační kapacita (pH 8,3)

SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha P 1 Parametry modelové vody (Kapitola 7.3)
- Příloha P 2 Suma absolutních rozdílů (Kapitola 8)
- Příloha P 3 Hodnoty pH, alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW a SEM (Kapitola 8.3)
- Příloha P 4 Bilance složek v čase pro AJW a SEM II, III (Kapitola 8.3)
- Příloha P 5 Hodnoty alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW a SEM (Kapitola 8.5)
- Příloha P 6 Hodnoty alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW a SEM (Kapitola 8.6)
- Příloha P 7 Hodnoty alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW a SEM (Kapitola 8.7)
- Příloha P 8 Statistické hodnocení odchylek měření vsádkové / filtrační testování AJW / SEM

PŘÍLOHA P 1: PARAMETRY MODELOVÉ VODY (KAPITOLA 7.3)Tabulka P 1.1 Parametry modelové vody – rozpouštění CO_2 v RO přímou chemickou reakcí

Množství Na_2CO_3 (g l^{-1})	CO_2 (mg l^{-1})	CO_2 (mg l^{-1})	pH (-)	vodivost κ (mS m^{-1})
0	0	0	6,01	3,21
		0	5,05	2,50
		0	4,07	3,91
0,2408	100	73	6,04	54,6
		96	4,99	52,8
		100	4,02	59,0
0,6021	250	181	5,96	121
		241	4,99	114
		249	4,07	126
1,2042	500	363	6,03	219
		481	5,03	227
		498	4,01	235
1,8062	750	544	6,05	290
		722	5,03	297
		747	3,97	329
2,4083	1000	725	6,05	424
		962	5,06	430
		996	3,95	420
3,6125	1500	1088	6,05	606
		1443	5,05	592
		1494	3,96	616

PŘÍLOHA P 2: SUMA ABSOLUTNÍCH ROZDÍLŮ (KAPITOLA 8)

Tabulka P 2.1 Suma absolutních rozdílů (Kapitola 8)

Modelová voda			Absolutní rozdíly (AR) teoretické a reálné směsi					² SAR (-)
¹ CO ₂ (mg l ⁻¹)	pH (-)	vodivost κ (mS m ⁻¹)	pH (-)	vodivost κ (mS m ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	CT (mmol l ⁻¹)	
0	6,01	3,21	1,37	0,92	1,00	0,00	0,03	3,31
0	5,05	2,50	1,25	0,29	0,00	1,22	0,05	2,81
0	4,07	3,91	0,28	0,60	2,00	2,43	0,05	5,36
73	6,04	54,6	0,04	0,35	1,00	1,82	0,10	3,31
96	4,99	52,8	0,01	0,55	0,00	1,22	0,05	1,83
100	4,02	59,0	0,09	0,20	1,00	0,00	0,03	1,31
181	5,96	121	0,07	0,55	1,00	1,22	0,03	2,86
241	4,99	114	0,04	4,15	2,00	0,00	0,05	6,24
249	4,07	126	0,08	3,15	0,00	1,22	0,05	4,50
363	6,03	219	0,06	26,10	2,00	0,61	0,03	28,79
481	5,03	227	0,00	37,00	1,00	0,00	0,03	38,03
498	4,01	235	0,11	10,90	1,00	1,22	0,03	13,25
544	6,05	290	0,04	9,50	0,00	0,61	0,03	10,17
722	5,03	297	0,07	11,50	1,00	0,61	0,05	13,23
747	3,97	329	0,11	32,00	2,00	1,22	0,10	35,43
725	6,05	424	0,06	54,20	2,00	0,61	0,03	56,89
962	5,06	430	0,02	58,50	3,01	4,86	0,13	66,51
996	3,95	420	0,05	40,90	3,01	4,86	0,13	48,95
1088	6,05	606	0,03	98,40	1,00	0,61	0,05	100,08
1443	5,05	592	0,21	78,10	1,00	3,65	0,18	83,13
1494	3,96	616	0,04	87,70	0,00	0,61	0,03	88,37
Průměr			0,19	26,46	1,19	1,36	0,06	

