



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

ÚPRAVA VODY S VYUŽITÍM KAPACITNÍ DEIONIZAČNÍ JEDNOTKY

WATER TREATMENT USING HIGH-CAPACITY DEIONISATION UNIT

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Katarína Hucková

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. Martina Repková, Ph.D.

BRNO 2024

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1924/2023 Akademický rok: 2023/24
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Studentka: **Katarína Hucková**
Studijní program: Aplikovaná analytická,
environmentální a forenzní chemie
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **Mgr. Martina Repková, Ph.D.**

Název bakalářské práce:

Úprava vody s využitím kapacitní deionizační jednotky

Zadání bakalářské práce:

- 1) Vypracování literární rešerše na téma kapacitní deionizace a její využití pro úpravu vody
- 2) Na základě vypracované literární rešerše navrhnout laboratorní experimenty za účelem stanovení vybraných ukazatelů pro úpravu vody
- 3) Zpracování, analýza a vyhodnocení získaných dat
- 4) Interpretace, diskuse a shrnutí dosažených výsledků

Termín odevzdání bakalářské práce: 20.5.2024:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Katarína Hucková
studentka

Mgr. Martina Repková, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jozef Krajčovič, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 1.2.2024

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

ABSTRAKT

Vzhľadom na rastúci globálny deficit kvalitatívnej vody a súvisiace environmentálne výzvy, je kľúčové vyvíjať a optimalizovať udržateľné metódy úpravy vody. Táto práca sa zameriava na kapacitnú deionizáciu (CDI), pokročilú technológiu odstraňovania iónov z vody, ktorá využíva elektrické pole na adsorpciu a desorpciu iónov na elektródach. Experimentálna časť práce bola venovaná detailnému skúmaniu rôznych cyklov CDI s ohľadom na efektivitu odstránenia vybraných iónov a porovnaní s legislatívnymi normami pre pitnú vodu. Výsledky naznačujú, že CDI predstavuje efektívnu metódu na znižovanie koncentrácií iónov ako sú chloridy, amónne ióny, vápenaté a horečnaté ióny. Práca taktiež poukazuje na dôležitosť pravidelných preplachov a regenerácie elektród, aby sa udržala ich účinnosť a dlhodobá stabilita systému. Výsledky potvrdzujú funkčnosť technológie kapacitnej deionizácie a jej aplikáciu v rôznych priemyselných a environmentálnych kontextoch, čo je v súlade s celosvetovými výskumami v tejto rýchlo sa rozvíjajúcej oblasti.

ABSTRACT

Considering the growing global deficit of high-quality water and related environmental challenges, developing and optimising sustainable water treatment methods is crucial. This work focuses on capacitive deionization (CDI), an advanced technology for removing ions from water that utilizes an electric field for the adsorption and desorption of ions on electrodes. The experimental part of the study was dedicated to a detailed examination of various CDI cycles with respect to the efficiency of removing selected ions and their comparison with legislative standards for drinking water. The results suggest that CDI represents an effective method for reducing concentrations of ions such as chlorides, ammonium ions, calcium, and magnesium ions. The work also highlights the importance of regular flushing and regeneration of electrodes to maintain their efficiency and long-term stability of the system. The results confirm the functionality of capacitive deionization technology and its application in various industrial and environmental contexts, which is in line with worldwide research in this rapidly developing field.

KLÚČOVÉ SLOVÁ

Kapacitná deionizácia, technológie úpravy vody, odstraňovanie iónov, adsorpcia, desorpcia, regenerácia elektród, environmentálna udržateľnosť

KEYWORDS

Capacitive deionization, water treatment technologies, ion removal, adsorption, desorption, electrode regeneration, environmental sustainability

HUCKOVÁ, Katarína. *Úprava vody s využitím kapacitní deionizační jednotky*. Brno, 2024. Dostupné také z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/156682>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí . Vedoucí práce Martina Repková.

PREHLÁSENIE

Prehlasujem, že som bakalársku prácu vypracovala samostatne a že všetky použité literárne zdroje som správne a úplne citovala. Bakalárska práca je z hľadiska obsahu majetkom Fakulty chemickej VUT v Brne a môže byť využitá ku komerčným účelom len so súhlasom vedúceho bakalárskej práce a dekana FCH VUT.

.....
podpis študenta

POĎAKOVANIE

S hlbokou vďačnosťou by som chcela vyjadriť svoje poďakovanie vedúcej mojej bakalárskej práce, pani Mgr. Martine Repkovej, Ph.D., za jej neoceniteľnú podporu, trpezlivosť a odborné vedenie. Jej cenné rady a konštruktívne pripomienky boli kľúčové pre úspešné dokončenie tejto práce. Rovnako ďakujem Ing. Jánovi Vespalcovi za jeho čas, konzultácie a užitočné návrhy, ktoré výrazne prispeli k experimentálnej časti mojej práce.

OBSAH

1	ÚVOD	6
2	TEORETICKÁ ČASŤ	7
2.1	Voda	7
2.1.1	Rozpustené látky vo vodách	7
2.2	Definícia pitnej vody	8
2.2.1	Súčasná technológia úpravy vôd	8
2.3	Kapacitná deionizácia (CDI)	10
2.3.1	Historický vývoj CDI	11
2.3.2	Princíp CDI	11
2.3.3	Konfigurácie jednotiek CDI	14
2.3.4	Používané materiály elektród	18
2.4	Aplikácia CDI	20
2.4.1	Zmäkčovanie vody	20
2.4.2	Odstraňovanie ťažkých kovov	20
2.4.3	Odstraňovanie organických kontaminantov	20
2.4.4	Odstraňovanie fosfátov a nitrátov	20
2.4.5	Dezinfekcia vody	20
2.5	Energetická bilancia	20
3	CIELE PRÁCE	22
4	EXPERIMENTÁLNA ČASŤ	23
4.1	Použitá chemikálie a ostatné pomôcky	23
4.2	Popis jednotky a prevádzky kapacitnej deionizácie	23
4.3	Vybrané ukazovatele	24
4.3.1	Stanovenie chloridov	25
4.3.2	Stanovenie alkality	25
4.3.3	Stanovenie sumy vápniku a horčíku	25
4.3.4	Stanovenie dusičnanov, dusitanov a amónnych iónov	26
4.4	Popis cyklov a optimalizácie CDI	26
5	VÝSLEDKY A DISKUSIA	28
6	ZÁVER	33
7	ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY	34
8	ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK	39
9	PRÍLOHY	40

1 ÚVOD

Voda je esenciálna pre život, a preto už od dávnych čias ľudstvo vyhľadávalo jej zdroje. S nárastom populácie a odvetví ako je priemysel či poľnohospodárstvo tak isto rastie aj dopyt po kvalitnej vode. Z celkového obsahu vody na Zemi tvorí sladká voda iba 2,5 % z čoho rieky, jazerá a podzemné vody zaberajú len malú frakciu. Viacej ako dve miliardy jednotlivcov na svetovej úrovni čelí vysokému deficitu vody a viac než štyri miliardy zažíva závažný nedostatok vody počas aspoň jedného mesiaca ročne. Od roku 1980 sa každoročne zdvihne spotreba vody o 1 %, pričom je predpokladaný rovnaký pravidelný nárast až do roku 2050 [1, 2].

Znečisťovanie vôd predstavuje ďalší problém s významnými negatívnymi dôsledkami na ekosystémy a ľudské spoločenstvá. Tento jav vzniká v dôsledku uvoľňovania rôznorodých látok, vrátane chemikálií, odpadov a ďalších kontaminantov do povrchových alebo podzemných vôd. Pozitívom ale je, že legislatíva týkajúca sa kvapalných priemyselných odpadov sa stáva čoraz prísnejšou, najmä v rozvinutých krajinách, a vyžaduje spracovanie všetkých odpadových vôd pred ich uvoľnením do životného prostredia [3].

V súčasnej dobe častejších výskytov extrémnych podmienok spôsobených aj zmenou klímy, čelíme teda potrebe inovatívnych a udržateľných technológií úpravy vody. V tomto kontexte je dôležité vyvíjať nové prístupy, ako napríklad využívanie brakických vôd, ktoré majú vyššiu koncentráciu solí než vody sladké, ale sú menej slané než morská voda [2].

Jednou z perspektívnych technológií je kapacitná deionizácia (CDI), ktorá využíva elektrické pole na odstránenie iónov z vody, predstavujúc energeticky efektívne a udržateľné riešenie v oblasti úpravy vody v snahe zabezpečiť trvalo udržateľný prístup k pitnej vode pre budúce generácie.

2 TEORETICKÁ ČASŤ

2.1 Voda

Molekula vody má čiastočný kladný a čiastočný záporný náboj, táto polarita umožňuje aj pomocou vodíkových mostíkov vo vode interakciu s polárnymi alebo iónovými látkami a preto je označovaná aj ako rozpúšťadlo pre život. Slabým rozpúšťadlom je teda pre hydrofóbne molekuly, ako sú lipidy, oleje, tuky a niektoré organické rozpúšťadlá [4].

Monitorovanie kvality a zloženia vôd je základom pre ochranu a udržateľné riadenie vodných ekosystémov. Pri hodnotení ekologického stavu sa berú do úvahy biologické či hydromorfologické kvalitatívne faktory a chemický stav sa posudzuje na základe niekoľkých vybraných zlúčenín. Ustanovené techniky na meranie biologickej kvality zahŕňajú záznamy fytoplanktónu, makrofytov, fytoentosu, bentických bezstavovcov a fauny rýb, čo umožňuje vytvoriť si komplexný pohľad na ekosystém [5].

Chemický stav je získaný zo správ o analyticky stanovených koncentráciách prioritných znečisťujúcich látok v rôznych komponentoch, ako sú voda, sediment a biota, ktoré sa porovnávajú s environmentálnymi štandardmi. Chemické zložky, ktorými je obvykle sledovaná kvalita vôd, zahŕňajú tvrdosť vody, obsah nerozpustných látok, sodíka, chloridov, fluoridov, síranov. Ďalej sledujeme látky spojené s oxidačno-redukčnými procesmi ako napríklad arzén, železo, mangán, dusíkaté látky a amónne ióny spolu s rôznymi stopovými zložkami, plynmi alebo rádioaktívnymi izotopmi [5–7].

2.1.1 Rozpustené látky vo vodách

Zloženie vôd závisí na viacerých faktoroch, ktoré zahŕňujú antropogénne ale aj prírodné vplyvy ako je závislosť na geologickom podloží oblasti. Podzemná voda predstavuje dôležitú súčasť hydrosféry, a jej pohyb cez akviféry má výrazný vplyv na jej zloženie. Akviféry sú porézne alebo štruktúrované horniny či sedimenty, ktoré udržiavajú a transportujú podzemnú vodu. Pri pohybe podzemnej vody dochádza k dlhodobým interakciám s materiálmi, ktoré ju obklopujú, čím sa menia jej chemické a fyzikálne vlastnosti [4, 7, 8].

V niektorých oblastiach môže hornina obsahovať minerály, ktoré by vodu mohli kontaminovať prvkami znehodnocujúcimi pre využitie vody či už na poľnohospodárske účely alebo ľudskú potrebu. Príklady takýchto prvkov zahŕňajú meď, arzén, ortuť, fluór, sodík a bór. Častejšie ale ide o ióny minerálov, ktoré sú žiaduce alebo svojou prítomnosťou nevyvolávajú negatívny dopad. Z podložia sa taktiež môžu uvoľňovať dusíkaté látky spolu s chloridmi či sulfátmi, ktorých prebytočné koncentrácie prispievajú ku eutrofizácii vôd. Antropogénne zdroje, ako je používanie hnojív v poľnohospodárstve alebo rôzne priemyselné aktivity, sú diskutovaným problémom posledných rokov [6–8].

Rozkladom organického materiálu vo vodných ekosystémoch sa zvyšujú koncentrácie rôznych organických látok, ako sú humínové látky, fenoly a organické kyseliny. Svojimi vlastnosťami ovplyvňujú farbu a chuť vody a sú dôležité pre mnohé biologické procesy v prírodných vodách. S nadmernými koncentraciami týchto látok, spôsobenými antropogénnou činnosťou, hrozí tvorba toxických zlúčenín s ostatnými chemikáliami či zvýšená spotreba kyslíka, čo môže viesť k hypoxii a ohrozeniu života [6, 7].

Tabuľka 1: Typické zložky v podzemných vodách [upravené podľa 7]

Skupina		Zložky
Hlavné zložky	Katióny	Ca ²⁺ , Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺
	Anióny	HCO ₃ ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , Cl ⁻
Bez náboja		H ₄ SiO ₄
Stopové prvky		Al ³⁺ , Ni ²⁺ , Zn ²⁺ , F ⁻ , H ₃ AsO ₃ a ďalšie
Plyny		CO ₂ , H ₂ S, CH ₄ , O ₂
Organické zlúčeniny		Humus

2.2 Definícia pitnej vody

Pitná voda, ktorú môžeme považovať za bezpečnú, je charakteristická absenciou akejkoľvek hrozby pre zdravotný stav jedinca v prípade jej konzumácie počas celej jeho životnosti. Zdroje vody môžeme lokalizovať buď na zemskom povrchu alebo pod ním, v závislosti od konkrétneho miesta a dostupných prírodných zásob. Je dôležité podotknúť, že dostupnosť vodných zdrojov prechádza dynamickými zmenami, ktoré sú ovplyvnené rozličnými geografickými faktormi a klimatickými podmienkami závislé na časovom horizonte [9, 10].

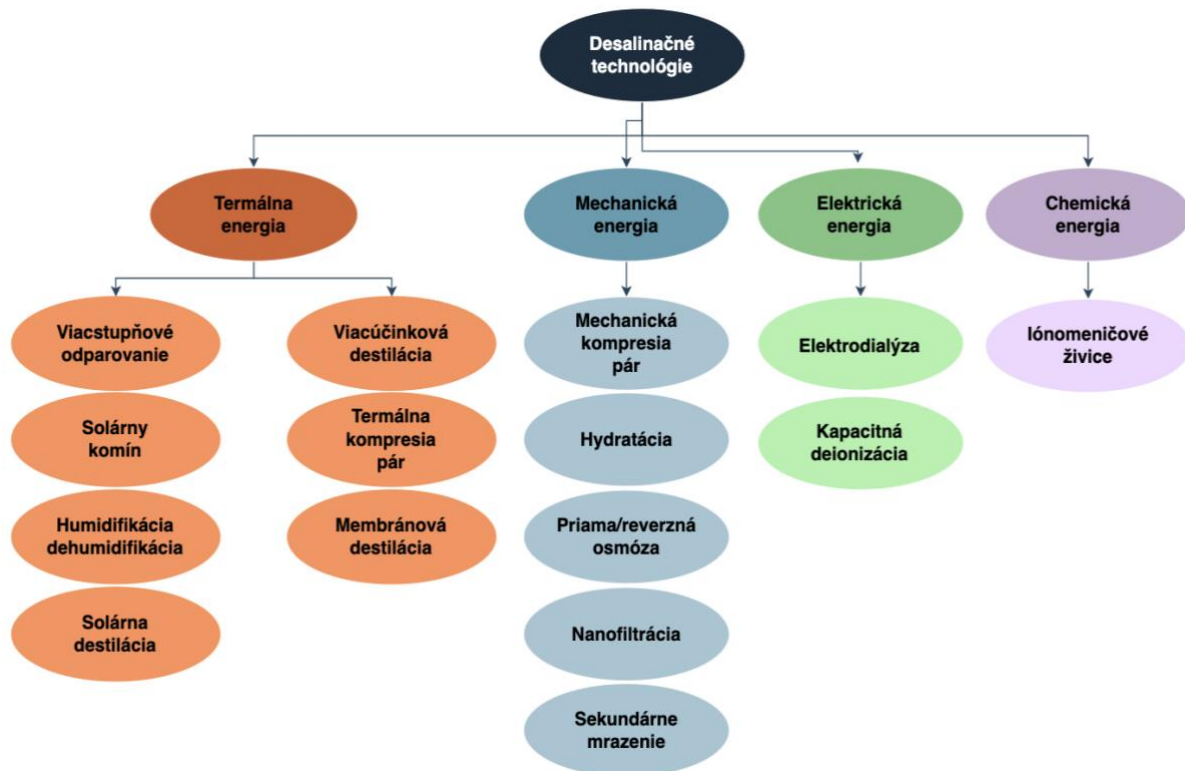
Zásoby podzemnej vody sa zvyčajne radia medzi tie najkvalitnejšie zdroje pitnej vody vďaka svojej izolovanosti od okolia. Okrem toho je ich distribúcia vo všeobecnosti stabilnejšia a predvídateľnejšia v porovnaní s povrchovými vodami, kde môžu byť výkyvy v dostupnosti značné a distribúcia nerovnomerná [9, 10].

V mnohých veľkých mestách sa ako primárny zdroj pitnej vody využívajú povrchové vody. Dôvod spočíva v ich schopnosti poskytovať relatívne stály a spoľahlivý tok, ktorý je nevyhnutný na uspokojenie potrieb rozsiahlych mestských vodovodných sietí. V prípade menších komunit, obzvlášť vo vidieckych oblastiach, sa často hľadajú alternatívne zdroje. Studne a gravitačné systémy, ktoré sú často napájané priamo prameňmi, sú uprednostňované pred povrchovými vodami. Jedným z hlavných dôvodov tejto preferencie sú ekonomické aspekty, pretože náklady na úpravu povrchových vôd a ich distribúciu bývajú značne vyššie. Obdobia sucha vedú ku zvyšovaniu koncentrácie kontaminantov v povrchovej vode pričom v podzemných vodách je tento jav miernejší [11]. Tieto menšie, no efektívnejšie zdroje, teda môžu často ponúkať vysokokvalitnú vodu, ktorá vyžaduje menej úprav, čo je pre obce s obmedzenými zdrojmi ideálne [9].

