

Akční plán pro digitální a zelenou transformaci

Rozvoj membránových technologií v oblasti čištění a recyklace vody

Červen 2026

Dokument Akční plán byl zpracován v rámci projektu
Membrány v digitální a zelené transformaci průmyslu
MEMGREENTRANS (CZ.01.01.01/07/23_010/0001224)



Spolufinancováno
Evropskou unií



© Česká membránová platforma, z.s.

Česká Lípa 2026

ISBN 978-80-909640-3-7

ISBN 978-80-909640-3-7



9 788090 964037

Kolektiv autorů:

prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc. – vedoucí expertního týmu

Ing. Mgr. Lukáš Dvořák, Ph.D.

Ing. Jaromír Fiala, Ph.D.

Ing. Petr Křížánek, Ph.D.

doc. Ing. Jaroslav Raclavský, Ph.D.

Ing. Marek Šír, Ph.D.

(Ing. Lenka Belháčová, Ph.D.)

(Ing. Jaroslav Lev, Ph.D.)

(Ing. Miroslav Strnad, MBA)



TECHNICKÁ
UNIVERZITA
V LIBERCI



Obsah

Souhrn	9
1 Úvod	10
2 Cíle (zaměření) projektu.....	10
2.1 Současná situace a strategické cíle v oblasti využití membránových technologií v ČR a EU	12
2.2 Podpora využití membránových technologií v rámci Best Available Techniques (BAT)	13
2.2.1 BAT v kontextu evropské a české legislativy	14
2.2.2 Referenční dokumenty o BAT (BREFs)	14
2.2.3 Membránové technologie v BREF dokumentech.....	15
2.2.4 Legislativa – nové klíčové předpisy EU	16
2.3 Rámec pro digitální a zelenou transformaci	18
2.3.1 Možnosti digitální a zelené transformace průmyslu s využitím membránových technologií..	19
2.3.2 AI jako akcelerátor digitální a zelené transformace.....	21
2.3.3 Trendy 2023–2026 v oblasti membránových technologií.....	22
2.3.4 Financování rozvoje membránových technologií v období 2021–2027	24
2.4 Literatura.....	25
3 Odpadní vody	27
3.1 Popis (rozdělení) odpadních vod.....	27
3.1.1 Druhy odpadních vod	27
3.1.2 Nakládání s odpadními vodami	28
3.2 Legislativa týkající se odpadních vod.....	29
3.2.1 Nařízení č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.....	29
3.3 Přípustné hodnoty znečištění odpadních vod	36
3.4 Speciální složky v odpadních vodách.....	37
3.5 Literatura	37
4 Chemické výroby v různých průmyslových oblastech	39
4.1 Popis stávajícího stavu	39
4.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění a podle specifického zdroje).....	39
4.2.1 Energetika.....	40
4.2.2 Chemický průmysl	42
4.2.3 Rafinerie	42
4.2.4 Stavebnictví	43
4.2.5 Metalurgie	44
4.2.6 Textilní a kožedělný průmysl	45

4.2.7 Silikátový průmysl (sklářství, keramický a cementářský průmysl)	46
4.2.8 Elektrotechnický průmysl	48
4.2.9 Strojírenství	49
4.2.10 Dřevozpracující průmysl	50
4.2.11 Těžbařský průmysl	51
4.2.12 Výroba plastů a pryže	51
4.2.13 Agroprůmysl	52
4.2.14 Využití odpadního tepla z průmyslu a membránové technologie	52
4.2.14.1 Zdroje odpadního tepla v průmyslu	52
4.2.14.2 Využití odpadního tepla z průmyslu v kontextu evropské a české legislativy.....	53
4.2.14.3 Aktéři z veřejné sféry ČR pro odvětví využití odpadního tepla z průmyslu.....	55
4.2.14.4 Využití odpadního tepla pomocí membránových technologií	55
4.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod	56
4.3.1 Odpadní vody obsahující těžké a přechodné kovy	56
4.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod	61
4.4.1 Průlomové technologie a membránové separační procesy	61
4.4.1.1 Integrace membránových a dalších průlomových technologií	61
4.4.1.2 Průlomové technologie v kontextu evropské a české legislativy	62
4.4.1.3 Aktéři z veřejné sféry ČR pro odvětví průlomových technologií	64
4.4.2 Kritické suroviny (CRM) a membránové technologie.....	65
4.4.2.1 Význam membránových technologií pro zajištění CRM.....	67
4.4.3 Elektrochemická syntéza močoviny	67
4.4.4 Syntéza močoviny mechanismem C-N vazby	70
4.4.5 Gravitační membránová filtrace OV ve stavebnictví.....	74
4.5 Souhrn (výsledky analýzy bariér v dané oblasti)	76
4.5.1 Implementační doporučení (2026–2030).....	78
4.6 Literatura	79
5. Potravinářství, farmacie a zdravotnictví.....	86
5.1 Popis stávajícího stavu	86
5.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění..... a podle specifického zdroje).....	87
5.2.1 Potravinářství	89
5.2.1.1 Pivovarnictví	91
5.2.1.2 Mlékárenství.....	91
5.2.1.3 Cukrovarnický průmysl.....	97
5.2.1.4 Škrobárenský průmysl	98
5.2.1.5 Zpracování masa.....	106