¹ Skutečná koncentrace CO₂, ² Suma absolutních rozdílů

PŘÍLOHA P 3: HODNOTY pH, ALKALITY, VODIVOSTI, LSI A CT PRO AJW A SEM (KAPITOLA 8.3)

Tabulka P 3.1 Hodnoty pH, vodivosti, alkality, LSI a CT pro AJW (Kapitola 8.3)

AJW	pH (-)			Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			LSI (-)			CT (mmol l ⁻¹)		
Čas (min)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	4,45	4,45	4,41	2,10	2,10	1,91	0	0	0	-7,00	-7,00	-7,04	0,00	0,00	0,00
10	5,59	5,30	5,10	7,48	2,93	2,11	38	21	9	-3,24	-3,91	-4,81	0,31	0,21	0,11
20	5,95	5,56	5,35	10,10	4,47	3,03	50	32	18	-2,53	-3,37	-4,09	0,55	0,28	0,16
45	6,14	5,71	5,53	15,67	7,55	5,45	64	39	26	-2,13	-3,05	-3,49	0,73	0,36	0,30
60	6,34	5,90	5,73	18,50	8,31	5,95	87	48	36	-1,74	-2,66	-3,00	0,84	0,47	0,41
90	6,56	6,21	5,92	23,71	9,85	8,13	129	58	41	-1,24	-2,16	-2,72	1,10	0,60	0,46
120	6,77	6,37	6,16	25,80	12,57	9,21	151	76	49	-0,87	-1,77	-2,36	1,37	0,81	0,51

Tabulka P 3.2 Hodnoty pH, vodivosti, alkality, LSI a CT pro SEM (Kapitola 8.3)

SEM	pH (-)			Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			LSI (-)			CT (mmol l ⁻¹)		
Čas (min)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	4,41	4,38	4,38	1,99	2,11	2,11	2	0	0	-6,74	-7,06	-7,06	0,00	0,00	0,00
10	5,82	5,65	5,52	6,43	4,66	4,02	24	21	18	-4,16	-4,38	-4,93	0,34	0,25	0,21
20	6,09	5,83	5,71	10,33	7,73	5,86	36	30	25	-3,32	-3,79	-4,18	0,61	0,40	0,32
45	6,31	6,19	5,97	20,86	14,96	12,42	55	44	38	-2,77	-3,07	-3,49	1,15	0,81	0,67
60	6,83	6,47	6,17	23,59	17,89	15,51	133	99	81	-1,80	-2,42	-2,85	1,47	0,98	0,82
90	7,21	6,70	6,43	34,06	23,37	20,75	187	127	106	-1,09	-2,03	-2,43	1,92	1,28	1,11
120	7,79	6,92	6,65	40,90	29,01	26,60	232	158	142	-0,39	-1,63	-2,01	1,99	1,61	1,47

PŘÍLOHA P 4: BILANCE SLOŽEK V ČASE PRO AJW A SEM II, III (KAPITOLA 8.3)

Tabulka P 4.1 Bilance složek v čase pro AJW II

Čas (min)	Jednotka	CaCO ₃	CO ₂	*Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	α (%)
0	mg l ⁻¹	0,0	225	0,0	0	0
10	mg l ⁻¹	21,0	216	8,4	26	4,1
20	mg l ⁻¹	28,0	213	11,2	34	5,5
45	mg l ⁻¹	35,5	209	14,2	43	6,9
60	mg l ⁻¹	47,0	204	18,8	57	9,2
90	mg l ⁻¹	60,0	199	24,1	73	11,8
120	mg l ⁻¹	80,5	190	32,3	98	15,8