2.2.1 Súčasné technológie úpravy vôd

V súčasnosti sa používa široká škála technológií na úpravu vody pre rôzne účely, od pitnej vody až po úpravu vôd pre rôzne priemyselné aplikácie. Proces úpravy vody odsolovaním patrí medzi energeticky veľmi náročný. Z tohto dôvodu je táto téma v literatúre pomerne široko hodnotená [1, 12–14]. Používané technológie je možné rozdeliť podľa viacerých kritérií. Najširšie rozdelenie je z pohľadu používaných princípov, a to na fyzikálne alebo chemické. Fyzikálne technológie úpravy vody využívajú na odstránenie kontaminantov rôzne fyzikálne princípy. Membránové procesy patria medzi bežne používané fyzikálne metódy určené na odstraňovanie kontaminantov spolu s destiláciou, zmrazením, solárnym odsolovaním

a mnohými ďalšími. Chemické metódy majú tendenciu byť selektívnejšie pri odstraňovaní iónov a môžu byť rozdelené do dvoch hlavných kategórií: elektrochemické a tie, ktoré nepoužívajú žiadnu elektrochémiu. Metódy úpravy vody bez využívania elektrochémiu využívajú na odstránenie nečistôt rôzne chemické látky, ktoré však môžu mať vplyv na chuť a vôňu vody a vytvárajú vedľajšie produkty, ktoré je nutné odstrániť. Do vody sa napríklad pridáva koagulant, ktorý reaguje s rozptýlenými nečistotami a vytvára väčšie vločky. Tieto vločky sa vďaka gravitácii usádzajú na dne usadzovacej nádrže a čistá voda sa prečerpá do ďalšej fázy úpravy [2, 12, 15].



Obrázok 1: Rozdelenie desalinačných technológií podľa vstupnej energie [upravené podľa 12]

Presnejšia je klasifikácia technológií čistenia vody podľa energetickej náročnosti, s ohľadom na typ používanej energie, ktorá je kľúčová pre ich výber a optimalizáciu v rôznych podmienkach. Je však nutné podotknúť, že reálne technológie používajú viac typov metód a vstupnej energie, delenie je preto len orientačné [12, 15].

Medzi technológie využívajúce termálnu energiu patrí viacstupňové odparovanie a viacúčinková destilácia, ktoré využívajú viacnásobné odparovanie a kondenzáciu, s cieľom dosiahnuť vysokú úroveň demineralizácie. Tieto metódy sú energeticky náročné, ale majú výhodu v stabilnej prevádzke a schopnosti spracovať vodu s vysokou koncentráciou solí. Technológie parnej kompresie kombinujú termálnu a mechanickú energiu, pričom používajú odparovanú vodu z predchádzajúceho kroku ako zdroj energie pre ďalší krok kondenzácie, čím sa znižujú energetické náklady. Za technológie využívajúce termálnu energiu zo slnečného žiarenia považujeme solárnu destiláciu a technológiu solárneho komína. Solárna destilácia funguje na princípe skleníkového efektu, kde slnečné žiarenie prechádza cez transparentnú pokrývku, zahrieva vodu a spôsobuje jej odparovanie, pričom kondenzovaná voda je potom zberaná ako čistý destilát. Solárny komín využíva slnečnú energiu na vytvorenie

teplého vzdušného prúdu vo vertikálnom komíne, ktorý prechádza cez vodu a odparuje ju. Vodné pary sú následne kondenzované v chladnejších častiach komína. Obe technológie majú potenciál byť nákladovo efektívne a ekologicky udržateľné, predovšetkým v oblastiach s hojným slnečným žiarením, ale ich výkon a efektivita môžu byť ovplyvnené miestnymi podmienkami, ako sú teplota, vlhkosť a dostupnosť slnečného svitu [12–14].

Ďalšie z možných technológií sú tlakové membránové procesy, príkladom sú reverzná osmóza a nanofiltrácia. Sú to procesy, ktoré závisia od mechanického tlaku na prenos vody cez selektívne membrány. Reverzná osmóza je široko používaná pre svoju účinnosť a flexibilitu. Tlakom dodávaná voda je prevedená cez membránu, kde sú nečistoty zachytené a potom odstránené premytím membrány vhodnými rozpúšťadlami. Membrány využívané pri tejto technológii dokážu odfiltrovať aj monovalentné ióny zatiaľ čo membrány nanofiltrácie, ultrafiltrácie a mikrofiltrácie odstraňujú ióny väčšie od monovalentných. Vyrábajú sa ako ploché pláty tenkých zložených membrán, ktoré pozostávajú z polyamidovej vrstvy posilnenej vrstvou z polysulfónu. Nanofiltrácia sa vyznačuje viacerými kladnými vlastnosťami, ktoré ju robia atraktívnou pre rôzne aplikácie. Medzi jej najvýznamnejšie benefity patrí nižší tlak potrebný na prevádzku, vďaka čomu je energeticky menej náročná. Zároveň umožňuje dosiahnuť vysokú rýchlosť filtrácie, čím sa zvyšuje jej produktivita a je taktiež efektívna pri zachytávaní viacmocných aniónových solí a organickej hmoty, čím umožňuje dosiahnuť požadovanú kvalitu [16–18].

Jedny z inovatívnych technológií v oblasti odstraňovania iónov z vody sú elektrodialýza a kapacitná deionizácia, pričom na proces využívajú elektrickú energiu. Líšia sa vo svojom princípe a spôsobe úpravy vody, čo umožňuje ich využitie v rôznych aplikáciách a prostrediach. Elektrodialýza je proces, ktorý využíva elektrickú energiu na pohyb iónov cez selektívne membrány. Pri prechode cez membrány sa vytvárajú dva prúdy vody, a to odsolený a koncentrovaný. Ióny sú nútené prechádzať cez membrány v závislosti od ich elektrického náboja. Pri pôsobení jednosmerného elektrického poľa kationy smerujúce ku katóde prechádzajú katexovými membránami a sú zadržané na anexových membránach, zatiaľ čo anióny priťahované k anóde prechádzajú anexovými membránami a zostávajú zadržané na katexových membránach [19, 20].

Medzi technológie pracujúce na chemickej energii patria iónomeniče, ktoré sú založené na výmene nabitých iónov medzi médiom a roztokom elektrolytu. Médiom môže byť živica, ktorá sa často vyrába z komplexnej polymérnej matrice. Iónomeničové živice sa hojne používajú na zmäkčovanie vody a výrobu ultračistej vody. Ich výhody zahŕňajú jednoduchú prevádzku a absenciu potreby energie pre výmenu, zatiaľ čo mínusy sú v obmedzenej kapacite živice a spotrebe chemikálií na regeneráciu [21].

2.3 Kapacitná deionizácia (CDI)

Na odsolovanie vôd sa v súčasnej dobe používajú vo väčšej miere membránové procesy, z ktorých reverzná osmóza tvorí viac ako 60% [22]. Ich energetická náročnosť sa môže pohybovať v niekoľkonásobkoch termodynamického minima, čo je veľkou výhodou. Avšak v závislosti od zloženia vstupnej vody môžu tieto membrány vyžadovať vyšší stupeň predúpravy vody v porovnaní s CDI a taktiež disponujú nízkou selektivitou odstraňovania. Preto pokračuje výskum alternatívnych možností úpravy vody, ktoré dokážu odolať rôznym kvalitám vstupnej vody a zároveň poskytovať ciele separačné mechanizmy za primerané energetické náklady [22, 23].

Ako jedna z alternatívnych technológií sa ukazuje CDI, ktorá v posledných rokoch získala značnú pozornosť nielen vedcov ale aj spoločnosti, vďaka svojmu vývoju a posunu z laboratórnych podmienok do tých, ktoré môžeme nazvať reálnymi.

2.3.1 Historický vývoj CDI

Začiatok šesťdesiatych rokov minulého storočia zaznamenal vznik prvých prác zameraných na využitie elektrochemickej demineralizácie vody [24], ktoré iniciovali Blair, Murphy a ich kolegovia, a ktoré pokračovali počas celého desaťročia. V nasledujúcich rokoch sa Evans zamerával na prieskum mechanizmu elektrochemickej demineralizácie a snažil sa objasniť fundamentálny mechanizmus odstraňovania iónov pomocou CDI [25]. Prvý matematický model popisujúci tento demineralizačný proces skrz kapacitný mechanizmus bol detailne rozpracovaný Murphym a Caudleom [26].

Významný míľnik v pochopení celého konceptu priniesli sedemdesiate roky, keď Johnson a jeho tím definovali proces, dnes známy ako teória elektrickej dvojvrstvy, ktorá vysvetľuje odstraňovanie iónov prostredníctvom potenciálom riadenej adsorpcie [27]. Nasledujúce dekády, predovšetkým deväťdesiate roky, boli svedkami zvýšeného záujmu o uhlíkové aerogélové materiály vďaka prácam Farmera, čo umožnilo smerovať ďalší vývoj ku zdokonaleniu efektívnych uhlíkových materiálov pre procesy deionizácie vody [28].

Príchodom 21. storočia pokračovalo štúdium CDI do novej éry rôznych vylepšení technológie. Príkladom môžu byť inovácie použitia nanomateriálov, návrhy efektívnejších článkov, regenerácie energie či vývoj inteligentných automatizovaných jednotiek s použitím pokročilých senzorov a algoritmov. Niektoré z nich budú ďalej rozoberané v nasledujúcich kapitolách 2.3.3 a 2.3.4 [29, 30].

2.3.2 Princíp CDI

Kapacitná deionizácia predstavuje inovatívnu technológiu pre úpravu vody, ktorá sa spolieha na proces elektrosorpcie, využívajúc elektrické pole pre adsorpciu a desorpciu rozpustených iónov. Princípom CDI je použitie páru elektród, zvyčajne konštruovaných z uhlíkových materiálov charakterizovaných vysokou povrchovo aktívnou plochou, ako sú aktívne uhlie, uhlíkové aerogély, alebo grafénové deriváty [23, 31, 32].

Elektródy môžu byť usporiadané do zväzkov obsahujúcich jeden alebo viacero párov, čím sa zvyšuje kapacita a efektivita celého systému. Ióny sú zachytávané z vody prúdiacej cez kanál medzi dvoma elektródami pri aplikovanom vonkajšom napätí obvykle v rozmedzí od 1 do 1,4 V a zostávajú imobilizované v póroch uhlíkového materiálu. Základom tohoto mechanizmu je formovanie elektrických dvojvrstiev (ED) v póroch, kde každý pór pôsobí ako kondenzátor schopný uchovávať ióny [23, 31, 32].

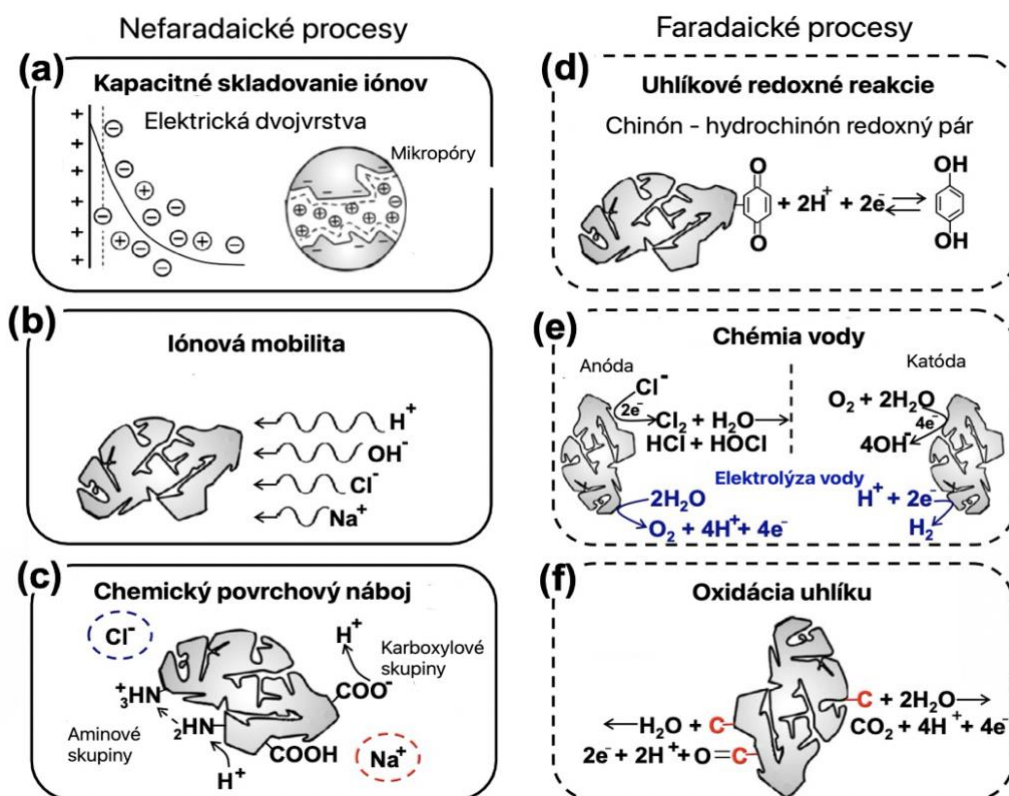
S postupným používaním CDI jednotky sa dosiahne bod, kedy sú póry uhlíkových elektród úplne nasýtené adsorbovanými iónmi, signalizujúce maximálnu kapacitu zariadenia. V tomto stave je nutné elektródy regenerovať, čo sa dosahuje skratom alebo reverzáciou aplikovaného napätia. Táto zmena v elektrickom poli spôsobuje, že ióny sú uvoľnené späť do roztoku, čím sa generuje prúd obohatený o ióny, ktorý je potom odvedený z jednotky. V dôsledku toho sa elektródy vrátia do svojho pôvodného stavu s obnovenou kapacitou na adsorpciu iónov [23, 31, 32].

- **Elektrochemické deje**

V procese deionizácie sa odohrávajú dva typy elektrochemických procesov: nefaradaické a faradaické. Každý z týchto procesov má rozličnú rolu v adsorpcii a desorpcii iónov z vodných roztokov [33].

Nefaradaické procesy sú základom fungovania CDI a súvisia s elektrostatickou adsorpciou iónov na povrchu alebo v póroch elektród bez zmeny oxidačného stavu týchto iónov. Tieto procesy teda úzko súvisia so zachytávaním iónov do elektrickej dvojvrstvy. Tento proces je reverzibilný, čo znamená, že keď sa napätie zmení alebo obráti, adsorbované ióny môžu byť opätovne uvoľnené do roztoku, čo umožňuje regeneráciu elektród a pripravuje ich na ďalší cyklus adsorpcie [33].

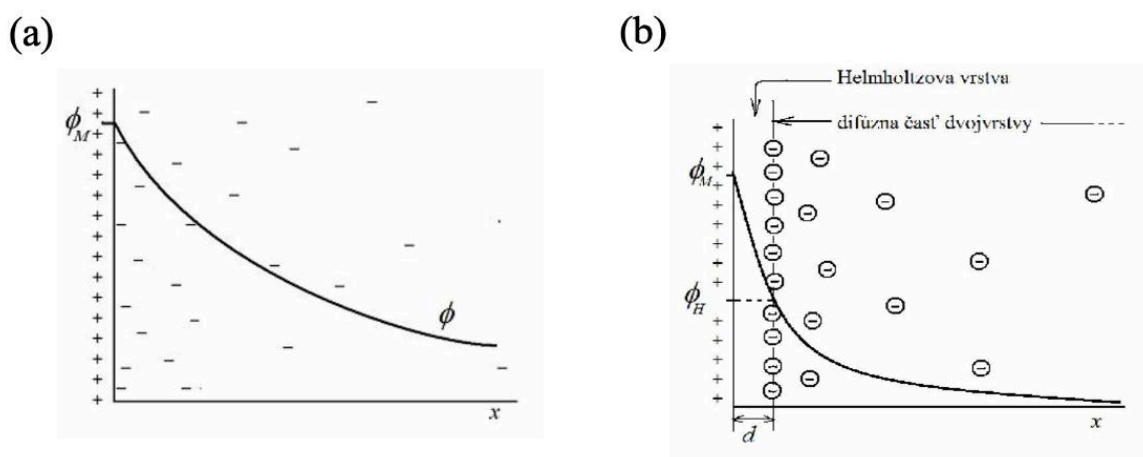
Faradaické procesy, na rozdiel od nefaradaických, zahŕňajú prenos elektrónov, ktorý vedie k chemickej zmene adsorbovaných iónov. Tieto reakcie zahŕňajú oxidačné a redukčné reakcie a môžu byť súčasťou procesov v CDI zariadeniach, ak materiál elektródy umožňuje alebo podporuje tieto reakcie. Tieto procesy sa spočiatku považovali za neželané, pretože môžu viesť k trvalým zmenám na elektródach, ktoré znižujú efektívnosť regenerácie a vedú ku skráteniu životnosti elektród. Iba nedávno bolo zistené, že faradaické procesy je možné využiť aj ku zefektívneniu odsolovania zavedením rôznych špeciálnych úprav materiálov [33, 34].