5.2.1.6 Zpracování ovoce a zeleniny	108
5.2.1.7 Výroba tuků a olejů	111
5.2.1.8 Výroba vína, lihu a droždí.....	111
5.2.1.9 Pekařství (Droždářství).....	116
5.2.1.10 Zemědělství	118
5.2.2 Farmacie a zdravotnictví	119
5.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod	124
5.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod	129
5.4.1 Elektrochemické membránové technologie (EMT).....	130
5.4.1.1 Elektrolýza.....	131
5.4.1.2 Elektroosmóza	131
5.4.1.3 Elektroforéza a elektromigrace.....	132
5.4.1.4 Elektrosorpce.....	132
5.4.1.5 Elektrochemická oxidace/redukce	132
5.4.1.6 Elektro-Fentonova reakce.....	136
5.4.1.7 Mikrobiální metabolismy	137
5.4.1.8 Bipolární elektrodialýza k úpravě pH odpadních vod.....	138
5.4.1.9 Elektricky asistovaná membránová filtrace (EAMF).....	141
5.4.1.10 Elektrotermální membránové procesy	142
5.4.1.11 Elektrochemické technologie v kombinaci s membránovými procesy.....	148
5.4.2 Regenerace louhů z procesů CIP.....	156
5.4.3 Regenerace mycích roztoků a úprava vody v pivovarnictví.....	157
5.4.4 Aplikace membránových separačních procesů při získávání fosforu	158
5.5 Souhrn (výsledky analýzy bariér v dané oblasti)	162
5.5.1 Implementační doporučení (2026–2030).....	164
5.6 Literatura	165
6. Voda ve městech	187
6.1 Popis stávajícího stavu	187
6.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění a podle specifického zdroje)	188
6.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod	189
6.3.1 Využití recyklované odpadní vody.....	192
6.3.1.1 Zavlažování v zemědělství	192
6.3.1.2 Minimální požadavky na recyklovanou odpadní vodu určenou pro zavlažování v zemědělství.....	192
6.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod	193
6.4.1 Techniky získávání minerálů.....	195

6.4.2 Odstraňování mikropolutantů.....	196
6.4.2.1 Fentonova reakce a heterogenní katalýza	197
6.4.2.2. Biologické a biofilmové metody.....	198
6.4.2.3 Adsorpční procesy.....	200
6.4.3 Implementace technologií pro odstraňování mikropolutantů.....	201
6.5.1 Implementační doporučení (2026–2030).....	204
6.6 Literatura.....	205
7. Závěr (zhodnocení získaných poznatků a směrů vývoje)	210
7.1 Možné bariéry bránící zavádění digitálních a zelených technologií v oblasti membránových separačních procesů (zejména pro malé a střední podniky)	210
7.1.1 Bariéry implementace	213
7.1.2 Vazba na praxi: návrh konkrétních projektů a implementační roadmapy.....	214
7.1.3 Segmentace implementace podle aktérů	216
7.2 Střednědobý (do roku 2030) a dlouhodobý (do roku 2045) výhled využívání membránových technologií	217
7.2.1 Doporučení pro ČR / CZEMP.....	219
7.2.2 KPI a metriky pro hodnocení implementace.....	220
7.2.3 Aktualizovaný časový horizont implementace.....	221
7.3 Literatura.....	222
8 Akční plán implementace (2026–2030)	223
8.1 Účel a principy akčního plánu	223
8.2 Strategické cíle (2026–2030).....	223
8.3 Klíčové akční oblasti	223
8.4 Akční roadmapa a klíčová opatření.....	224
8.5 Implementační struktura.....	225
8.6 Monitoring a evaluace.....	225
8.7 Literatura.....	225
9. Vysvětlivky a zkratky.....	227
Přílohy	229