Tabulka P 4.2 Bilance složek v čase pro AJW III

Čas (min)	Jednotka	CaCO ₃	CO ₂	*Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	α (%)
0	mg l ⁻¹	0	225	0,0	0	0
10	mg l ⁻¹	10,5	220	4,2	13	2,1
20	mg l ⁻¹	15,5	218	6,2	19	3,0
45	mg l ⁻¹	29,5	212	11,8	36	5,8
60	mg l ⁻¹	41,0	207	16,4	50	8,0
90	mg l ⁻¹	45,5	205	18,2	56	8,9
120	mg l ⁻¹	50,5	203	20,2	62	9,9

Tabulka P 4.3 Bilance složek v čase pro SEM II

Čas (min)	Jednotka	CaCO ₃ · MgO	CO ₂	*Ca ²⁺	*Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	α (%)
0	mg l ⁻¹	0,0	225	0,0	0,0	0	0
10	mg l ⁻¹	17,2	205	1,4	5,1	30	5,9
20	mg l ⁻¹	28,0	193	2,6	8,1	49	9,8
45	mg l ⁻¹	56,4	159	4,4	16,9	98	19,5
60	mg l ⁻¹	68,6	144	4,6	21,0	120	23,4
90	mg l ⁻¹	89,3	119	5,4	27,7	156	30,2
120	mg l ⁻¹	112,4	91	6,6	35,0	196	38,0

* experimentálně stanoveno

Tabulka P 4.4 Bilance složek v čase pro SEM III

Čas (min)	Jednotka	CaCO ₃ · MgO	CO ₂	*Ca ²⁺	*Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	α (%)
0	mg l ⁻¹	0,0	225	0,0	0,0	0	0
10	mg l ⁻¹	14,4	208	0,6	4,6	25	4,7
20	mg l ⁻¹	22,1	199	1,6	6,7	38	7,6
45	mg l ⁻¹	46,6	170	3,0	14,3	81	16,8
60	mg l ⁻¹	57,4	157	4,0	17,5	100	19,3
90	mg l ⁻¹	77,4	133	4,6	24,1	135	26,2
120	mg l ⁻¹	102,6	102	5,6	32,2	179	34,5

PŘÍLOHA P 5: HODNOTY ALKALITY, VODIVOSTI, LSI A CT PRO AJW A SEM (KAPITOLA 8.5)

Tabulka P 5. 1 Hodnoty filtrační rychlosti, alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW (Kapitola 8.5)

AJW	Rychlost f. (m h^{-1})			Vodivost (mS m^{-1})			Alkalita ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$)			LSI (-)			CT (mmol l^{-1})		
Výška (mm)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	62,3	64,1	64,4	1,75	1,65	1,82	0	0	0	-6,89	-6,95	-6,99	0,00	0,00	0,00
10	55,6	59,4	63,7	2,04	1,56	1,72	10	4	1	-4,76	-5,66	-6,87	0,11	0,06	0,05
50	36,6	54,5	57,3	5,06	2,21	1,74	23	9	4	-3,40	-4,76	-5,43	0,28	0,11	0,09
100	22,1	45,5	55,6	9,99	3,48	2,56	45	18	9	-2,63	-3,99	-4,74	0,50	0,18	0,13
150	15,6	44,1	52,3	15,52	4,87	2,99	72	25	15	-1,93	-3,40	-3,99	0,78	0,26	0,18
200	10,9	40,1	51,1	21,75	6,16	3,44	114	36	19	-1,36	-2,97	-3,69	1,14	0,34	0,19
250	9,4	37,2	46,9	25,70	7,20	4,44	129	41	25	-1,11	-2,71	-3,35	1,26	0,43	0,24

Tabulka P 5.2 Hodnoty filtrační rychlosti, alkality, vodivosti, LSI a CT pro SEM (Kapitola 8.5)