Obrázok 2: Ukážka nefaradaických a faradaických procesov [upravené podľa 32]

- **Elektrická dvojvrstva (ED)**

Elektrická dvojvrstva je štruktúra, ktorá vzniká v bezprostrednej blízkosti povrchu elektródy, keď je ponorená do iónového roztoku. Prvý model teórie ED vytvoril Hermann von Helmholtz v polovici 19. storočia. Helmholtz predpokladal, že ióny sú adsorbované na povrchu elektródy v jednej rovine, ktorá vytvára pevnú dvojvrstvu, kde každý ión v roztoku je priťahovaný k elektróde protipólom nábojom. Táto teória však mala množstvo nedostatkov. Na začiatku 20. storočia Louis Georges Gouy a David Leonard Chapman nezávisle na sebe rozšírili Helmholtzov model o tepelný pohyb iónov, ktoré vytvárajú difúziu vrstvu okolo pevnej Helmholtzovej vrstvy. Hustota náboja iónov takto klesá s rastúcou vzdialenosťou od elektródy. Neskôr Otto Stern kombinoval Helmholtzov a Gouy-Chapmanov model do jedného koherentného popisu, známeho ako Sternov model. Stern predstavil koncept, že časť iónov je priamo adsorbovaná na povrchu elektródy tvoriac kompaktnú Helmholtzovu vrstvu, zatiaľ čo ostatné ióny tvoria difúziu vrstvu, ktorá sa ďalej rozširuje [35, 36].



Obrázok 3: Porovnanie modelu ED a priebehu potenciálu podľa Gouya-Chapmana (a) a podľa Sternovej teórie (b) [zdroj 36]

Presnejší matematický popis ED umožňuje modifikovaný Donnanov model, pretože zahrňuje rozšírenia, ktoré umožňujú lepšie zachytiť štruktúru pórov a procesy adsorpcie iónov používaných v technológii CDI [32].

- **Adsorpcia**

Adsorpcia je rozdelená do troch základných typov: fyzikálna, elektrostatická adsorpcia a chemisorpcia. Fyzikálna adsorpcia je procesom, pri ktorom slabé van der Waalsove sily spôsobujú adhéziu iónov alebo molekúl na povrchu adsorbentu. Tento jav je typicky reverzibilný a umožňuje rýchlu adsorpciu bez vytvárania trvalých chemických väzieb. Kvôli svojej nešpecificite je táto forma adsorpcie rýchla a efektívna pre široké spektrum molekúl. Chemisorpcia, na druhej strane, zahŕňa vytváranie stabilných chemických väzieb medzi adsorbovanou molekulou a povrchom adsorbentu. Tento proces je oveľa špecifickejší, pretože prebieha len na miestach povrchu s vyššou energiou tzv. aktívnych centrách. V kontexte CDI je elektrostatická adsorpcia základným mechanizmom, keďže ióny sú adsorbované na elektródy vplyvom Coulombových síl [31, 37, 38].

Adsorpcia, poháňaná elektrostatickými silami, je rozdelená na dva základné typy: iónovú adsorpciu a adsorpciu molekúl alebo oboch iónov rovnako. Iónovú adsorpciu ďalej delíme

na prostú iónovú adsorpciu alebo výmennú adsorpciu. Prostá iónová adsorpcia spočíva v pritiahnutí iónov s opačným nábojom k nabitým elektródam, čím dochádza k ich zadržiavaniu na povrchu alebo v póroch elektródy. Na rozdiel od nej výmenná adsorpcia zahŕňa nie len adsorpciu iónov na elektróde, ale aj simultánne uvoľnenie iných iónov rovnakého náboja do roztoku [31, 37, 38].

Substancia, ktorá je predmetom adsorpcie, sa nazýva adsorbát a materiál, na ktorom adsorpcia prebieha, je známy ako adsorbent. Vďaka náboju a pórovitosti sa ióny dostávajú do makropórov a mikropórov. V makropóroch, kde Debye-Hückelova dĺžka je menšia než priemerná stredná šírka póru, sú prítomné katióny aj anióny a umožňujú ich relatívne voľnú migráciu a akumuláciu. Naopak, v mikropóroch, kde Debye-Hückelova dĺžka prevyšuje strednú šírku pórov, sa elektrické dvojvrstvy môžu prekryvať, čo komplikuje prístup a pohyb iónov do týchto oblastí a v dôsledku toho môže byť adsorpcia koiónov v mikropóroch obmedzená [32, 37, 38].

Efektivita a rýchlosť adsorpcie jednotlivých iónov nie je ovplyvnená výlučne materiálovými charakteristikami elektródy, ale tiež je závislá na súbore ďalších faktorov. Medzi tieto faktory patria náboj iónu, charakter jeho hydratačného obalu, trvanie nabíjacieho cyklu, hodnota počiatkovej koncentrácie iónov v roztoku, ako aj ďalšie charakteristiky roztoku vrátane jeho pH a teploty [39].

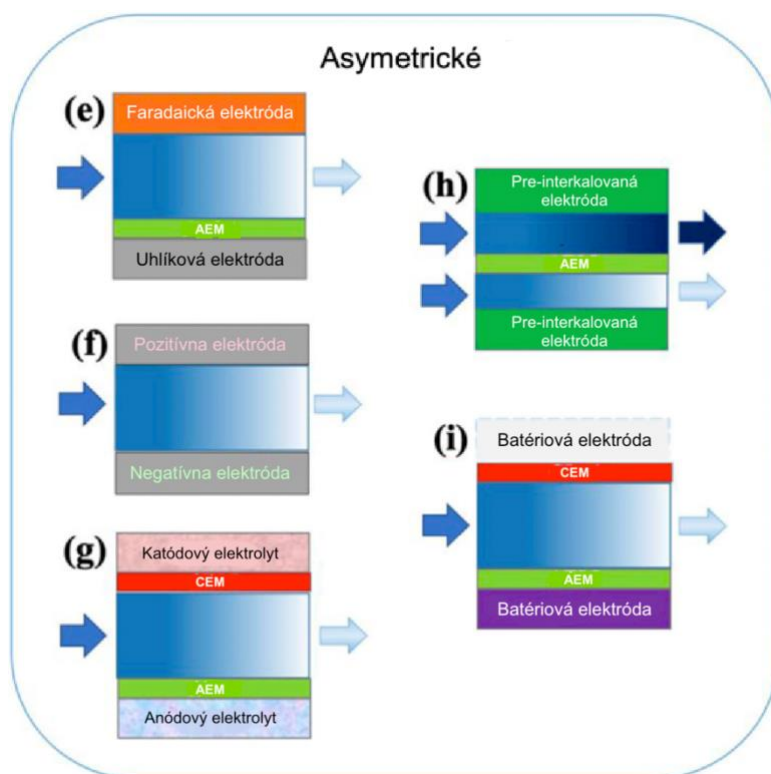
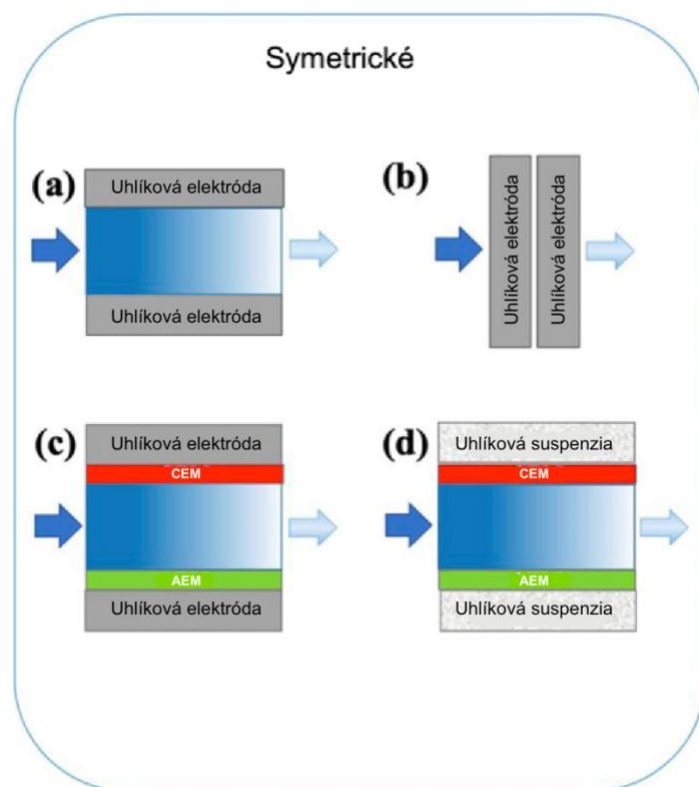
- **Desorpcia**

Desorpcia je proces, ktorý je potrebný na regeneráciu adsorpčných miest na elektróde. Tento proces je iniciovaný skratom vkladanej napätia, ktorý oslabuje elektrostatické väzby medzi elektródou a adsorbovanými iónmi, umožňujúc im opäť prejsť do roztoku. Ak sa aplikuje opačný potenciál, desorpcia sa zrýchli, ale môže to spôsobiť aj adsorpciu na druhej elektróde a opätovnú sorpciu uvoľnených iónov, pokiaľ nie je tomuto javu predchádzané konštrukčným riešením. Preto s vývojom technológie sa na zamedzenie tohoto problému, začali pridávať medzi elektródy iónovo selektívne membrány. Takáto konfigurácia sa nazýva membránová kapacitná deionizácia. Problematike rôznych úprav technológie je venovaná kapitola 2.3.3 [31, 37, 38].

2.3.3 Konfigurácie jednotiek CDI

V oblasti konfigurácií jednotiek CDI sa ponúka široká škála usporiadaní a typov elektród, ktoré sú základom pre dosiahnutie optimálnej funkčnosti týchto systémov. Rôzne typy konfigurácií sa odlišujú podľa ich štruktúrálnej zložitosti a funkčnosti. Základné rozdelenie je znázornené na obrázku 4 a zahŕňa symetrické a asymetrické architektúry, kde symetrické modely uprednostňujú uniformitu vo výbere materiálu a asymetrické zase využívajú rôznorodosť materiálov na zlepšenie selektivity a regeneračných procesov [40].

Pri navrhovaní systémov CDI je nevyhnutné brať do úvahy rôznorodé konfiguračné prístupy, ktoré zodpovedajú špecifickým požiadavkám aplikácie. Dôležité je zvážiť faktory ako je kapacita prúdu, charakteristika vody, očakávané znečistenie a požadovaná účinnosť deionizácie, keďže tieto aspekty majú rozhodujúci vplyv na výber najvhodnejšej konfigurácie systému [40].



Obrázok 4: Schémy konfigurácií jednotiek: (a) prietoková CDI, (b) CDI s prietokom cez elektródy, (c) membránová CDI, (d) prietoková elektróda v CDI, (e) hybridná CDI, (f) inverzná CDI, (g) redoxná prietoková CDI, (h) interkalačná deionizácia, (i) batériové odsoľovanie [upravené podľa 40]

- **Symetrické konfigurácie**

Symetrické konfigurácie predstavujú architektúry, kde sa používajú rovnaké materiály pre anódu aj katódu. Vďaka tomu majú tieto konfigurácie tendenciu ponúkať jednoduchšiu konštrukciu a ovládanie, čo je výhodou pri výrobe a následnej údržbe [40].

Prietoková konfigurácia (a) predstavuje jednu zo základných symetrických architektúr, v ktorej prúdi voda alebo elektrolyt paralelne pozdĺž povrchu elektród. Elektródy sú umiestnené tak, aby medzi nimi zostal kanál, ktorým voda preteká. Tento dizajn umožňuje, aby ióny boli odstránené z vody prostredníctvom elektrostatickej adsorpcie na povrchu elektród, keď prúdia okolo. Prednosťou tohoto systému je jednoduchšia konštrukcia a menšia pravdepodobnosť upchávania elektród, čo môže byť výhodou v aplikáciách s vyšším obsahom pevných častíc. Avšak, efektívnosť odstránenia iónov môže byť nižšia v porovnaní s CDI s prietokom cez elektródy, pretože kontaktná plocha medzi vodou a elektródou je obmedzená iba na vonkajší povrch [34, 40].

Konfigurácia CDI s prietokom cez elektródy (b) predstavuje usporiadanie, kde voda prúdi priamo cez porézny materiál. Tento dizajn maximalizuje kontaktnú plochu medzi vodou a elektródou, čím výrazne zvyšuje efektívnosť adsorpcie iónov. V porovnaní s prietokovými systémami, táto konfigurácia ponúka vyššiu rýchlosť odstránenia iónov a zlepšenú účinnosť pri nižších koncentráciách iónov. Výzvou pre tento typ konfigurácie je zabezpečiť dostatočnú porozitu a mechanickú stabilitu elektród, aby dokázali odolať prúdeniu vody a zároveň zachovať vysokú adsorpčnú kapacitu. Navyše, správne navrhnutý systém musí minimalizovať riziko upchávania pórov v elektródach, ktoré by mohlo viesť k zníženiu výkonnosti [34, 40].

Pri membránovej CDI (MCDI) (c) sa používajú ionexové membrány spolu s elektródami, aby sa zvýšila účinnosť elektrosorpcie. Ionexové membrány, umiestnené na každej strane elektródy, selektívne prepúšťajú iba kationy alebo anióny, čo zabraňuje spätnému prúdeniu koiónov a zvyšuje selektivitu a účinnosť procesu. Toto usporiadanie ponúka významné výhody v podobe vyššej rýchlosti odstraňovania solí a zlepšenej účinnosti v porovnaní s predošlými symetrickými konfiguráciami [40, 41].

Prietoková elektróda v CDI (FCDI) (d) je pokročilá a ekonomicky náročnejšia verzia tradičnej kapacitnej deionizácie, ktorá využíva tekuté uhlíkové suspenzie ako dynamické elektródy. Výhodou tohto prístupu je kontinuálna regenerácia a adsorpcia, ktorá sa dosahuje prostredníctvom obiehania suspenzie cez systém. Tento prístup umožňuje efektívne spracovanie roztokov s vysokou iónovou koncentráciou bez prerušenia procesu a zároveň minimalizuje riziko upchávania, čo zlepšuje udržateľnosť a efektívnosť systému. Technológia FCDI však vyžaduje optimalizáciu mnohých parametrov, vrátane koncentrácie uhlíkovej suspenzie, rýchlosti prúdenia a elektrického napätia, aby sa dosiahla optimálna účinnosť odstraňovania solí z vody [40, 42].

- **Asymetrické konfigurácie**

Asymetrické konfigurácie v technológii kapacitnej deionizácie predstavujú inovatívny prístup, kde sa na anóde a katóde používajú rôzne materiály. Tento dizajn umožňuje lepšie využitie jedinečných vlastností každého materiálu, čím sa zvyšuje celková efektívnosť a selektivita procesu deionizácie. Rozličné materiály môžu byť zvolené tak, aby optimalizovali adsorpciu špecifických iónov alebo zlepšili elektrochemické vlastnosti systému [40].

Hybridná kapacitná deionizácia (HCDI) (e) integruje porézne elektródy s faradaickými materiálmi elektród (batériami). Tento prístup zvyšuje selektivitu a účinnosť vďaka synergickému efektu medzi oboma typmi materiálov. V HCDI sa na jednej elektróde používa uhlíkový materiál pre adsorpciu aniónov založenú na ED, zatiaľ čo na druhej elektróde sa nachádza faradaický materiál, ktorý prostredníctvom reverzibilných redoxných reakcií alebo procesov iónovej interkalácie adsorbuje kationy z roztoku. Výber správneho faradaického materiálu je kritický pre dosiahnutie optimálnej funkčnosti, pričom stále prebieha výskum nových vylepšených elektród. HCDI ponúka v porovnaní s tradičnými CDI systémami lepšiu energetickú efektívnosť a znižuje prevádzkové náklady vďaka možnosti jednoduchšej regenerácie elektród [40, 43].

Inverzná kapacitná deionizácia (i-CDI) (f) predstavuje pokročilý prístup v rámci technológie CDI, kde sa uplatňuje špeciálna modifikácia elektród s cieľom zlepšiť stabilitu procesu a zvýšiť efektívnosť elektrosorpcie. Tento koncept zahŕňa implementáciu permanentne nabitých skupín na povrchu elektród, čo vedie k zníženiu spätného uvoľňovania kationov a zvyšuje selektivitu adsorpcie iónov. V dôsledku zavedenia elektród s trvalým elektrickým nábojom sa zlepšuje energetická účinnosť celého systému, čím sa znižujú prevádzkové náklady. Taktiež sa znižuje riziko degradácie materiálu spôsobenej opakovanými cyklami nabíjania a skratu, čím sa predlžuje životnosť systému [40].