Souhrn

Akční plán pro digitální a zelenou transformaci v oblasti rozvoje membránových technologií pro čištění a recyklaci vody představuje důležitý strategický dokument pro podporu zavádění pokročilých technologií do průmyslové a komunální praxe. Dosavadní analytická část dokumentu poskytuje velmi dobrý technologický a sektorový přehled, avšak pro aktualizaci k roku 2026 je nezbytné posílit jeho implementační charakter.

Aktualizace dokumentu proto vychází ze 4 hlavních priorit. První prioritou je doplnění nového evropského legislativního rámce, zejména revidované směrnice o městských odpadních vodách, která od 1. ledna 2025 zavádí přísnější požadavky na čištění, nové standardy pro mikropolutanty, systematický monitoring PFAS a mikroplastů a posiluje princip „polluter pays“, kdy mají farmaceutický a kosmetický sektor nést nejméně 80 % nákladů na odstraňování mikropolutantů. Druhou prioritou je doplnění technologických trendů let 2023–2026, zejména AI-driven process control, digital twins, hybridních systémů, PFAS removal technologií a ML pro predikci foulingu. Třetí prioritou je doplnění vazby na financování prostřednictvím OP TAK, Horizon Europe, Innovation Fund, Modernizačního fondu a programu LIFE. Čtvrtou prioritou je zavedení KPI a monitoringu, aby bylo možné vyhodnocovat přínosy realizovaných opatření.

Navržený update proto předpokládá, že dokument bude rozšířen o výslovně implementační části: Executive summary, segmentaci podle aktérů, aktualizovaný časový horizont, case studies a sektorově orientovaná implementační doporučení. Tím bude možné převést strategické cíle do měřitelných a organizačně uchopitelných kroků v podmínkách České republiky.

1 Úvod

Vodní zdroje představují zásadní předpoklad pro jakoukoliv činnost, a to nejenom z hlediska jejich dostupnosti, ale i jejich kvality. Růst populace společně s postupující urbanizací zvyšují počty uživatelů vodních zdrojů, čímž je činí nedostatkovými a stále více znečištěnými. V mnoha oblastech hrozí, že změny ve srážkových poměrech budou tyto vlivy dále zhoršovat. Nedostupnost vody, ať již způsobená fyzickým nedostatkem, nebo jejím znečištěním, se stala jedním z nejnaléhavějších globálních problémů, představující lidskou, hospodářskou a environmentální nejistotu. Odpadní vody, jejichž hodnota byla až donedávna podceňována, se nyní dostávají stále více do popředí jako potenciální „nový“ zdroj pitné vody i čisté vody pro další účely, a to s odpovídajícími přínosy v oblasti sociální, hospodářské i ochrany životního prostředí.

2 Cíle (zaměření) projektu

Náplň projektu a jeho cíle jsou jasně definovány ve výzvě. Cílem Výzvy je podpora aktivit, které pomohou podpořit rozvoj inovačních sítí—technologických platform—jako nástroje pro zvýšení intenzity společných výzkumných, vývojových a inovačních aktivit mezi podnikatelskými subjekty a výzkumnou sférou. Výzva má za cíl přispět k urychlení digitální a zelené transformace a zavádění pokročilých technologií v podnicích. Posilování vzájemných vazeb na regionální, nadregionální i mezinárodní úrovni povede k rozvoji ekonomiky založené na znalostech a inovacích a naplňování konceptu inteligentní specializace.

CZEMP si za podstatné cíle předkládaného projektu stanovila tyto oblasti:

- 1) Podpora spolupráce mezi výzkumnými organizacemi (vysokými školami a pracovišti Akademie věd ČR) a podnikatelskými subjekty, členy i nečleny CZEMP. Základnou pro výměnu zkušeností a poznatků nadále zůstanou konference a workshopy pořádané CZEMP. Během období realizace předkládaného projektu proběhnou národní konference MEMPUR 2023 a 2025, mezinárodní konference MELPRO 2024, workshopy studentských prací každý rok a workshop MEMPROPO, který se bude konat rovněž každoročně v letech 2023 až 2025.
- 2) Příprava Akčního plánu. Příprava je povinnou náplní projektu a vychází ze všech strategických dokumentů CZEMP, a to SVA, IAP a CM. K vytvoření Akčního plánu (AP) vznikne expertní tým, který bude součástí realizačního týmu projektu MEMGREENTRANS. Akční plán identifikuje bariéry, které brání rychlejšímu a širšímu zavádění digitálních a zelených technologií a procesů v daném odvětví. Dále AP popisuje bariéry zejména z oblasti regulatorního prostředí, výzkumu, vývoje a technologií, podpůrné inovační infrastruktury, chybějících dovedností a investičních příležitostí. AP bude obsahovat konkrétní záměry a cíle ve stanoveném časovém harmonogramu. Cílem AP tak bude mimo jiné navrhnout, jak budou výše uvedené bariéry překonávány. Základní ideou zůstává zlepšení spolupráce mezi výzkumem a praxí, tj. výzkum se jednoznačně musí přizpůsobit podmínkám praxe, popřípadě spolupracovat na zlepšení implementace VaV do průmyslových aplikací.
- 3) V rámci zelené a digitální transformace je zásadním cílem rozvinutí aplikace technologií na úpravu a recyklaci odpadních vod. V tomto ohledu se může CZEMP opřít o zkušenosti a náměty Ústavu vodního hospodářství obcí (Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně) v oblasti zpracování komunálních odpadních vod a zkušeností velkých technologických celků – rafinerií – v oblasti čištění a recyklace odpadních vod v průmyslových měřítcích. Zde předpokládáme využití znalostí člena CZEMP, tj. společnosti ORLEN-UNICRE. Membránové technologie mohou být integrovány do digitálních řešení, která umožňují sledování a řízení procesů v reálném čase. Například membránové technologie v kombinaci se senzory mohou být použity k monitorování kvality vody v reálném čase. Celkově lze konstatovat, že membránové

technologie jsou důležitým nástrojem v zelené a digitální transformaci a pomáhají nám přecházet k udržitelnému a efektivnějšímu využívání zdrojů.

Opětovné použití vody již není volbou, je to nezbytnost. Odpadní vody jsou považovány za jeden ze stabilních a významných zdrojů alternativní vody. Omezení vodních zdrojů a kolísání a změny klimatu, nerovnoměrné rozložení vody, udržitelnost populace v daných krajích, znečištění povrchových i podzemních vod a dosažení stadia vodního stresu i na území ČR tlačí na vodohospodáře a projektanty k využívání nekonvenčních zdrojů vody k udržitelnému rozvoji na území ČR. Využití odpadních vod jako kvantitativního spolehlivého zdroje vody v různých odvětvích, včetně zemědělství a průmyslu, je proto věnována značná pozornost. V souladu s optimálním hospodařením s vodními zdroji a dosažením žádoucího stavu a zajištěním potřeb vody v budoucnu, opatřeními, jako je řízení poptávky a zvyšování společenského povědomí, řízení nabídky, upřednostňování spotřeby, využívání vrácené vody, zvyšování produktivity vody se dostává do popředí zájmu. Jedním z důležitých řešení v této oblasti je recyklace a opětovné využití odpadních vod, které by vedli ke snížení spotřeby povrchových a podzemních vod. Použití vyčištěné odpadní vody má mnoho výhod, včetně vyšší dostupnosti vody, udržitelného využívání vodních zdrojů, snížení spotřeby energie, snížení zátěže živinami OV a zvýšení produkce. Podporuje také ochranu životního prostředí a posiluje zaměstnanost a místní ekonomiku.