SEM	Rychlost f. (m h^{-1})			Vodivost (mS m^{-1})			Alkalita ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$)			LSI (-)			CT (mmol l^{-1})		
Výška (mm)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	64,8	63,7	63,3	1,8	1,7	1,9	0	0	0	-6,89	-6,92	-6,99	0,00	0,00	0,00
10	59,4	62,6	63,3	1,7	1,6	1,8	10	7	3	-4,85	-5,41	-6,29	0,07	0,06	0,05
50	49,9	60,0	63,3	6,2	3,1	2,3	28	17	11	-3,77	-4,49	-4,84	0,29	0,16	0,11
100	40,1	57,3	58,4	11,6	6,3	4,2	63	33	22	-2,98	-3,77	-4,21	0,64	0,37	0,22
150	34,6	50,4	62,6	18,6	8,9	5,7	102	47	32	-2,51	-3,33	-3,76	1,04	0,53	0,32
200	28,0	46,9	61,3	25,8	11,5	7,4	143	61	38	-2,20	-3,24	-3,78	1,41	0,63	0,38
250	26,2	44,5	61,6	32,6	14,5	9,1	187	76	49	-1,61	-2,85	-3,53	1,83	0,79	0,51

PŘÍLOHA P 6: HODNOTY ALKALITY, VODIVOSTI, LSI A CT PRO AJW A SEM (KAPITOLA 8.6)

Tabulka P 6.1 Hodnoty filtrační rychlosti, alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW (Kapitola 8.6)

AJW	Rychlost f. (m h ⁻¹)			Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			LSI (-)			CT (mmol l ⁻¹)		
CO ₂ (mg l ⁻¹)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	26,2	43,4	44,8	3,76	2,36	1,51	19	13	10	0,16	-0,52	-1,32	0,22	0,13	0,10
91	18,3	40,9	45,0	12,30	6,08	2,11	70	58	12	-1,78	-2,57	-3,99	0,64	0,31	0,12
216	12,7	37,2	43,9	24,84	11,26	2,72	141	70	17	-1,45	-2,43	-3,90	1,25	0,59	0,17
523	10,6	32,6	41,1	30,31	18,04	4,72	200	104	22	-1,23	-2,24	-3,85	1,78	1,19	0,22
739	8,7	25,9	37,4	36,25	22,50	5,95	278	162	40	-1,13	-2,05	-3,47	2,23	1,74	0,40
1785	5,0	14,8	19,6	99,80	31,04	14,68	649	292	75	-0,16	-1,80	-3,10	5,75	2,99	0,75

Tabulka P 6.2 Hodnoty filtrační rychlosti, alkality, vodivosti, LSI a CT pro SEM (Kapitola 8.6)

SEM	Rychlost f. (m h ⁻¹)			Vodivost (mS m ⁻¹)			Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)			LSI (-)			CT (mmol l ⁻¹)		
CO ₂ (mg l ⁻¹)	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
0	37,8	41,4	43,9	12,14	6,20	5,76	69	30	23	1,38	0,15	-0,41	0,44	0,32	0,25
91	30,6	33,8	41,5	26,84	8,65	6,17	111	49	30	-1,98	-2,47	-3,12	1,14	0,48	0,31
216	24,2	28,6	40,5	30,84	11,73	7,94	156	63	42	-1,95	-2,65	-3,08	1,56	0,59	0,44
523	18,9	23,5	36,0	38,81	15,54	9,38	206	98	53	-2,03	-2,75	-3,23	2,10	0,90	0,52
739	15,0	19,7	33,9	45,51	22,94	11,18	282	145	75	-1,94	-2,69	-3,18	2,72	1,40	0,76
1785	10,0	15,9	23,8	66,33	29,81	24,09	429	215	131	-1,75	-2,63	-3,50	4,13	1,97	1,28

PŘÍLOHA P: 7 HODNOTY ALKALITY, VODIVOSTI, LSI A CT PRO AJW A SEM (KAPITOLA 8.7)