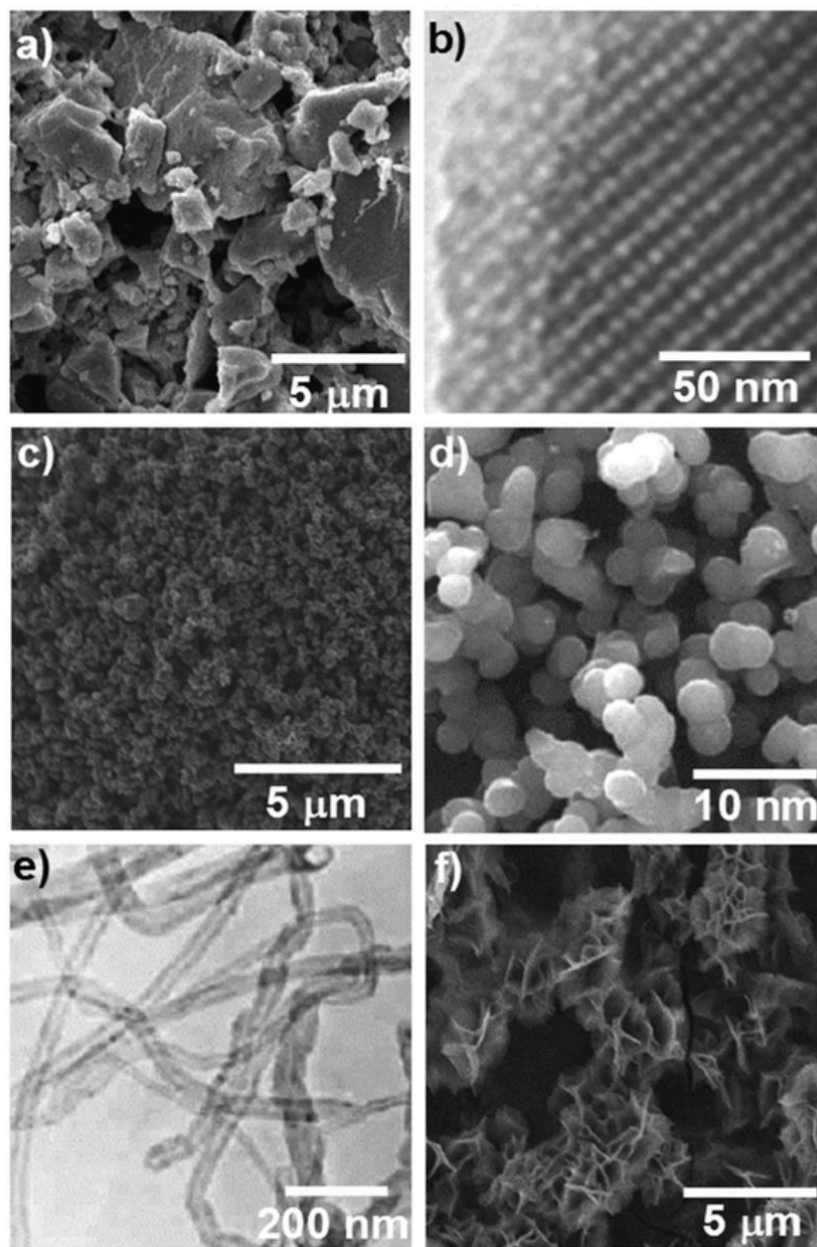
Redoxná prietoková deionizácia (RFD) (g) kombinuje MCDI s inovatívnym prístupom využívania redox-aktívnych elektrolytov, čo umožňuje vysokú mieru kontroly nad procesom adsorpcie a desorpcie iónov. Tieto elektrolyty cirkulujú v bočných komorách a umožňujú odstránenie iónov prostredníctvom elektrochemicky reverzibilných redoxných reakcií. Elektrolyty sa regenerujú mimo elektrochemickú bunku, čo znižuje energetické nároky na systém a zvyšuje jeho celkovú efektívnosť. RFD systémy ponúkajú významné výhody, predovšetkým v podobe väčšej flexibilitnosti a efektívnosti pri úprave roztokov s rôznymi koncentraciami solí. Napriek výhodám však používanie redox-aktívnych materiálov prináša potenciálne riziká pre životné prostredie a zvyšuje prevádzkové náklady v dôsledku ich potenciálnej toxicity a chemického znečistenia. Pre zlepšenie environmentálnej udržateľnosti a ekonomickej efektívnosti RFD systémov sú potrebné ďalšie štúdie zamerané na vývoj menej škodlivých a cenovo dostupnejších materiálov [40].

Faradaické elektródy, ktoré sú charakteristické pre batériové systémy, poskytujú významné výhody v porovnaní s konvenčnými kapacitnými elektródami z hľadiska ich schopnosti interagovať s iónmi a skladovať ich v rámci svojich kryštálových štruktúr. Pri batériovej kapacitnej deionizácii (BD) (i) možno pred každou elektródou implementovať iónovo selektívne membrány s cieľom optimalizovať blokovanie kationov počas fázy desorpcie. Táto technológia umožňuje vyššie kapacity odstránenia iónov a teoreticky nižšiu spotrebu energie prostredníctvom optimalizovaného napäťového okna [40, 44].

Interkalačná deionizácia (Rocking chair desalination - RCD) (h) je inovatívne rozšírenie mechanizmu HCDI a batériového odsoľovania, ktoré je založené na využití interkalácie kationov selektívnou živcou uhlíkových elektród a anión výmennej membrány. Umožňuje nepretržitú operáciu vďaka schopnosti efektívneho odsoľovania pri konštantnom aj reverznom prúde, čím sa zjednodušuje proces odsoľovania a eliminuje potrebu oddelenej regeneračnej fázy, ktorá je typická pre tradičné CDI technológie [40, 45].

2.3.4 Používané materiály elektród

Je nevyhnutné, aby materiály používané v CDI systémoch spĺňali súbor špecifických požiadaviek vrátane vysokého špecifického povrchu pre efektívnu adsorpciu iónov, výbornej elektrickej vodivosti pre rovnomerné rozloženie náboja, selektivity k iónom pre ciele adsorpciu, ako aj chemickú a mechanickú stabilitu zabezpečujúcu dlhodobú životnosť systému. Taktiež je dôležitá ekonomická a environmentálna udržateľnosť týchto materiálov, čo predstavuje základný predpoklad pre ich aplikáciu v praxi. V nasledujúcom texte budú predstavené používané materiály a ich vlastnosti [46].



Obrázok 5: Selekcia uhlíkových materiálov pre CDI: a) aktívne uhlie, b) usporiadaný mezopórovitý uhlík, c) derivát karbidu, d) uhlíkový aerogél, e) uhlíkové nanotrubičky, f) grafén [zdroj 59]

- **Uhlíkové materiály**

Uhlíkové materiály sa považujú za hlavnú súčasť technológií CDI vďaka ich vynikajúcim adsorpčným kapacitám a elektrickej vodivosti. Vybrané uhlíkové materiály a ich štruktúry sú znázornené na obrázku 5 prostredníctvom snímkov z elektrónového mikroskopu. V rámci spektra týchto materiálov, aktívne uhlie ponúka rozsiahlu špecifickú povrchovú plochu a porozitu prostredníctvom procesov karbonizácie a aktivácie [46]. Biochar, výsledok kontrolovanej pyrolýzy biomasy, prináša ekologické výhody spolu s dobrou adsorpčnou schopnosťou, ktorú mu dodáva jeho heterogénna porézna štruktúra. Uhlíkové aerogély sú výnimočné svojou extrémne nízkou hustotou a vysokou porozitou, ktoré zabezpečujú trojrozmernú sieťovú štruktúru ideálnu pre rýchly iónový transport. Napokon, deriváty uhlíka z MOF (metal-organic frameworks) predstavujú novú triedu materiálov s vysoko usporiadanou poréznu štruktúrou a špecifickou povrchovou plochou, otvárajúc možnosti pre selektívnu adsorpciu iónov. Rozvoj a výber uhlíkových materiálov pre CDI elektródy sa zameriava na optimalizáciu ich štruktúrnych a chemických vlastností, aby sa maximalizovala adsorpčná kapacita a zabezpečila efektivita odstraňovania iónov [32, 46, 47].

- **Dvojrozmerné (2D) materiály**

Dvojrozmerné materiály, akými sú napríklad grafénové oxidy a MXény, ponúkajú jedinečnú kombináciu vysokej elektrickej vodivosti a štruktúrálnej adaptability, čo umožňuje ich modifikáciu pre zvýšenie selektivity a kapacity adsorpcie iónov. Grafénové oxidy, charakterizované svojimi vrstvenými štruktúrami, ponúkajú rozsiahle možnosti funkčných modifikácií prostredníctvom chemických reakcií na ich povrchu, čo vedie k zlepšeniu ich interakcie s iónmi v roztoku. MXény, nová trieda 2D materiálov, ktoré sa skladajú z prechodných kovov a uhlíka alebo dusíka, ponúkajú obdobné výhody ako grafénové oxidy. Excelujú však v rýchlej adsorpcii a desorpcii iónov vďaka svojim vodivým vlastnostiam a unikátnym povrchovým skupinám [46, 47].

- **Batériové materiály**

Batériové materiály predstavujú významný prielom v technológii kapacitnej deionizácie, vďaka svojej schopnosti reverzibilného začleňovania iónov do svojej kryštalickej štruktúry prostredníctvom faradaických reakcií. Tento mechanizmus zvyšuje efektivitu ukladania iónov porovnateľne s tradičnými elektrostatickými adsorpčnými procesmi. Medzi kľúčové batériové materiály patria pseudokapacitné oxidy, ako sú oxid železitý (Fe_2O_3) a oxid manganatý (MnO_2), ktoré sa vyznačujú vynikajúcou schopnosťou zvyšovať hydrofilitu a selektivitu pri adsorpcii iónov. Začlenenie týchto oxidov do uhlíkových elektród môže významne pozitívne ovplyvniť proces odsolovania vody [46, 47].

Inovatívny prístup predstavujú aj polymérové batériové materiály a ich kompozity, ktoré sa vyznačujú možnosťou cielenej funkčnej modifikácie, umožňujúcej špecifickú interakciu s určitými iónmi. Chemická úprava polymérov otvára cestu pre selektívnu adsorpciu iónov prostredníctvom zavedenia funkčných skupín navrhnutých tak, aby preferenčne viazali ióny podľa ich typu a náboja [46, 47].

2.4 Aplikácia CDI

Technológia CDI sa postupne vyvíja ako efektívna metóda pri úprave vody, rozširujúca svoje uplatnenie z pôvodného odsoľovania na široké spektrum aplikácií. Pokroky v oblasti materiálov a procesného inžinierstva umožnili využitie CDI v rôznych oblastiach, od odstraňovania špecifických kontaminantov po energetickú regeneráciu, čím sa otvárajú nové možnosti pre jej implementáciu v praxi [48].

2.4.1 Zmäkčovanie vody

Zmäkčovanie vody, odstránenie iónov tvoriacich vodný kameň, ako sú vápnik a horčík, patrí medzi veľmi významné aplikácie CDI. Táto technológia umožňuje efektívne zníženie tvrdosti vody bez potreby chemických zmäkčovadiel, čím predstavuje ekologickejšiu a energeticky menej náročnú alternatívu [48, 49].

2.4.2 Odstraňovanie ťažkých kovov

Kapacitná deionizácia predstavuje taktiež efektívny spôsob odstraňovania ťažkých kovov z vodných roztokov. Vďaka selektívnej adsorpcii iónov na povrchu elektród, systémy CDI môžu cielene odstraňovať škodlivé ióny ťažkých kovov, ako sú olovo, arzén a ortuť, čím znižujú ich koncentrácie na bezpečné úrovne. Táto schopnosť je obzvlášť dôležitá v kontexte priemyselných odpadových vôd a pitnej vody, kde je potrebné dodržiavať prísne regulačné limity [48, 49].

2.4.3 Odstraňovanie organických kontaminantov

Kapacitná deionizácia ukázala aj sľubné výsledky v odstraňovaní rôznych organických kontaminantov, vrátane farbív, pesticídov a farmaceutických látok. Zatiaľ čo tradičné metódy úpravy vody môžu mať obmedzenia pri riešení týchto kontaminantov, CDI ponúka alternatívny prístup, kde môže byť adsorpcia týchto látok zvýšená prostredníctvom modifikácie povrchu elektród [48, 49].

2.4.4 Odstraňovanie fosfátov a nitrátov

Kapacitná deionizácia sa tiež osvedčila pri odstraňovaní fosfátov a nitrátov z vodných roztokov, ktoré sú hlavnými príčinami eutrofizácie vodných telies. Využitím špeciálne upravených elektród môžu systémy CDI selektívne odstraňovať a zachytávať tieto živiny napríklad aj na ďalšie spracovanie [48, 49].

2.4.5 Dezinfekcia vody

Hoci primárnou úlohou CDI nie je dezinfekcia, vývoj elektród s antimikrobiálnymi vlastnosťami otvára možnosti pre jej využitie aj v tejto oblasti. Tieto elektródy môžu priamo inhibovať rast mikroorganizmov alebo podporovať tvorbu druhov, ktoré dezinfikujú vodu [48, 49].

2.5 Energetická bilancia

Energetická efektívnosť systémov CDI je podstatná pre ich udržateľné využitie v aplikáciách odsoľovania a úpravy vody. Rozmanitosť v metodikách jej hodnotenia v súčasných štúdiách,

kde sa energetická účinnosť meria napríklad cez spotrebu energie na odstránenie jednotkového množstva soli alebo cez množstvo odstránených gramov soli na jednotku energie, vyvoláva potrebu štandardizácie hodnotiaceho rámca. Tento rámec by mal zahŕňať nielen energetickú účinnosť, ale aj celkovú energetickú náročnosť systému a jeho schopnosť recyklácie energie. Recyklácia energie využíva energiu uvoľnenú počas fázy desorpcie, kde ióny sú uvoľnené z elektród do roztoku, a využíva ju na podporu ďalšieho cyklu adsorpcie. Tento proces umožňuje systému znížiť spotrebu energie potrebnej na opätovné nabíjanie elektród a prináša významné energetické úspory [50, 51].

Vzhľadom na vysokú komplexnosť CDI systémov, ktorá zahŕňa rôzne konfigurácie elektród, materiály a prevádzkové režimy, je jednoznačné hodnotenie energetickej efektívnosti náročnou výzvou. Rôzne charakteristiky vstupného roztoku, ako sú koncentrácia solí a prítomné ióny, dodatočne komplikujú štandardizáciu hodnotení. Táto komplexnosť podčiarkuje dôležitosť detailného porozumenia všetkých aspektov procesu pre efektívne využitie CDI technológie. Porovnanie CDI s ostatnými hojne používanými technológiami odsoľovania, ako je reverzná osmóza alebo elektrodialýza, predstavuje teda ďalšiu úroveň zložitosti. Zatiaľ čo CDI ponúka výhody v energetických nákladoch pri nízkych koncentráciách solí, vysokokoncentračné aplikácie môžu byť lepšie riešené pomocou iných metód alebo kombinácie CDI s ďalšími technológiami. Súčasný výskum preto zdôrazňuje potrebu štandardizácie metodológií hodnotenia CDI s cieľom lepšieho porozumenia a zefektívnenia tejto technológie, čím by sa mohlo dosiahnuť jej širšie uplatnenie v praxi [32, 50, 51].

3 CIELE PRÁCE

V rámci experimentálnej časti sa bakalárska práca zameriava na pokračovanie a rozšírenie predchádzajúcich prác zameraných na proces odsolovania vody pomocou CDI, ktoré boli vykonané na FCH VUT v laboratórií technológie vody J. Vespacom a M. Švábovou [52, 53]. Hlavným cieľom je aplikovať a validovať poznatky získané z optimalizácie CDI jednotky a jej nastavení pre efektívne odsolovanie, ako aj z analýzy úpravy vody v móde, pri ktorom prítok aj odtok ústili v jednej nádobe, na reálne podmienky používajúc vodu zo studne a prietokový režim. Tento prístup umožní preskúmať a porovnať efektívnosť CDI technológie v reálnych podmienkach, čo predstavuje prirodzený vývoj od teoretických a laboratórnych modelov k aplikácii v praxi. Výsledkom bude poskytnutie poznatkov pre efektívnejšie využitie CDI technológie v praxi, čo môže mať pozitívny dopad na odvetvie úpravy vody.