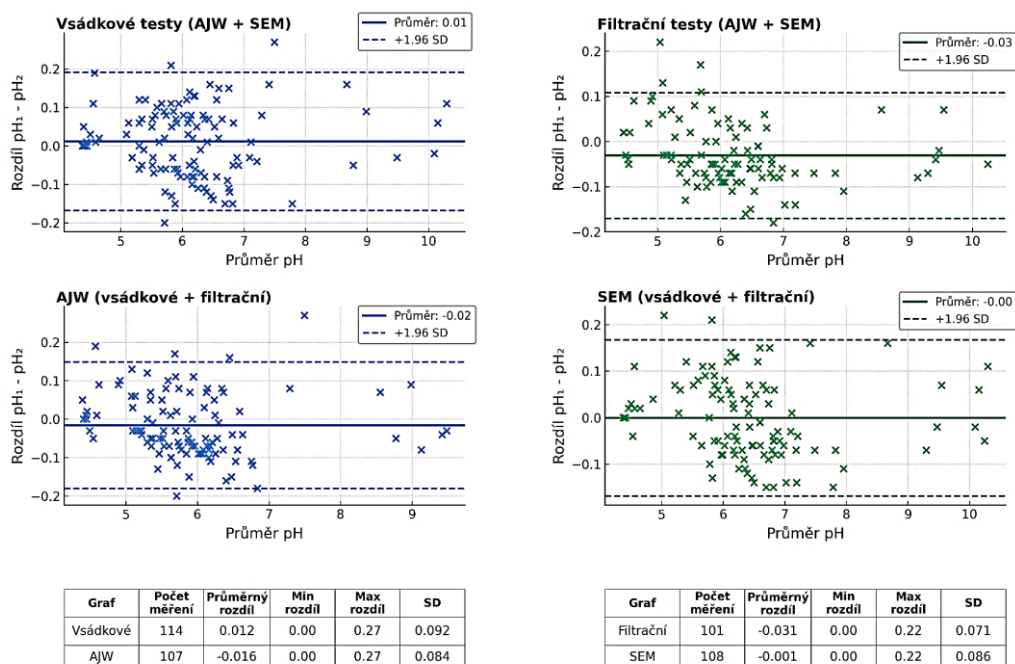
Tabulka P 7.1 Hodnoty alkality, vodivosti, LSI a CT pro AJW (Kapitola 8.7)

Materiál	Rychlost f. (m h ⁻¹)	Vodivost (mS m ⁻¹)	Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	LSI (-)	CT (mmol l ⁻¹)
AJW I	12,7	24,95	119	-1,51	1,28
	-	-	-	-	-
	8,9	30,41	156	-1,07	1,47
	4,5	37,25	221	-0,48	2,04
AJW II	43,3	4,27	26	-3,59	0,25
	16,6	7,98	45	-2,85	0,45
	9,1	11,70	63	-2,18	0,63
	4,9	15,62	74	-1,77	0,78
AJW III	47,8	2,69	16	-4,10	0,16
	16,6	4,54	35	-3,19	0,33
	8,9	6,71	43	-2,58	0,47
	4,7	10,33	50	-2,32	0,52