4 EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

4.1 Použité chemikálie a ostatné pomôcky

Chemikálie:

- Destilovaná voda, FCH VUT
- Chelatón 3, čistý, LACHEMA, ČR
- Dusičnan olovnatý, p.a., LACHEMA, ČR
- Hydroxid draselný, p.a., LACHEMA, ČR
- Eriochrómová čerň, LACHEMA, ČR
- Chlorid amónny, p.a., LACHEMA, ČR
- Hydroxid amónny, p.a., Lach-Ner, ČR
- Heptahydrát síranu horečnatého, čistý, LACHEMA, ČR
- Murexid, LACHEMA, ČR
- Dusičnan strieborný, p.a., LACHEMA, ČR
- Chróman draselný, p.a., LACHEMA, ČR
- Chlorid sodný, p.a., PENTA, ČR
- Kyselina chlorovodíková, p.a., PENTA, ČR
- Uhličitan sodný, čistý, Lach-Ner, ČR
- Bromkresolová zeleň, LACHEMA, ČR
- Metylová červeň, p.a., PENTA, ČR

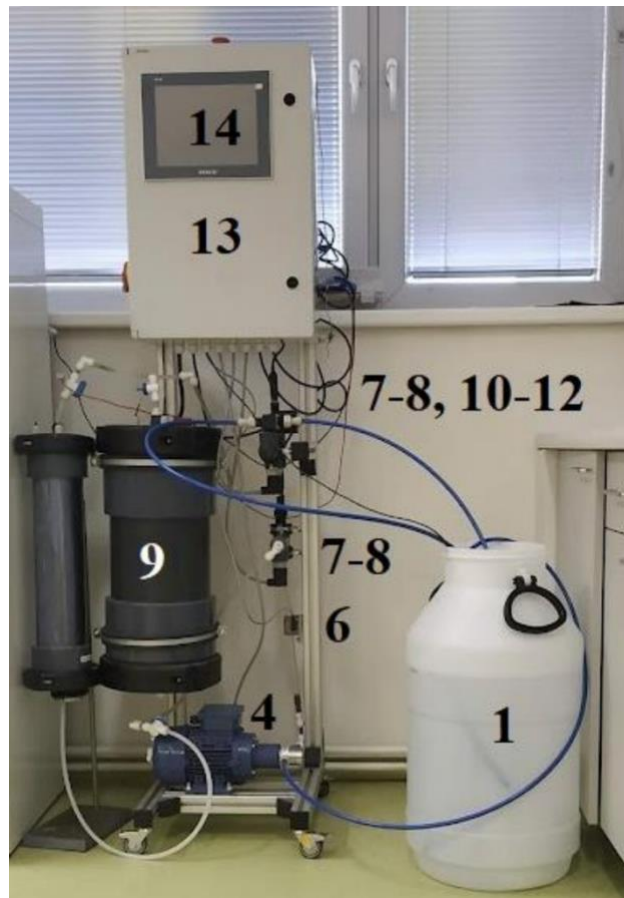
Prístroje a pomôcky:

- Analytické váhy
- Bežné laboratórne sklo
- 30l barel
- 5l kanister
- Poloprevádzková jednotka kapacitnej deionizácie, ASIO spol. s.r.o., ČR
- Súprava Spectroquant pre stanovenie dusičnanov, Merck spol. s.r.o., DE
- Súprava Spectroquant pre stanovenie amónnych iónov, Merck spol. s.r.o., DE
- Súprava Spectroquant pre stanovenie dusitanov, Merck spol. s.r.o., DE
- Spektrofotometer Spectroquant Prove 300, Merck spol. s.r.o., DE
- Multimeter HI 5522, Hanna Instruments Czech s.r.o., ČR

4.2 Popis jednotky a prevádzky kapacitnej deionizácie

Obrázok 6 prebratý z bakalárskej práce J. Vespalca detailne ukazuje usporiadanie používaného CDI systému a názorne popisuje jej fungovanie. Neupravená studničná voda (1), ktorá je predmetom demineralizácie, je najprv nasávaná cez čerpadlo (4). Toto čerpadlo má regulovaný výkon pomocou frekvenčného meniča, aby sa dosiahol požadovaný prúd vody. Po prechode čerpadlom (4) voda preteká prvou sadou sond merajúcich vodivosť (7) a pH (8). Následne voda vstupuje do priestoru elektródy (9), kde prechádza deionizačným procesom, a potom prechádza cez druhú sadu sond na meranie pH (8) a vodivosti (7). Na konci systému je umiestnený trojcestný elektromagnetický ventil (10), ktorý riadi smerovanie vody buď do diluátu (11), alebo do koncentráta (12). Meranie teploty sa uskutočňuje pomocou teplotnej sondy (2), ktorá je umiestnená mimo uzatvorený systém a je možné ju umiestniť priamo do nádoby s kvapalinou. Riadiaci systém (13) spojený s dotykovým panelom (14) a možnosťou

pripojenia k externým zariadeniam prostredníctvom ethernetového kábla zabezpečuje celkové ovládanie a monitorovanie operácií CDI jednotky [52, 53].



Obrázok 6: CDI [zdroj 52]

Na obrázku 6 sú vedľa seba uložené dve elektródy, jedna malá o objeme 5 l a druhá veľká o objeme 10 l. Z dôvodu menšej spotreby vody pre účely testovania bola zvolená malá elektróda. Elektróda systému je skonštruovaná v špirálovom usporiadaní pre maximalizáciu aktívnej plochy v obmedzenom priestore. Vyrobená je z komerčne dostupného aktívneho uhlia, ktoré sa vyznačuje vysokou adsorpčnou schopnosťou podľa špecifikácií spomínaných v teoretickej časti práce. Vrstva má hrúbku približne 200 μm a je oddelená od ostatných vrstiev izolačnou fóliou. V rámci elektródy sa ako spojivo využíva polymér polyvinylidénfluorid a štruktúra je podporená mriežkou z polypropylénu, ktorá vymedzuje kanál pre prúdenie vody [52, 53].

4.3 Vybrané ukazovatele

V súlade s celkovým zložením vôd a súčasnými legislatívnymi normami bola na testovanie zvolená sada analytov, ktoré sú neoddeliteľnou súčasťou monitorovania kvality vody. Chloridy boli zahrnuté ako ukazovateľ, ktorý môže poukazovať nielen na korozívne vlastnosti a chuťové aspekty vody, ale aj na možné fekálne kontaminácie, obzvlášť v prípade, že voda neprešla procesom úpravy. Suma vápnika a horčíka je dôležitá pre určenie tvrdosti vody, ktorá ovplyvňuje množstvo aspektov od spotrebiteľskej akceptability až po priemyselné aplikácie. Kyselinová neutralizačná kapacita (KNK), je parametrom, ktorý kvantitatívne

vyjadruje schopnosť vody neutralizovať kyseliny reakciou s vodíkovými iónmi. Alkalita, hlavne spôsobená prítomnosťou hydrogenuhličitanov a uhličitanov (tzv. viazaný oxid uhličitý), ovplyvňuje pH rovnováhu a môže byť zásadná pre stabilitu vody, prevenciu korózie a biologickú účinnosť. Dusičnany, dusitany a amónne ióny sú testované vzhľadom na ich relevanciu pre vodné ekosystémy, zdravotné riziká pri vysokých koncentráciách a potenciálne toxické účinky. V experimentálnej časti práce boli tieto analyty presne kvantifikované s cieľom posúdiť efektívnosť CDI jednotky pri redukcii nežiaducich zložiek a dosahovanie legislatívne stanovených limitov kvality vody.

4.3.1 Stanovenie chloridov

Stanovenie chloridov bolo realizované v súlade s normou ČSN ISO 9297 – Jakost vod, ktorá definuje argentometrické stanovenie s použitím chrománového indikátoru, známu ako Mohrova metóda [54]. Pre zabezpečenie presnosti výsledkov bolo nevyhnutné štandardizovať odmerný roztok dusičnanu strieborného na štandardný roztok chloridu sodného. Pri samotnom stanovení boli vzorky vody titrované odmerným roztokom 0,02M dusičnanu strieborného s použitím 1ml chrománového indikátoru, ktorý umožnil pomocou červenohnedého sfarbenia určiť koncový bod reakcie.

4.3.2 Stanovenie alkality

Stanovenie kyselinovej neutralizačnej kapacity vody bolo vykonané v súlade s normou ČSN EN ISO 9963-1 – Jakost vod [55]. Proces štandardizácie odmerného roztoku kyseliny chlorovodíkovej na známu koncentráciu uhličitanu sodného zabezpečila presnosť a spoľahlivosť meraní. Na stanovenie KNK boli do 100 ml vody pridané 3 kvapky zmesného indikátoru. Následne prebiehala titrácia odmerným roztokom 0,1M kyseliny chlorovodíkovej až do bodu, kým nedošlo k zafarbeniu indikátora do šeda, čo signalizovalo dosiahnutie bodu ekvivalencie.

4.3.3 Stanovenie sumy vápniku a horčíku

Stanovenie celkovej sumy vápnika a horčíka vo vode bolo vykonané podľa metódy stanovenej v norme ČSN ISO 6059 – Jakost vod [56]. Tento postup zahrnul kvantitatívnu analýzu využívajúcu komplexometrickú titráciu s etyléndiamíntetraoctovou kyselinou (EDTA). Aby boli zaručené presné výsledky, odmerný roztok EDTA bol štandardizovaný pomocou dusičnanu olovnatého. Pri stanovení bolo do titračnej banky odmeraných 100 ml vodného vzorku spolu s príslušným množstvom kyseliny chlorovodíkovej odpovedajúcim zistenej KNK vzorku. Po pridaní 10 ml pufru s pH 10 sa vzorka premiešala a došlo k pridaniu tuhej zmesi indikátora eriochrómovej černe T. Titrácia s 0,05M EDTA sa vykonávala do bodu, kedy roztok zmenil farbu na modrú, čo indikovalo bod ekvivalencie.

- **Stanovenie vápniku**

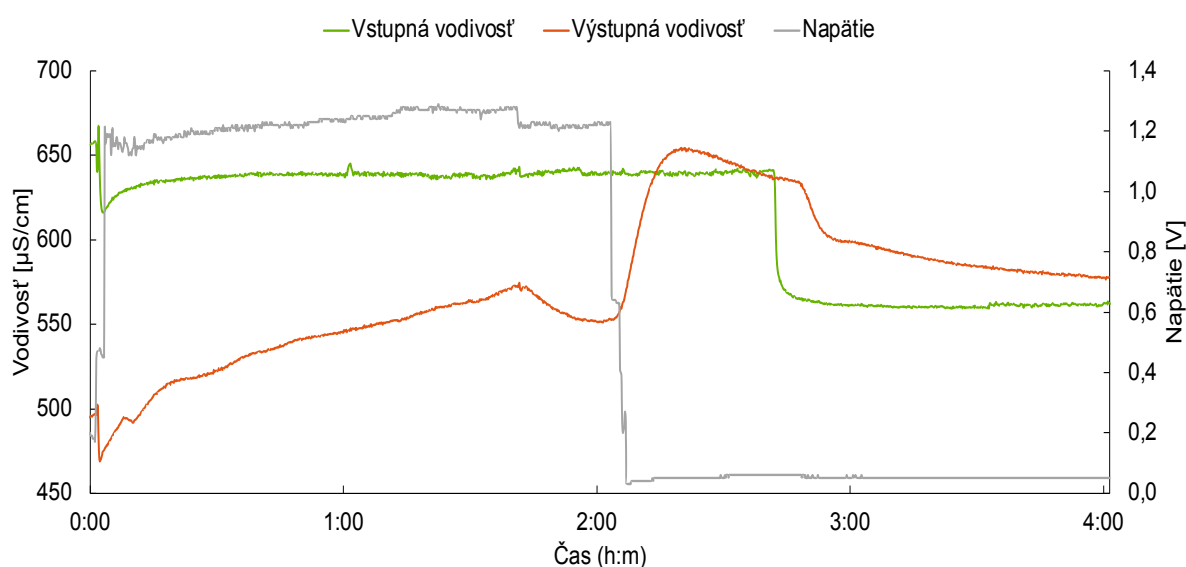
Stanovenie vápniku vo vode bolo uskutočnené komplexometrickou titráciou s 0,05M EDTA v súlade s normou ČSN ISO 6058 – Jakost vod [57]. Do titračnej banky sa odobralo 100 ml vzorky vody spolu s 5 ml 2M KOH. Pre vizuálnu detekciu koncového bodu titrácie sa pridal murexid, ktorý spôsobil po titrácií odmerným roztokom zreteľnú zmenu farby roztoku na svetlú fialovú.

4.3.4 Stanovenie dusičnanov, dusitanov a amónnych iónov

Stanovenie koncentrácie dusičnanov, dusitanov a amónnych iónov vo vzorkách vody bolo vykonané s využitím mobilných analytických setov značky Spectroquant od spoločnosti Merck spol. s.r.o. Metodológia bola založená na postupoch uvedených v medzinárodných štandardoch ako ISO 6777, DIN 38405-9, ISO 7150-1. Výsledky boli interpretované a vyhodnotené podľa pokynov priložených k jednotlivým testovacím setom a presná kvantifikácia týchto iónov bola dosiahnutá trojitým meraním každej vzorky na analyzátore Spectroquant Prove 300.

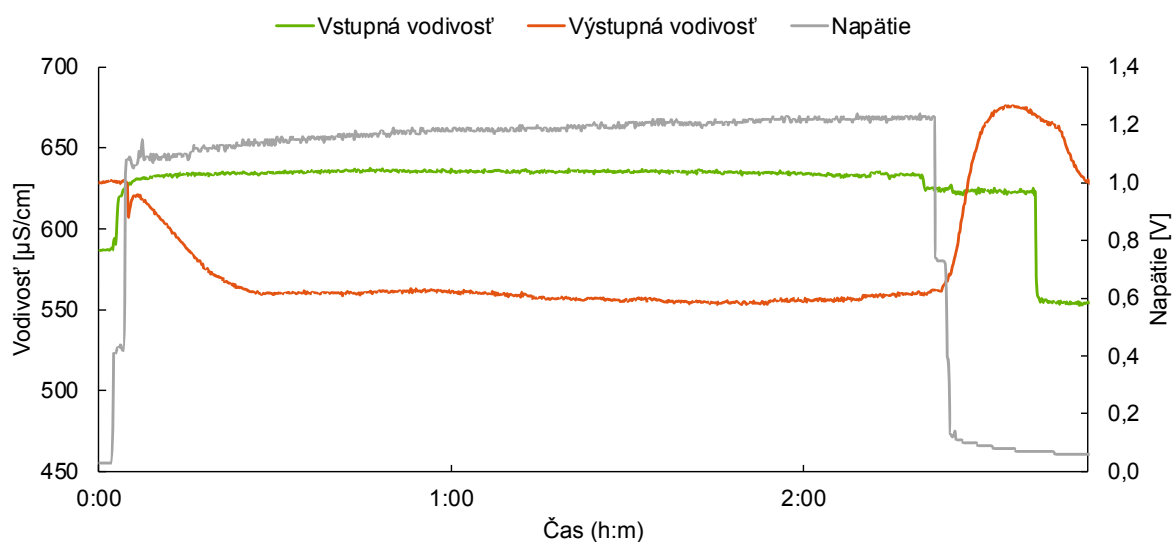
4.4 Popis cyklov a optimalizácie CDI

Pred začiatkom meraní prebehla kalibrácia vodivostných sond podľa postupu popísaného v bakalárskej práci J. Vespalca [52]. Celý experiment zahrňoval šesť cyklov, z ktorých prvé dva slúžili predovšetkým pre kalibračné a optimalizačné účely. Pri realizácii cyklov sme pracovali s celkovým objemom 35 litrov vody, z ktorých každý cyklus bol zahájený použitím 5 litrov na prepláchnutie elektródy. Tento krok zabezpečil odstránenie prípadných kontaminantov z predchádzajúcich cyklov a zároveň pomohol vyrovnáť vstupné koncentrácie iónov pred samotným začiatkom deionizácie. V prvom cykle, ktorý trval štyri hodiny, bol kladený dôraz na prvotné otestovanie funkčnosti elektródy. Tento cyklus tvorili dve fázy: dve hodiny adsorpčnej fázy a následne dve hodiny desorpčnej fázy, ktoré možno vidieť na obrázku 7. Cieľom bolo získať základné informácie o dynamike adsorpčného procesu, zistiť, po akom časovom úseku elektróda stratí svoju kapacitu a určiť optimálnu dĺžku potrebnú na jej regeneráciu. Pred začiatkom prvého merania prešla elektróda preplachom destilovanou vodou. Na úvod daného cyklu nebol však objem elektródy úplne naplnený studničnou vodou, čo vyústilo do zvyšovania výstupnej vodivosti až takmer do konca finálnej fázy adsorpcie. Toto nedostatočné prepláchnutie tiež ovplyvnilo začiatkové fluktuácie vstupnej vodivosti, ktoré boli zaznamenané v úvodných momentoch merania. V tomto prípade bol teda braný dôraz viac na fázu desorpcie, kedy bol realizovaný preplach zhruba po 40 minútach získanou deionizovanou vodou, ktorá zabezpečila dosiahnutie efektívnej regenerácie elektródy.



Obrázok 7: Graf závislosti vodivosti a napätia na čase pre 1. cyklus

Druhý cyklus (Obrázok 8) bol upravený na základe získaných poznatkov z prvého cyklu. Jeho celková dĺžka bola skrátaná na 2 hodiny a 20 minút, z čoho adsorpčná fáza predstavovala dve hodiny a desorpčná fáza len 20 minút, čím sa otestoval vplyv skrátaného času na efektivitu regenerácie. Zhruba po 10 minútach bola elektróda preplachovaná už deionizovanou vodou, čo napomohlo účinnejšej regenerácii. Počas týchto prvých dvoch cyklov sa vzorky na analýzu brali v dlhších časových intervaloch, čo viedlo k zisteniu, že je potrebné vzorkovanie realizovať častejšie, aby sa získali podrobnejšie informácie o priebehu adsorpčných a desorpčných procesov. Táto skúsenosť mala priamy dopad na následné rozhodnutia o nastavení experimentu a bola kľúčová pre ďalšie fázy optimalizácie metódy.