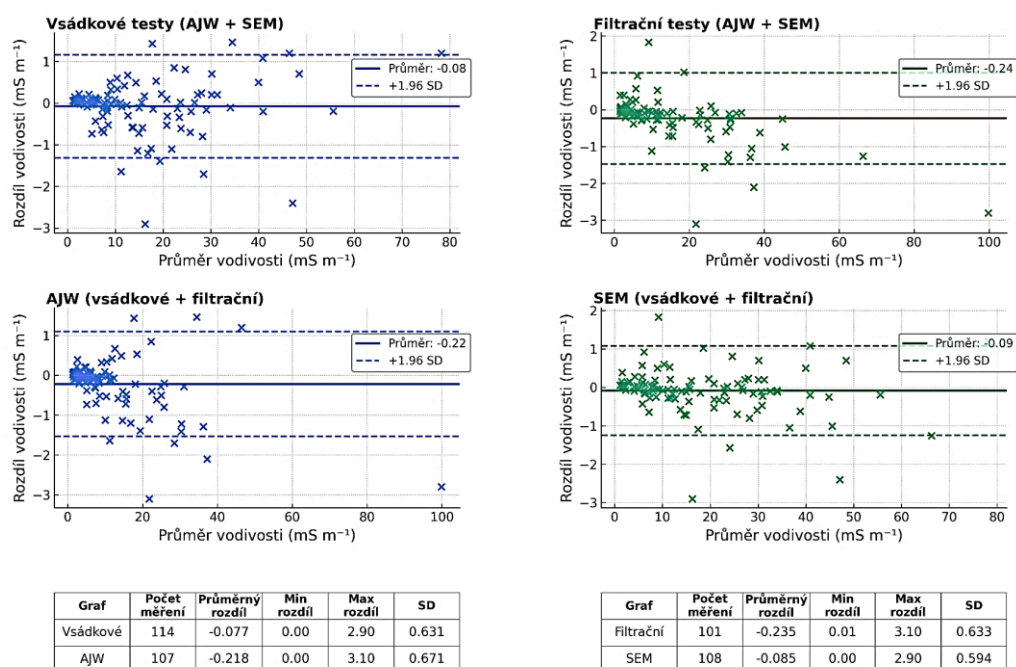
Tabulka P 7.2 Hodnoty alkality, vodivosti, LSI a CT pro SEM (Kapitola 8.7)

Materiál	Rychlost f. (m h ⁻¹)	Vodivost (mS m ⁻¹)	Alkalita (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	LSI (-)	CT (mmol l ⁻¹)
SEM I	24,9	30,66	152	-1,98	1,57
	17,3	33,97	172	-1,43	1,71
	9,3	36,63	216	-0,65	2,11
	4,8	44,85	279	0,88	2,73
SEM II	37,9	11,18	61	-2,84	0,59
	18,9	15,68	91	-2,13	0,93
	9,0	22,81	158	-1,33	1,25
	4,7	30,92	172	-1,12	1,75
SEM III	39,5	8,01	43	-3,09	0,44
	19,1	10,07	56	-2,65	0,58
	9,2	14,03	81	-2,46	0,83
	4,6	21,87	132	-2,00	1,24

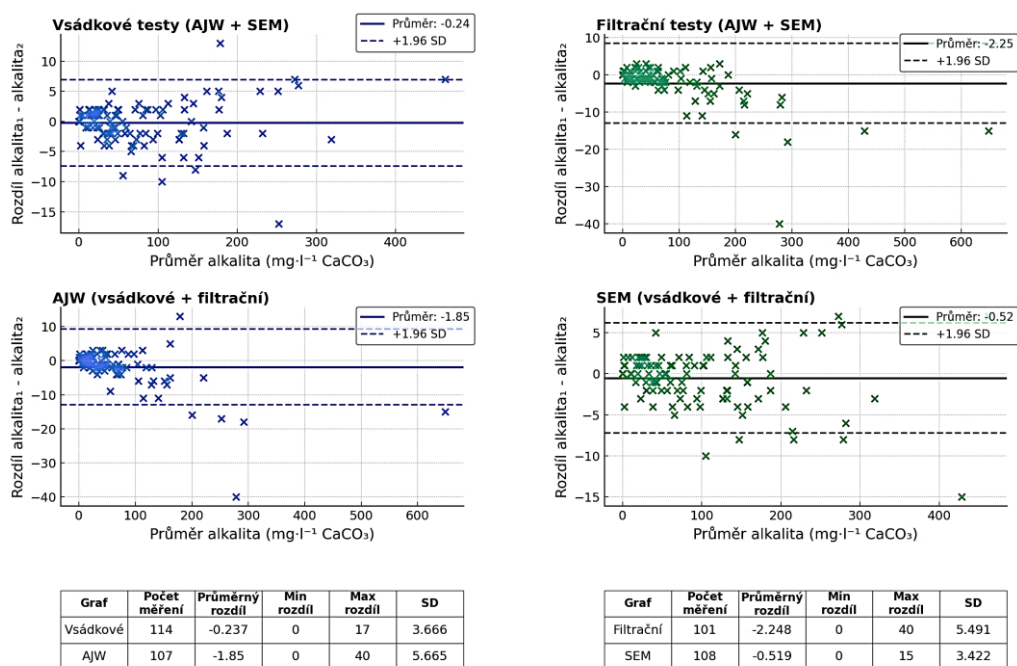
PŘÍLOHA P 8: STATISTICKÉ HODNOCENÍ ODCHYLEK MĚŘENÍ VSÁDKOVÉ / FILTRAČNÍ TESTOVÁNÍ AJW / SEM