Obrázok 8: Graf závislosti vodivosti a napätia na čase pre 2. cyklus

Nasledujúce cykly deionizácie, konkrétne tretí, štvrtý a piaty, boli realizované s identickými nastaveniami, ktoré sú zaznamenané v tabuľke 2. Adsorpčné fázy trvali 1 hodinu a desorpčné fázy 20 minút, s výnimkou štvrtého cyklu, kde bola desorpčná fáza predĺžená o 10 minút. Hlavným rozdielom medzi týmito cyklami bolo frekventovanie vzorkovania na analýzu: v treťom cykle sa vzorky brali každých 20 minút, zatiaľ čo vo štvrtom a piatom cykle sa interval skrátil na 10 minút. Tieto upravené intervaly umožnili detailnejšie monitorovanie a lepšie pochopenie dynamiky deionizačného procesu. Pracovný cyklus každého z týchto testov sa začal krátkym zvýšením napätia, nasledoval hlavný adsorpčný proces, a po následnom poklese napätia sa pristúpilo k desorpcii a finálnej regeneračnej fáze.

Tabuľka 2: Použité nastavenia CDI pri 3., 4., a 5. cykle

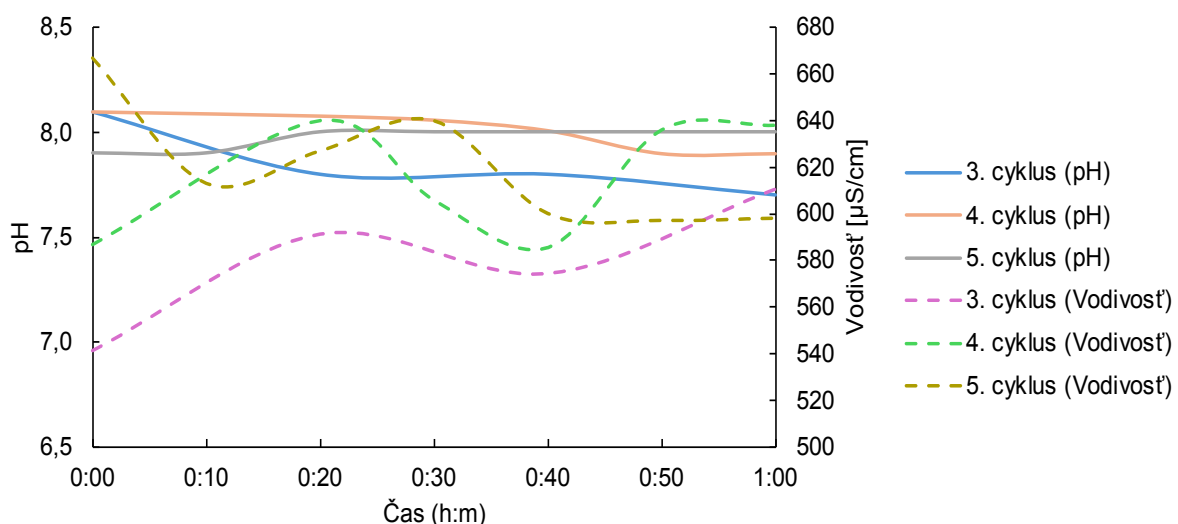
Označenie	Čas [min]	Prietok [l/min]	Vkladané napätie [V]
Zvýšenie 0,5 V	2	0,5	0,5
Doba provozu	60	0,2	1,2
Zníženie 0,5 V	2	0,2	0,5
Doba nula	0,5	0,2	0
Zníženie -0,5V	1	0,3	-0,5
Doba nula	20-30	0,2	0

5 Výsledky a diskusia

Táto kapitola je zameraná predovšetkým na tretí, štvrtý a piaty cyklus kapacitnej deionizácie ale pojednáva aj o poslednom vykonanom cykle. Tabuľky s nameranými číselnými a vypočítanými percentuálnymi hodnotami z procesu deionizácie sa nachádzajú v prílohách práce, pričom v tejto časti budú výsledky zobrazované v grafoch. Tieto tri cykly boli realizované s rovnakými nastaveniami, aby sa ich účinnosť dala navzájom porovnať a potvrdiť. Cieľom bolo získať konzistentné výsledky a analyzovať ich výkonnosť v rovnakých časových intervaloch, čím sa vytvoril detailnejší obraz o fungovaní systému. Parametre budú porovnávané s požiadavkami českých legislatívnych noriem. Dusitany a dusičnany boli testované v každej vzorke počas experimentov, ich koncentrácie sa však vždy nachádzali pod hranicou detekcie, a preto boli tieto zlúčeniny vynechané z podrobnej analýzy predstavenej v tejto práci.

V rámci tretieho, štvrtého a piateho cyklu CDI sa pH sledovanej vody udržiavalo medzi 7,5 a 8,1, čo je možné vidieť na obrázku 9. Počas adsorpčnej fázy všetkých cyklov pH mierne klesalo, pričom najvýraznejší pokles bol zaznamenaný na konci cyklov. Podľa vyhlášky č. 371/2023 Sb., ktorá stanovuje požiadavky na kvalitu pitnej vody, je pH vody vhodné na pitie v rozmedzí 6,5 až 9,5 [58]. Zníženie pH počas adsorpčnej fázy naznačuje, že proces účinne odstraňoval látky spôsobujúce zásaditosť vody, čo môže byť dôležité pre zlepšenie chuti a bezpečnosti vody.

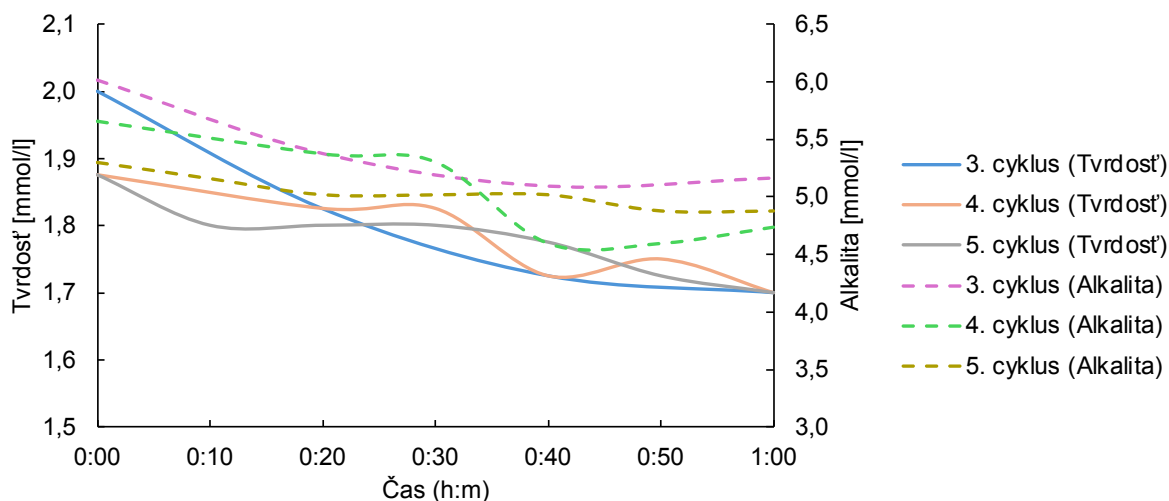
Vodivosť vody, ktorá je indikátorom celkovej koncentrácie rozpustených solí je znázornená na obrázku 9. V piatom cykle sa znížila zo 667 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na 598 $\mu\text{S}/\text{cm}$, čo predstavuje pokles o 10 %. Tento výsledok signalizuje efektívne odstránenie iónov z vody v danom cykle. Naproti tomu, v štvrtom a treťom cykle boli zaznamenané skôr stúpajúce tendencie na krivkách vodivosti, ktoré môžu byť dôsledkom nedostatočného prepláchnutia systému alebo samotných vodivostných sond. Tento jav môže negatívne ovplyvňovať presnosť meraní vodivosti a poukazuje na potrebu zlepšenia údržby a kalibrácie systému. Podľa platnej vyhlášky č. 371/2023 Sb. je maximálna povolená vodivosť pitnej vody stanovená na úrovni 1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [58]. Na základe týchto údajov bola voda v kontexte vodivosti v súlade s legislatívnymi požiadavkami na kvalitu pitnej vody.



Obrázok 9: Graf závislosti pH a vodivosti na čase

V priebehu adsorpčných fáz týchto troch cyklov bol zaznamenaný významný pokles tvrdosti vody, čo je priamo ovplyvnené znižovaním koncentrácií vápnika a horčíka, ktorá je znázornená na obrázku 10. Tvrdosť vody, definovaná ako sumárna koncentrácia týchto dvoch kationov, je kľúčovým parametrom, ktorý vplyva na mnohé fyzikálne a chemické vlastnosti vody. Do určitej miery je tvrdosť potrebná a priaznivá, no nadmerná tvrdosť môže spôsobovať zvýšené náklady na údržbu a prevádzku vykurovacích systémov, znižovanie účinnosti práčok a iných domácich spotrebičov, a dokonca môže ovplyvniť aj účinnosť čistiacich a dezinfekčných prostriedkov. Zníženie tvrdosti vody v rámci procesu deionizácie je teda nielen indikátorom efektívnosti adsorpčného procesu, ale tiež kľúčovým faktorom pre zabezpečenie dlhodobej udržateľnosti a funkčnosti vodoinštalčných systémov, ako aj pre zvýšenie kvality vody pre koncového spotrebiteľa. Konkrétne, v treťom cykle došlo k poklesu tvrdosti z pôvodných 2,00 mmol/l na 1,70 mmol/l, čo predstavuje pokles o 15%. Tento trend pokračoval aj vo štvrtom a piatom cykle, kde sa tvrdosť znížila z 1,88 mmol/l na 1,70 mmol/l, čo znamená redukciu o 9% v oboch prípadoch. Najväčší pokles tvrdosti nastal opäť na konci všetkých troch adsorpčných cyklov, čo naznačuje možné predĺženie procesu pri efektívnej redukcii tvrdosti.

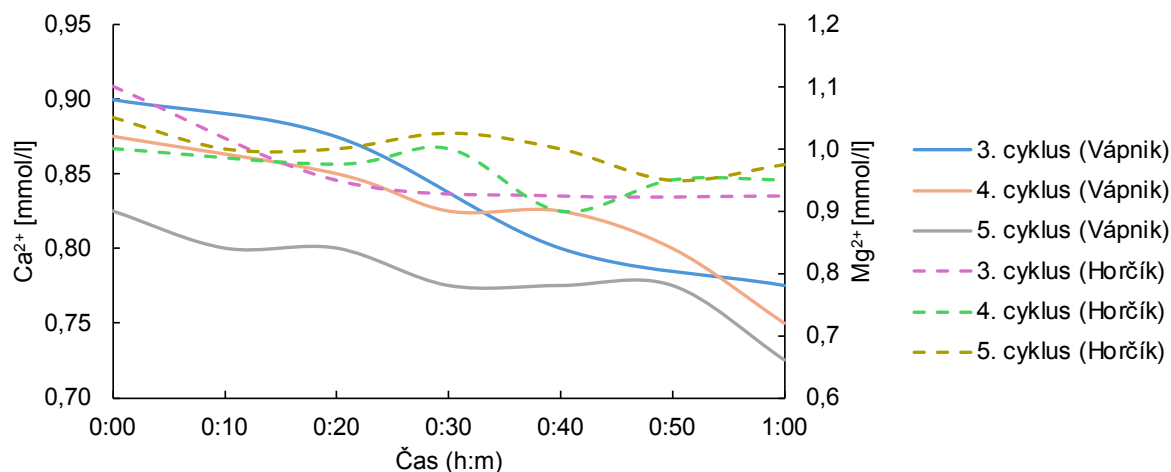
Alkalita vody, ktorá predstavuje schopnosť vody neutralizovať kyseliny, je kľúčovým ukazovateľom jej kvality. Počas adsorpčných fáz bolo pozorované jej znižovanie (Obrázok 10), čo naznačuje efektívne odstránenie zložiek prispievajúcich k vyššej alkalite vody. V treťom cykle sa alkalita znížila z 6,01 mmol/l na 5,16 mmol/l, čo je pokles o 14%. Štvrtý cyklus zaznamenal ešte výraznejšie zníženie z 5,66 mmol/l na 4,74 mmol/l, čo predstavuje pokles o 16%. V piatom cykle bol pokles miernejší, z 5,30 mmol/l na 4,88 mmol/l, čiže o 8%. Tieto výsledky svedčia o vysokom výkone deionizačného procesu pri redukcii alkality, čo je obzvlášť významné, pretože nadmerná alkalita môže negatívne ovplyvniť chuť vody a jej organoleptické vlastnosti.



Obrázok 10: Graf závislosti alkality a tvrdosti na čase

Koncentrácia vápnika sa počas adsorpčnej fázy všetkých cyklov znižovala, podobne ako tvrdosť vody, čo je možné pozorovať na obrázku 11. V treťom cykle sa znížila z 0,90 mmol/l na 0,78 mmol/l, čo predstavuje zníženie o 14%. Vo štvrtom cykle sa koncentrácia znížila z 0,88 mmol/l na 0,75 mmol/l, čo je pokles o 15%, a v piatom cykle z 0,83 mmol/l na 0,73 mmol/l, čo je zníženie o 12%. Najväčšie zníženie koncentrácie vápnika nastalo v čase 1:00 vo všetkých troch cykloch. Vápnik je dôležitý minerál, avšak jeho nadmerná koncentrácia prispieva ku tvorbe usadenín.

Počas cyklov kapacitnej deionizácie bola zaznamenaná v rámci znižovania tvrdosti aj redukcia koncentrácie horčička (Obrázok 11), čo je dôležitý indikátor efektívnosti procesu. V treťom cykle došlo k zníženiu horčička z počiatočných 1,10 mmol/l na 0,93 mmol/l, čo predstavuje pokles o 16%. Vo štvrtom cykle sme zaznamenali pokles z 1,00 mmol/l na 0,95 mmol/l, čo je zníženie o 5%, a v piatom cykle koncentrácia klesla z 1,05 mmol/l na 0,98 mmol/l, čo je pokles o 7%. Znižovanie koncentrácie horčička bolo najvýraznejšie zaznamenané v treťom a štvrtom cykle už po štyridsiatich minútach a v piatom desať minút pred koncom adsorpčnej fázy. Podobne ako znižovanie vápniku tak aj znižovanie koncentrácie horčička je užitočné pre zlepšenie celkových vlastností vody.

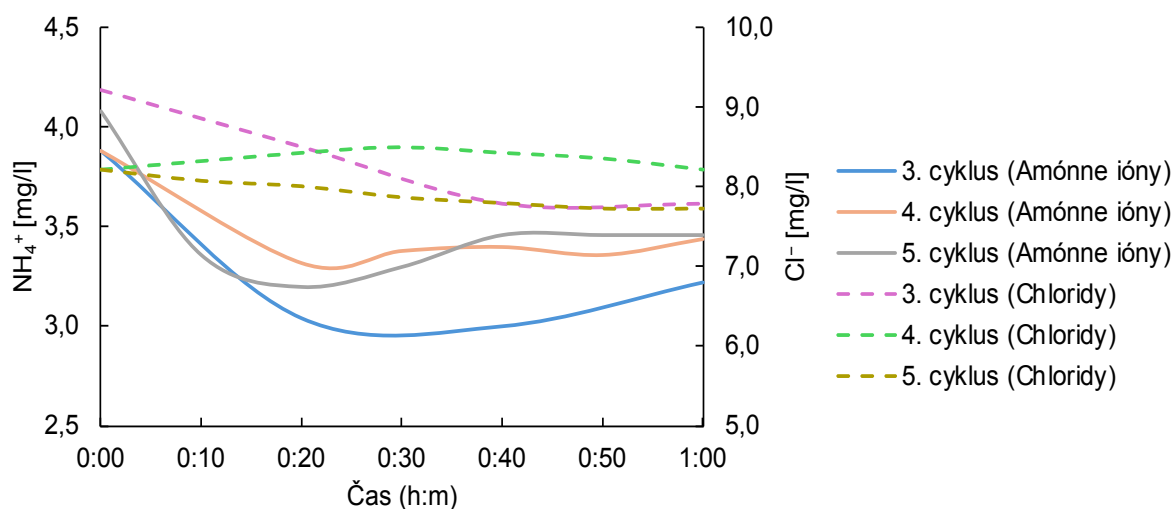


Obrázok 11: Graf závislosti koncentrácií vápenatých a horečnatých iónov na čase

Odstraňovanie chloridov a amónnych iónov je graficky znázornené na obrázku 12. Počas adsorpčnej fázy tretieho a piateho cyklu kapacitnej deionizácie bola pozorovaná redukcia koncentrácie chloridov. V treťom cykle sa koncentrácia chloridov znížila z 9,21 mg/l na 7,80 mg/l, čo predstavuje efektívne zníženie o 15 %. V piatom cykle bola zaznamenaná miernejšia redukcia, pri ktorej koncentrácia klesla z 8,22 mg/l na 7,72 mg/l, čo je pokles o 6 %. Menšia efektivita tohoto procesu mohla byť zapríčinená nedostatočným prepláchnutím elektródy. Najvýznamnejšie znižovanie koncentrácií chloridov bolo v oboch prípadoch zaznamenané na konci adsorpčnej fázy, čo poukazuje na efektivitu procesu v posledných fázach adsorpcie. V štvrtom cykle bol pozorovaný podobný jav ako pri krivke vodivosti a na príčine ho môže mať opäť nedostatočné prepláchnutie elektródy. Podľa vyhlášky č. 371/2023 Sb. je stanovený maximálny limit pre chloridy na úrovni 250 mg/l [58]. Hoci koncentrácie chloridov v sledovaných cykloch ostávajú hlboko pod týmto limitom, je dôležité pripomenúť, že prítomnosť chloridov v relatívne vyšších koncentráciách bez predošlej úpravy vody chloráciou môže indikovať potenciálne fekálne znečistenie alebo kontamináciu priemyselnými odpadmi.

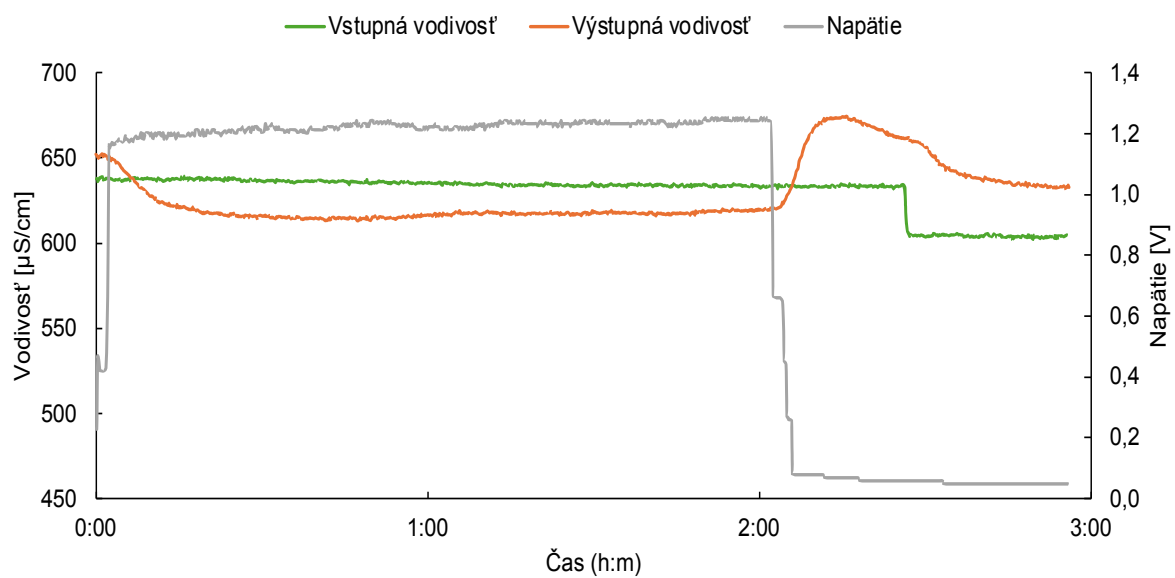
Počas cyklov CDI bolo zaznamenané aj signifikantné zníženie koncentrácie amónnych iónov. Konkrétne, v treťom cykle došlo k poklesu z 3,88 mg/l na 3,22 mg/l, čo reprezentuje redukciiu o 17%. Vo štvrtom cykle sa koncentrácia znížila z rovnakej pôvodnej hodnoty na 3,44 mg/l, čo predstavuje pokles o 11%, a v piatom cykle sa hodnota znížila z 4,08 mg/l na 3,46 mg/l, čo je pokles o 15%. Všetky výraznejšie zníženia boli však zaznamenané do 30 minút trvania adsorpčnej fázy, čo svedčí o najväčšej efektívnosti procesu v tomto časovom rozhraní. Podľa vyhlášky č. 371/2023 Sb., ktorá stanovuje maximálnu povolenú

koncentráciu amónnych iónov na úrovni 0,5 mg/l pre pitnú vodu, voda v daných meraniach nespĺnila kritéria pre pitnú vodu [58]. Táto skutočnosť podčiarkuje potrebu ďalšej úpravy vody, najmä ak berieme do úvahy fakt, že vysoká koncentrácia amónnych iónov môže indikovať prítomnosť antropogénneho znečistenia, čo môže mať negatívne účinky na zdravie človeka. Možným riešením by mohlo byť použitie membrány s vyššou kapacitou alebo zapojenie viacerých membrán za sebou. Napriek tomu, že hodnoty amónnych iónov prekračujú normy pre pitnú vodu, zaznamenané znižovanie koncentrácie týchto iónov je považované za pozitívny výsledok, pretože naznačuje, že deionizačný proces je účinný v redukcii prvkov, ktoré môžu pochádzať z organického znečistenia alebo poľnohospodárskej činnosti. Tento pokrok je dôležitý pre zlepšenie celkovej bezpečnosti a kvality vody, čo naznačuje potenciál pre ďalšie vylepšenia v technológii úpravy vody.



Obrázok 12: Graf závislosti koncentrácie chloridov a amónnych iónov na čase

V šiestom cykle kapacitnej deionizácie bol pozorovaný vývoj dynamiky adsorpčnej a následnej desorpčnej fázy, ktoré trvali 3 hodiny a sú znázornené na obrázku 13. Po 2 hodinách adsorpcie došlo k prepnutiu systému na regeneráciu elektródy. Analýza získaných údajov naznačuje, že hoci maximálna kapacita adsorpčného systému nebola plne dosiahnutá, zaznamenalo sa mierne stúpanie iónových koncentrácií na konci fázy adsorpcie, čo však neznamená, že deionizačná efektivita by poklesla pri predĺžení doby adsorpcie. Tento jav nasvedčuje, že systém si zachoval dostatočnú adsorpčnú kapacitu a mohol by pokračovať v odsoľovaní i nad rámec stanovených 2 hodín. Napriek tomu je nutné zabezpečiť pravidelné a dôkladné preplachy elektródy, aby sa maximalizovala jej životnosť a udržala jej adsorpčná kapacita. Tieto preplachy sú dôležité pre odstránenie akumulovaných iónov a prevenciu potenciálneho nasýtenia adsorpčného média, čo je potrebné pre udržanie optimálnej funkčnosti systému v dlhodobom horizonte.



Obrázok 13: Graf závislosti vodivosti a napätia na čase pre 6. cyklus

6 ZÁVER

V rámci tejto bakalárskej práce bola realizovaná séria experimentov zameraných na aplikáciu kapacitnej deionizácie pre úpravu vody. Výsledky týchto experimentov potvrdzujú, že CDI predstavuje sľubnú technológiu pre odstraňovanie iónov z vodných roztokov, pričom sa vyznačuje nízkou energetickou náročnosťou a efektivitou v rámci rôznych cyklov adsorpcie a desorpcie.

V experimentálnej časti tejto práce bolo demonštrované, že technológia kapacitnej deionizácie efektívne znižuje koncentráciu kľúčových iónov, ako sú chloridy, vápenaté ióny (Ca^{2+}), horečnaté ióny (Mg^{2+}) a amónne ióny (NH_4^+). Tieto ióny významne ovplyvňujú tvrdosť a salinitu vody, čo má priamy dopad na jej využitie v rôznych aplikáciách. Výsledky ukázali, že optimálne nastavenia procesných parametrov, ako sú aplikované napätie a dĺžka adsorpčnej fázy, majú zásadný vplyv na účinnosť deionizačného procesu.

Významné zníženie koncentrácie amónnych iónov, pri ktorom bolo dosiahnuté percentuálne odstránenie až 23%, podčiarkuje efektivitu CDI pri znižovaní znečisťujúcich látok s potenciálnymi zdravotnými rizikami. Taktiež bolo pozorované signifikantné zníženie alkality, ktoré dosahovalo až 19%, čo prispieva k lepšej kvalite vody a jej organoleptickým vlastnostiam. Odstraňovanie vápnika a horčíka, ktoré prispievajú k celkovej tvrdosti vody, bolo tiež úspešné s hodnotami redukcie okolo 15%, čo svedčí o efektívnosti CDI v oblasti zmäkčovania vody. Zníženie koncentrácie chloridov, tiež dosahujúce úroveň 15%, znižuje korozivitu vody a zlepšuje jej využitie v priemyselných procesoch.

Kritickým faktorom pre udržanie vysokého výkonu a dlhodobej udržateľnosti CDI jednotiek je efektívna regenerácia elektród. Pravidelné a dôkladné regeneračné cykly zabezpečujú obnovu adsorpčnej kapacity elektród, čím predchádzajú ich predčasnému opotrebeniu a zlyhaniu. Táto údržba je nevyhnutná pre udržanie optimálnej funkčnosti CDI systému a zabezpečenie jeho trvalej efektivity.

Pre ďalší výskum by bolo vhodné zamerať sa na vývoj a testovanie nových materiálov elektród s vyššou selektivitou a kapacitou iónov, ako aj na zdokonalenie regeneračných procesov. Možným smerom je aj integrácia CDI technológie s inými metódami úpravy vody, aby sa maximalizovala efektívnosť odstraňovania širšieho spektra znečistení. Vzhľadom na dosiahnuté výsledky, sa ukazuje ako sľubný prístup aj zapojenie viacerých elektród za sebou. Táto konfigurácia by mohla multiplikovať účinnosť celého systému a umožniť dosiahnutie vyššej kvality vody. Implementácia tohto prístupu by mohla viesť k efektívnejšiemu odstráneniu iónov a zvýšeniu celkovej účinnosti procesu deionizácie.

Záverom je možné konštatovať, že kapacitná deionizácia predstavuje významnú alternatívu ku tradičným metódam úpravy vody, obzvlášť keď je integrovaná s inými technológiami. Výsledky tejto práce poskytujú dôležité informácie, ktoré môžu slúžiť ako základ pre rozvoj ďalšieho výskumu a implementáciu technologických inovácií technológie v praxi.

7 ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY

- [1] MICALE, Giorgio, Andrea CIPOLLINA a Lucio RIZZUTI. Seawater Desalination for Freshwater Production. *Green Energy and Technology* [online]. 2009, 1–15 [vid. 2023-12-28]. ISSN 18653537. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-642-01150-4_1
- [2] RAVINDIRAN, Gokulan, Praveen SARAVANAN, Raja Murugadoss JEYARAJU a Jegan JOSEPHRAJ. Water—Conventional and novel treatment methods. *Solar-Driven Water Treatment: Re-engineering and Accelerating Nature's Water Cycle* [online]. 2022, 37–66 [vid. 2023-12-28]. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-323-90991-4.00003-7
- [3] CRINI, Grégorio a Eric LICHTFOUSE. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters* [online]. 2019, **17**(1), 145–155 [vid. 2023-12-28]. ISSN 16103661. Dostupné z: doi:10.1007/S10311-018-0785-9/TABLES/1
- [4] *Water, the Universal Solvent | U.S. Geological Survey* [online]. [vid. 2023-12-28]. Dostupné z: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/water-universal-solvent>
- [5] ALTENBURGER, Rolf, Selim AIT-AISSA, Philipp ANTCZAK, Thomas BACKHAUS, Damià BARCELÓ, Thomas Benjamin SEILER, Francois BRION, Wibke BUSCH, Kevin CHIPMAN, Miren López DE ALDA, Gisela DE ARAGÃO UMBUZEIRO, Beate I. ESCHER, Francesco FALCIANI, Michael FAUST, Andreas FOCKS, Klara HILSCHEROVA, Juliane HOLLENDER, Henner HOLLERT, Felix JÄGER, Annika JAHNKE, Andreas KORTENKAMP, Martin KRAUSS, Gregory F. LEMKINE, John MUNTHE, Steffen NEUMANN, Emma L. SCHYMANSKI, Mark SCRIMSHAW, Helmut SEGNER, Jaroslav SLOBODNIK, Foppe SMEDES, Subramaniam KUGHATHAS, Ivana TEODOROVIC, Andrew J. TINDALL, Knut Erik TOLLEFSEN, Karl Heinz WALZ, Tim D. WILLIAMS, Paul J. VAN DEN BRINK, Jos VAN GILS, Branislav VRANA, Xiaowei ZHANG a Werner BRACK. Future water quality monitoring — Adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. *Science of The Total Environment* [online]. 2015, **512–513**, 540–551 [vid. 2023-12-28]. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/J.SCITOTENV.2014.12.057
- [6] PANNO, Samuel a Keith HACKLEY. Geologic influences on water quality. *Geology of Illinois* [online]. 2010 [vid. 2023-12-28]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/285978752_Geologic_influences_on_water_quality
- [7] SØGAARD, Erik G. *Chemistry of Advanced Environmental Purification Processes of Water* [online]. B.m.: Elsevier Inc., 2014 [vid. 2023-12-28]. ISBN 9780444531780. Dostupné z: doi:10.1016/C2009-0-16598-4
- [8] *Physical Geology - Open Textbook Library* [online]. [vid. 2023-12-28]. Dostupné z: <https://open.umn.edu/opentextbooks/textbooks/269>
- [9] KATSANOOU, Konstantina a Hrisi K. KARAPANAGIOTI. Surface water and groundwater sources for drinking water. *Handbook of Environmental Chemistry* [online]. 2019, **67**, 1–19 [vid. 2024-02-11]. ISSN 1867979X. Dostupné z: doi:10.1007/698_2017_140/FIGURES/5
- [10] DINKA, Megersa Olumana. Safe Drinking Water: Concepts, Benefits, Principles and Standards. *Water Challenges of an Urbanizing World* [online]. 2018 [vid. 2024-02-11]. Dostupné z: doi:10.5772/INTECHOPEN.71352
- [11] ARENAS-SÁNCHEZ, Alba, Andreu RICO a Marco VIGHI. Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: State of the art. *Science of The Total*

- Environment* [online]. 2016, **572**, 390–403 [vid. 2024-05-17]. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/J.SCITOTENV.2016.07.211
- [12] CURTO, Domenico, Vincenzo FRANZITTA a Andrea GUERCIO. A Review of the Water Desalination Technologies [online]. 2021 [vid. 2024-03-05]. Dostupné z: doi:10.3390/app11020670
- [13] ULLAH, Ihsan a Mohammad G. RASUL. Recent Developments in Solar Thermal Desalination Technologies: A Review. *Energies* 2019, Vol. 12, Page 119 [online]. 2018, **12**(1), 119 [vid. 2024-03-06]. ISSN 1996-1073. Dostupné z: doi:10.3390/EN12010119
- [14] FERIA-DÍAZ, Jhon Jairo, María Cristina LÓPEZ-MÉNDEZ, Juan Pablo RODRÍGUEZ-MIRANDA, Luis Carlos SANDOVAL-HERAZO a Felipe CORREA-MAHECHA. Commercial Thermal Technologies for Desalination of Water from Renewable Energies: A State of the Art Review. *Processes* 2021, Vol. 9, Page 262 [online]. 2021, **9**(2), 262 [vid. 2024-03-06]. ISSN 2227-9717. Dostupné z: doi:10.3390/PR9020262
- [15] ALKHADRA, Mohammad A., Xiao SU, Matthew E. SUSS, Huanhuan TIAN, Eric N. GUYES, Amit N. SHOCRON, Kameron M. CONFORTI, J. Pedro DE SOUZA, Nayeong KIM, Michele TEDESCO, Khoiruddin KHOIRUDDIN, I. Gede WENTEN, Juan G. SANTIAGO, T. Alan HATTON a Martin Z. BAZANT. Electrochemical Methods for Water Purification, Ion Separations, and Energy Conversion. *Chemical Reviews* [online]. 2022, **122**(16), 13547 [vid. 2024-03-07]. ISSN 15206890. Dostupné z: doi:10.1021/ACS.CHEMREV.1C00396
- [16] GREENLEE, Lauren F., Desmond F. LAWLER, Benny D. FREEMAN, Benoit MARROT a Philippe MOULIN. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. *Water Research* [online]. 2009, **43**(9), 2317–2348 [vid. 2024-03-06]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/J.WATRES.2009.03.010
- [17] BRUGGEN, Bart Van der. Nanofiltration. *Encyclopedia of Membrane Science and Technology* [online]. 2013, 1–23 [vid. 2024-03-06]. Dostupné z: doi:10.1002/9781118522318.EMST077
- [18] MAYNARD, E. a C. WHAPHAM. Quality and supply of water used in hospitals. *Decontamination in Hospitals and Healthcare* [online]. 2019, 45–69 [vid. 2024-03-09]. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-08-102565-9.00003-0
- [19] STRATHMANN, H. Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. *Desalination* [online]. 2010, **264**(3), 268–288 [vid. 2024-03-06]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2010.04.069
- [20] ARANA JUVE, Jan Max, Frederick Munk S. CHRISTENSEN, Yong WANG a Zongsu WEI. Electrodialysis for metal removal and recovery: A review. *Chemical Engineering Journal* [online]. 2022, **435**, 134857 [vid. 2024-04-20]. ISSN 1385-8947. Dostupné z: doi:10.1016/J.CEJ.2022.134857
- [21] ABDULGADER, Hasan Al, Victor KOCHKODAN a Nidal HILAL. Hybrid ion exchange – Pressure driven membrane processes in water treatment: A review. *Separation and Purification Technology* [online]. 2013, **116**, 253–264 [vid. 2024-03-06]. ISSN 1383-5866. Dostupné z: doi:10.1016/J.SEPPUR.2013.05.052
- [22] GUDE, Veera Gnaneswar. Desalination and sustainability - An appraisal and current perspective. *Water research* [online]. 2016, **89**, 87–106 [vid. 2024-03-09]. ISSN 1879-2448. Dostupné z: doi:10.1016/J.WATRES.2015.11.012
- [23] LANDON, James, Xin GAO, Ayokunle OMOSEBI a Kunlei LIU. Progress and outlook for capacitive deionization technology. *Current Opinion in Chemical Engineering* [online]. 2019, **25**, 1–8 [vid. 2024-03-09]. ISSN 2211-3398. Dostupné z: doi:10.1016/J.COCHE.2019.06.006