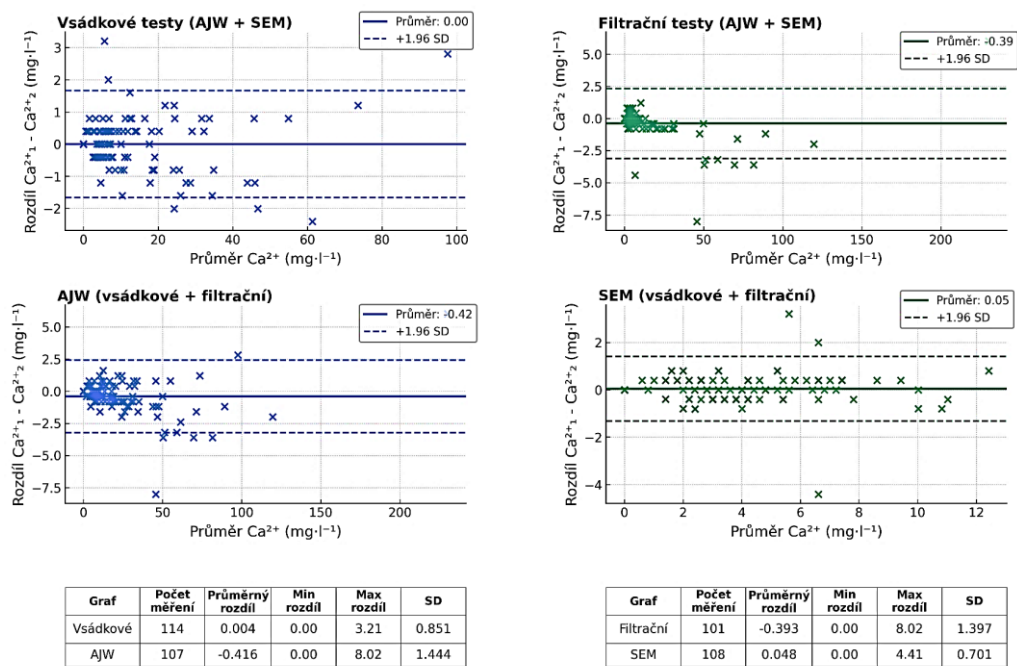
Obrázek P 8.1 Statistické hodnocení odchylek měření – pH



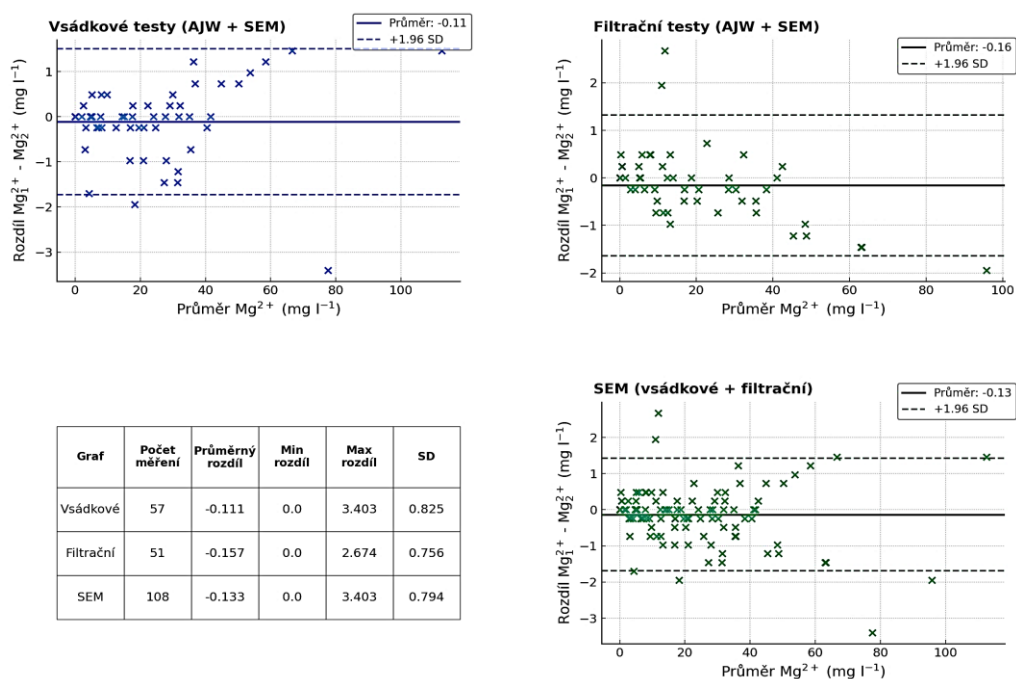
Obrázek P 8.2 Statistické hodnocení odchylek měření – vodivost



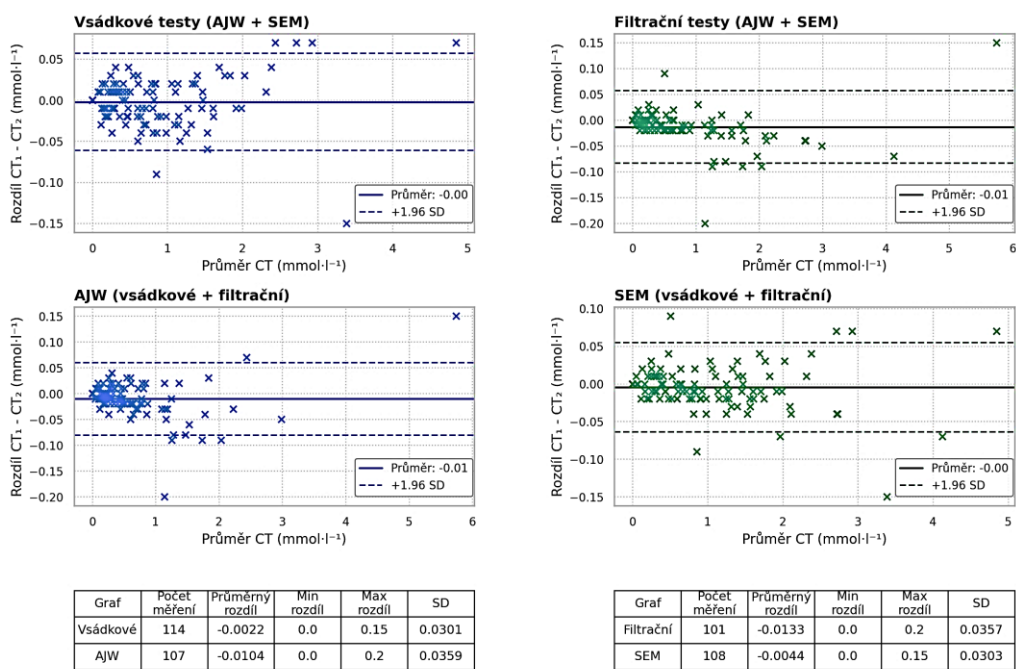
Obrázek P 8.3 Statistické hodnocení odchylek měření – alkalita



Obrázek P 8.4 Statistické hodnocení odchylek měření – vápník



Obrázek P 8.5 Statistické hodnocení odchylek měření – hořčík



Obrázek P 8.6 Statistické hodnocení odchylek měření – CT