- [24] BLAIR, JOHN W. a GEORGE W. MURPHY. Electrochemical Demineralization of Water with Porous Electrodes of Large Surface Area [online]. 1960, 206–223 [vid. 2024-03-10]. Dostupné z: doi:10.1021/BA-1960-0027.CH020
- [25] EVANS, S., M. A. ACCOMAZZO a J. E. ACCOMAZZO. Electrochemically Controlled Ion Exchange: I. Mechanism. *Journal of The Electrochemical Society* [online]. 1969, **116**(2), 307 [vid. 2024-03-10]. ISSN 1945-7111. Dostupné z: doi:10.1149/1.2411821
- [26] MURPHY, G. W. a D. D. CAUDLE. Mathematical theory of electrochemical demineralization in flowing systems. *Electrochimica Acta* [online]. 1967, **12**(12), 1655–1664 [vid. 2024-03-10]. ISSN 0013-4686. Dostupné z: doi:10.1016/0013-4686(67)80079-3
- [27] JOHNSON, A, A VENOLIA, R WILBOURNE a J NEWMAN. *The Electrosorb Process for Desalting Water* [online]. 1970 [vid. 2024-03-10]. Dostupné z: <https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults/titleDetail/PB200056.xhtml>
- [28] FARMER, J.C., D.V. FIX, G.V. MACK, R.W. PEKALA a J.F. POCO. The use of capacitive deionization with carbon aerogel electrodes to remove inorganic contaminants from water [online]. 1995 [vid. 2024-03-10]. Dostupné z: doi:10.2172/80970
- [29] AHMAD, Fawad, Sher Jamal KHAN, Yousuf JAMAL, Hussain KAMRAN, Aitzaz AHSAN, Muhammad AHMAD a Amir KHAN. Desalination of brackish water using capacitive deionization (CDI) technology. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2016, **57**(17), 7659–7666. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.1080/19443994.2015.1037357
- [30] TONG, Yuhao, Shuang ZHOU, Jun ZHOU, Guanteng ZHANG, Xiaolin LI, Chunxia ZHAO a Pengyan LIU. Advances in efficient desalination technology of capacitive deionization for water recycling. *Water Reuse* [online]. 2021, **11**(2), 189–200. ISSN 27096106. Dostupné z: doi:10.2166/WRD.2021.101/898322/JWRD2021101.PDF
- [31] SUSS, M. E., S. PORADA, X. SUN, P. M. BIESHEUVEL, J. YOON a V. PRESSER. Water desalination via capacitive deionization: what is it and what can we expect from it? *Energy & Environmental Science* [online]. 2015, **8**(8), 2296–2319 [vid. 2024-03-10]. ISSN 17545706. Dostupné z: doi:10.1039/C5EE00519A
- [32] PORADA, S., R. ZHAO, A. VAN DER WAL, V. PRESSER a P. M. BIESHEUVEL. Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization. *Progress in Materials Science* [online]. 2013, **58**(8), 1388–1442 [vid. 2024-03-09]. ISSN 0079-6425. Dostupné z: doi:10.1016/J.PMATSCI.2013.03.005
- [33] ZHANG, Changyong, Di HE, Jinxing MA, Wangwang TANG a T. David WAITE. Faradaic reactions in capacitive deionization (CDI) - problems and possibilities: A review. *Water Research* [online]. 2018, **128**, 314–330 [vid. 2024-03-10]. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/J.WATRES.2017.10.024
- [34] ZHANG, Changyong, Di HE, Jinxing MA, Wangwang TANG a T. David WAITE. Comparison of faradaic reactions in flow-through and flow-by capacitive deionization (CDI) systems. *Electrochimica Acta* [online]. 2019, **299**, 727–735 [vid. 2024-03-24]. ISSN 0013-4686. Dostupné z: doi:10.1016/J.ELECTACTA.2019.01.058
- [35] MCKAGUE, Michael, Hamed FATHIANNASAB, Mehrez AGNAOU, Mohammad Amin SADEGHI a Jeff GOSTICK. Extending pore network models to include electrical double layer effects in micropores for studying capacitive deionization. *Desalination* [online]. 2022, **535**, 115784 [vid. 2024-03-10]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2022.115784
- [36] MARKUŠOVÁ, Kveta a Daniela KLADEKOVÁ. *Vybrané kapitoly z elektrochémie* [online]. Košice, 2013 [vid. 2024-03-10]. Univerzita Pavla Jozefa Šafárika v Košiciach. Dostupné z: <http://www.upjs.sk/pracoviska/univerzitna-kniznica/e-publikacia/#pf>
- [37] NOVÁK, Josef. *Fyzikální chemie bakalářský a magisterský kurz VŠCHT PRAHA* [online]. B.m., 2016 [vid. 2024-03-12]. b.n. Dostupné z: www.vscht.cz/fch

- [38] KLADEKOVÁ, Daniela. *Vybrané kapitoly z koloidnej chémie* [online]. B.m., 2011 [vid. 2024-03-12]. b.n. Dostupné z: <https://unibook.upjs.sk/sk/chemia/671-vybrane-kapitoly-z-koloidnej-chemie>
- [39] GAMAETHIRALALAGE, J. G., K. SINGH, S. SAHIN, J. YOON, M. ELIMELECH, M. E. SUSS, P. LIANG, P. M. BIESHEUVEL, R. L. ZORNITTA a L. C.P.M. DE SMET. Recent advances in ion selectivity with capacitive deionization. *Energy & Environmental Science* [online]. 2021, **14**(3), 1095–1120 [vid. 2024-03-12]. ISSN 1754-5706. Dostupné z: doi:10.1039/D0EE03145C
- [40] DATAR, Shreerang D, | RUPALI a Neetu JHA. Recent progress in materials and architectures for capacitive deionization: A comprehensive review [online]. 2022 [vid. 2024-03-23]. Dostupné z: doi:10.1002/wer.10696
- [41] BALES, Clare, Yuan WANG, Boyue LIAN, Zhizhao HE, John FLETCHER a T. David WAITE. Predictive performance and costing model for Membrane Capacitive Deionization (MCDI) at operational scale. *Desalination* [online]. 2023, **557**, 116595 [vid. 2024-03-24]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2023.116595
- [42] ZHANG, Changyong, Jinxing MA, Lei WU, Jingyi SUN, Li WANG, Tianyu LI a T. David WAITE. Flow Electrode Capacitive Deionization (FCDI): Recent Developments, Environmental Applications, and Future Perspectives. *Environmental Science and Technology* [online]. 2021, **55**(8), 4243–4267 [vid. 2024-03-24]. ISSN 15205851. Dostupné z: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.0c06552>
- [43] AGARTAN, Lutfi, Brendan HAYES-OBERST, Bryan W. BYLES, Bilal AKUZUM, Ekaterina POMERANTSEVA a E. CAGLAN KUMBUR. Influence of operating conditions and cathode parameters on desalination performance of hybrid CDI systems. *Desalination* [online]. 2019, **452**, 1–8 [vid. 2024-03-24]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2018.10.025
- [44] KIM, Taeyoung, Christopher A. GORSKI a Bruce E. LOGAN. Low Energy Desalination Using Battery Electrode Deionization. *Environmental Science and Technology Letters* [online]. 2017, **4**(10), 444–449. ISSN 23288930. Dostupné z: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.estlett.7b00392>
- [45] LEE, Jaehan, Kyusik JO, Jiho LEE, Sung Pil HONG, Seonghwan KIM a Jeyong YOON. Rocking-Chair Capacitive Deionization for Continuous Brackish Water Desalination. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* [online]. 2018, **6**(8), 10815–10822. ISSN 21680485. Dostupné z: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acssuschemeng.8b02123>
- [46] ZHAO, Xiaoyu, Hongxin WEI, Huachao ZHAO, Yanfei WANG a Na TANG. Electrode materials for capacitive deionization: A review. *Journal of Electroanalytical Chemistry* [online]. 2020, **873**, 114416 [vid. 2024-03-29]. ISSN 1572-6657. Dostupné z: doi:10.1016/J.JELECHEM.2020.114416
- [47] SONG, Zhao, Yidi CHEN, Nanqi REN a Xiaoguang DUAN. Recent advances in the fixed-electrode capacitive deionization (CDI): Innovations in electrode materials and applications. *Environmental Functional Materials* [online]. 2023 [vid. 2024-03-29]. ISSN 2773-0581. Dostupné z: doi:10.1016/J.EFMAT.2023.11.001
- [48] XING, Wenle, Jie LIANG, Wangwang TANG, Di HE, Ming YAN, Xiangxi WANG, Yuan LUO, Ning TANG a Mei HUANG. Versatile applications of capacitive deionization (CDI)-based technologies. *Desalination* [online]. 2020, **482**, 114390 [vid. 2024-04-02]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2020.114390
- [49] BAO, Shenxu, Chunfu XIN, Yimin ZHANG, Bo CHEN, Wei DING a Yongpeng LUO. Application of Capacitive Deionization in Water Treatment and Energy Recovery: A Review. *Energies* 2023, Vol. 16, Page 1136 [online]. 2023, **16**(3), 1136 [vid. 2024-04-02]. ISSN 1996-1073. Dostupné z: doi:10.3390/EN16031136

- [50] JIANG, Yuxin, Linfeng JIN, Dun WEI, Sikpaam Issaka ALHASSAN, Haiying WANG a Liyuan CHAI. Energy Consumption in Capacitive Deionization for Desalination: A Review. *International journal of environmental research and public health* [online]. 2022, **19**(17). ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/IJERPH191710599
- [51] WANG, Li, J. E. DYKSTRA a Shihong LIN. Energy Efficiency of Capacitive Deionization. *Environmental Science and Technology* [online]. 2019, **53**(7), 3366–3378. ISSN 15205851. Dostupné z: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.8b04858>
- [52] VESPALEC, Jan. *Provoz a optimalizace kapacitní deionizační jednotky* [online]. Brno, 2021. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Dostupné z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/131383>
- [53] ŠVÁBOVÁ, Martina. *Využití metody kapacitní deionizace pro úpravu vody* [online]. Brno, 2021. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Dostupné z: https://primo.lib.vutbr.cz/permalink/f/1roshr/420BUT_DSpace11012/197449
- [54] ČSN ISO 9297 - Jakost vod. Stanovení chloridů. Argentometrické stanovení s chromanovým indikátorem (metoda podle Mohra). 1996.
- [55] ČSN EN ISO 9963-1 (757371) Jakost vod. Stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK). Část 1: Stanovení KNK4,5 a KNK8,3. 1996.
- [56] ČSN ISO 6059 (757384) Jakost vod. Stanovení sumy vápníku a hořčíku. Odměrná metoda s EDTA. 1996.
- [57] ČSN ISO 6058 (757416) Jakost vod. Stanovení vápníku. Odměrná metoda s EDTA. 1996.
- [58] Vyhláška č. 371/2023 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. 2023.
- [59] ZHAO, Ran. *Theory and operation of capacitive deionization systems*. 2013. ISBN 978-94-6173-639-0

8 ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK

CDI	Kapacitná deionizácia
ED	Elektrická dvojvrstva
MCDI	Membránová kapacitná deionizácia
FCDI	Prietoková elektróda v kapacitnej deionizácii
HCDI	Hybridná kapacitná deionizácia
i-CDI	Inverzná kapacitná deionizácia
RFD	Redoxná prietoková deionizácia
BD	Batériová deionizácia
RCD	Interkalačná deionizácia (Rocking chair desalination)
MOF	Metal – organic frameworks
2D materiály	Dvojrozmerné materiály
KNK	Kyselinová neutralizačná kapacita
EDTA	Etyléndiamíntetraoctová kyselina

9 PRÍLOHY

Príloha A: Namerané koncentrácie znižovania iónov a vypočítané príslušné percentuálne hodnoty pre 3. cyklus

Čas (h:m)	pH	% znižovania	Vodivosť [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	% znižovania	Cl^- [mg/l]	% znižovania	Tvrdosť [mmol/l]	% znižovania
0:00	8,1		542		9,21		2,00	
0:20	7,8	4%	591	-9%	8,50	8%	1,83	9%
0:40	7,8	4%	574	-6%	7,80	15%	1,73	14%
1:00	7,7	5%	610	-13%	7,80	15%	1,70	15%
1:02	7,8	4%	607	-12%	8,01	13%	1,53	24%
1:10	7,8	4%	660	-22%	9,57	-4%	1,80	10%
1:20	7,8	4%	697	-29%	8,72	5%	1,95	3%
Ca ²⁺ [mmol/l]	% znižovania	Mg ²⁺ [mmol/l]	% znižovania	Alkalita [mmol/l]	% znižovania	NH ₄ ⁺ [mg/l]	% znižovania	
0:00	0,90		1,10		6,01		3,88	
0:20	0,88	3%	0,95	14%	5,37	11%	3,04	22%
0:40	0,80	11%	0,93	16%	5,09	15%	3,00	23%
1:00	0,78	14%	0,93	16%	5,16	14%	3,22	17%
1:02	0,75	17%	0,78	30%	5,16	14%	3,74	4%
1:10	0,83	8%	0,98	11%	5,94	1%	4,20	-8%
1:20	0,93	-3%	1,03	7%	5,87	2%	4,10	-6%

Príloha B: Namerané koncentrácie znižovania iónov a vypočítané príslušné percentuálne hodnoty pre 4. cyklus

Čas (h:m)	pH	% znižovania	Vodivosť [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	% znižovania	Cl^- [mg/l]	% znižovania	Tvrdosť [mmol/l]	% znižovania
0:00	8,1		587		8,22		1,88	
0:20	8,1	0%	640	-9%	8,43	-3%	1,83	3%
0:30	8,1	0%	606	-3%	8,50	-3%	1,83	3%
0:40	8,0	1%	586	0%	8,43	-3%	1,73	8%
0:50	7,9	2%	636	-8%	8,36	-2%	1,75	7%
1:00	7,9	2%	638	-9%	8,22	0%	1,70	9%
1:02	7,9	2%	655	-12%	8,29	-1%	1,63	13%
1:10	7,9	2%	672	-14%	8,50	-3%	1,83	3%
1:20	8,0	1%	666	-13%	8,58	-4%	1,85	1%
1:30	8,0	1%	671	-14%	8,15	1%	1,88	0%
Ca ²⁺ [mmol/l]	% znižovania	Mg ²⁺ [mmol/l]	% znižovania	Alkalita [mmol/l]	% znižovania	NH ₄ ⁺ [mg/l]	% znižovania	
0:00	0,88		1,00		5,66		3,88	
0:20	0,85	3%	0,98	2%	5,37	5%	3,32	14%
0:30	0,83	6%	1,00	0%	5,30	6%	3,38	13%
0:40	0,83	6%	0,90	10%	4,60	19%	3,40	12%
0:50	0,80	9%	0,95	5%	4,60	19%	3,36	13%
1:00	0,75	14%	0,95	5%	4,74	16%	3,44	11%
1:02	0,78	11%	0,85	15%	4,95	13%	3,50	10%
1:10	0,80	9%	1,03	-3%	4,24	25%	3,92	-1%
1:20	0,85	3%	1,00	0%	5,37	5%	3,72	4%
1:30	0,88	0%	1,00	0%	5,30	6%	3,92	-1%

Príloha C: Namerané koncentrácie znižovania iónov a vypočítané príslušné percentuálne hodnoty pre 5. cyklus

Čas (h:m)	pH	% znižovania	Vodivosť [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	% znižovania	Cl^- [mg/l]	% znižovania	Tvrdosť [mmol/l]	% znižovania
0:00	7,9		667		8,22		1,88	
0:10	7,9	0%	613	8%	8,08	2%	1,80	4%
0:20	8,0	-1%	627	6%	8,01	3%	1,80	4%
0:30	8,0	-1%	640	4%	7,87	4%	1,80	4%
0:40	8,0	-1%	600	10%	7,80	5%	1,78	5%
0:50	8,0	-1%	597	10%	7,72	6%	1,73	8%
1:00	8,0	-1%	598	10%	7,72	6%	1,70	9%
1:02	8,0	-1%	628	6%	7,44	9%	1,58	16%
1:10	8,0	-1%	657	1%	8,86	-8%	1,80	4%
1:20	8,0	-1%	652	2%	8,43	-3%	1,80	4%
	Ca^{2+} [mmol/l]	% znižovania	Mg^{2+} [mmol/l]	% znižovania	Alkalita [mmol/l]	% znižovania	NH_4^+ [mg/l]	% znižovania
0:00	0,83		1,05		5,30		4,08	
0:10	0,80	3%	1,00	5%	5,16	3%	3,36	18%
0:20	0,80	3%	1,00	5%	5,02	5%	3,20	22%
0:30	0,78	6%	1,03	2%	5,02	5%	3,30	19%
0:40	0,78	6%	1,00	5%	5,02	5%	3,46	15%
0:50	0,78	6%	0,95	10%	4,88	8%	3,46	15%
1:00	0,73	12%	0,98	7%	4,88	8%	3,46	15%
1:02	0,73	12%	0,85	19%	4,67	12%	3,74	8%
1:10	0,80	3%	1,00	5%	5,09	4%	4,16	-2%
1:20	0,80	3%	1,00	5%	5,02	5%	4,44	-9%