Obnovou zdrojů se rozumí získávání materiálů z odpadu. Celkovým cílem využití zdrojů je vytvořit další využití zdrojů (zejména odpadů) a získat z těchto zdrojů větší hodnotu tím, že se oddálí konečné vypouštění. Tento cíl je v úzkém souladu s cílem oběhového hospodářství. Oběhové hospodářství znamená získat ze zdrojů co největší hodnotu tím, že je udržíme na nejvyšší užitečnosti. Přechod od lineární ekonomiky k ekonomice, která zohledňuje odpad v řešení, zajišťuje, že produkty zůstanou v provozu a přispějí k regeneraci ekosystému. Oběhové hospodářství je cestou k realizaci udržitelnějšího modelu rozvoje. Využití zdrojů představuje přístup, jak prodloužit životní cyklus materiálů a přeměnit tzv. odpadní toky na užitečné produkty; Tento proces vytváření hodnoty z toků odpadů snižuje závislost na nových surovinách, poskytuje další zdroje příjmů z nově získané hodnoty a snižuje environmentální dopady. Opětovné využití vody není jediným cílem čištění odpadních vod. Toxické znečišťující látky jsou často odstraněny, aby se zabránilo poškození životního prostředí a recyklovaly se cenné součásti. Odpadní vody z průmyslových procesů, zemědělských procesů a komunálních činností obsahují všechny druhy znečišťujících látek. Těžké kovy, kyseliny, zásady, organická hmota a živiny jsou některé z kontaminantů přítomných v tocích odpadních vod. Se správnými technologiemi tyto kontaminanty lze získat zpět a přeměnit je na cenné vstupy pro další procesy. Alternativně může mít proces obnovy zdrojů z odpadních toků další žádoucí důsledky. Například získávání živin z odpadních vod nejen získává suroviny pro proces, ale také snižuje spotřebu elektrické energie v procesech výroby hnojiv.

Dokument by rád poukázal na různé aspekty plánování, implementace a fungování přístupů k opětovnému využívání vody a zmiňuje výzvy implementace koncepcí opětovného využívání vody v důsledku různých plánovacích systémů a předpisů, které existují po celém světě. Proto budou zmíněny různé aplikace pro opětovné využití vody a představeny koncepce plánování. Cílem je ukázat obrovskou rozmanitost různých řešení opětovného využití vody. Vzhledem k tomu, že normy kvality vody jsou závazné pro všechny přístupy k opětovnému využívání vody, dokument poskytuje přehled předpisů pro opětovné využívání vody a také současný stav v oblasti čištění odpadních vod pro opětovné použití vody. Téma doplňují příklady osvědčených postupů, které ukazují různé možnosti, které již existují, pokud jde o implementaci. Jedním z cílů této perspektivy je ukázat, že navzdory mnoha úspěšně

zavedeným přístupům k opětovnému využívání vody není přenositelnost vždy možná i kvůli odlišným právním požadavkům, a proto stále existuje dost zásadních překážek a opatření k realizaci opětovného využívání vody. Mnoho průmyslových odvětví s nejvyšším podílem využití vody je také odpovědných za obrovské emise uhlíku. Naštěstí nový výzkum ukazuje, že oba tyto problémy lze řešit najednou.

2.1 Současná situace a strategické cíle v oblasti využití membránových technologií v ČR a EU

Česká republika se aktivně podílí na realizaci cílů udržitelného rozvoje a energetické účinnosti, které jsou zakotveny v širších evropských strategiích. V rámci této snahy hrají membránové separační procesy klíčovou roli v několika oblastech, které jsou pro Českou republiku strategicky důležité. Strategický cíl ČR v oblasti využívání membránových separačních procesů se soustředí na zajištění udržitelného využívání vodních zdrojů, zvýšení energetické účinnosti, podporu průmyslových inovací a konkurenceschopnosti, a integraci těchto technologií do cirkulární ekonomiky. Evropská unie (EU) stanovila ambiciózní cíle pro využití membránových technologií, které se zaměřují na podporu udržitelnosti, zlepšení energetické účinnosti a posílení cirkulární ekonomiky. Tyto cíle jsou součástí širšího rámce legislativních a politických iniciativ, které EU přijala v posledních letech. V následujícím textu jsou uvedeny hlavní strategické cíle a legislativní rámec, které definují využití membránových technologií v ČR a EU:

- **Zajištění udržitelného nakládání s vodními zdroji:** strategický cíl zahrnuje rozšíření implementace membránových technologií v oblasti úpravy pitné vody, čištění odpadních vod a recyklace procesních vod v průmyslu. Tím by mělo dojít ke zvýšení efektivity využívání vodních zdrojů a snížení ekologické stopy v rámci průmyslových a městských oblastí. Důraz je kladen na snížení znečištění vodních toků a na zajištění dlouhodobé dostupnosti kvalitní vody pro všechny sektory. V rámci vodního hospodářství EU podporuje implementaci membránových technologií pro zajištění vysoké kvality pitné vody a účinné čištění průmyslových odpadních vod.
- **Zvýšení energetické účinnosti a snižování emisí:** zvýšení energetické účinnosti je jedním z hlavních cílů energetické politiky České republiky. Membránové technologie, které mohou být méně energeticky náročné než tradiční separační metody, představují významný nástroj pro dosažení tohoto cíle. Strategický cíl zahrnuje podporu nasazení energeticky úsporných membránových procesů v různých odvětvích, včetně chemického průmyslu, potravinářství a energetiky. Tyto technologie by měly přispět ke snižování spotřeby energie, a tím i k redukci emisí skleníkových plynů, což je v souladu s národními závazky v oblasti klimatu a energetiky.
- **Podpora průmyslové inovace a konkurenceschopnosti:** Česká republika si klade za cíl zvýšit svou průmyslovou konkurenceschopnost prostřednictvím podpory inovací a zavádění pokročilých technologií. Membránové separační procesy, které umožňují efektivní využití surovin a recyklaci materiálů, jsou klíčové pro modernizaci průmyslu a pro přechod na udržitelnější výrobní postupy. Strategický cíl ČR zahrnuje podporu výzkumu, vývoje a implementace membránových technologií v průmyslu. To zahrnuje finanční podporu pro inovační projekty, které integrují membránové technologie do výrobních procesů, a vytváření příznivého regulačního rámce, který usnadní jejich zavádění. Tento cíl je v souladu s Národní inovační strategií ČR a s dlouhodobým záměrem posílit technologické kapacity českého průmyslu. EU prostřednictvím programů jako Horizon Europe investuje do výzkumu a vývoje nových membránových

technologií. Cílem je zlepšit jejich efektivitu a rozšířit aplikační možnosti, zejména v nově se rozvíjejících průmyslových odvětvích.

- **Integrace membránových technologií do cirkulární ekonomiky:** cirkulární ekonomika je jedním z pilířů udržitelného rozvoje v České republice. Membránové separační procesy umožňují efektivní recyklaci vody a dalších materiálů, což přispívá k minimalizaci odpadu a k opětovnému využití surovin. Strategický cíl ČR zahrnuje rozšíření využití membránových technologií v průmyslových procesech, které podporují recyklaci a opětovné využití odpadních proudů. Tím se podporuje uzavírání materiálových cyklů a snižuje se závislost na primárních surovinách. Tato integrace je důležitá pro dosažení cílů udržitelného rozvoje a pro zajištění dlouhodobé ekonomické a environmentální udržitelnosti.
- **Podpora vzdělávání a rozvoj lidských zdrojů:** úspěšná implementace membránových technologií vyžaduje kvalifikovanou pracovní sílu s odbornými znalostmi v oblasti chemického inženýrství, environmentálních věd a průmyslových technologií. Česká republika si klade za cíl rozvíjet vzdělávací programy a odborné školení, které by připravily pracovníky na práci s těmito technologiemi. To zahrnuje spolupráci mezi univerzitami, výzkumnými institucemi a průmyslem na přípravě vzdělávacích programů, které reflektují potřeby moderního průmyslu a přispívají k rozvoji lidských zdrojů v oblasti udržitelných technologií.
- **Ochrana životního prostředí:** jedním z dlouhodobých cílů ČR a EU je minimalizovat environmentální dopady průmyslových aktivit. Membránové technologie umožňují snížení spotřeby chemikálií a energie při současném zvýšení efektivity výrobních procesů. To přispívá k ochraně životního prostředí a ke splnění závazků EU v oblasti udržitelného rozvoje.

2.2 Podpora využití membránových technologií v rámci Best Available Techniques (BAT)

Pro dosažení strategických cílů udržitelného rozvoje byly vytvořeny dokumenty definující technologie, které by měly být využívány v jednotlivých průmyslových odvětvích – tzv. nejlepší dostupné technologie (Best Available Techniques–BAT). Membránové technologie představují klíčový nástroj v oblasti environmentálního managementu a průmyslových procesů, zejména v kontextu implementace principů BAT. BAT jsou techniky, které jsou nejúčinnější a nejpokročilejší pro dosažení vysoké úrovně ochrany životního prostředí v rámci daného průmyslového sektoru. Tyto techniky jsou definovány jak na úrovni Evropské unie, tak i jednotlivých členských států, včetně České republiky. Membránové technologie, jako jsou ultrafiltrace, nanofiltrace, reverzní osmóza a membránová destilace, jsou považovány za pokročilé separační metody s vysokým potenciálem pro ochranu životního prostředí. Tyto technologie jsou široce uznávány jako BAT v různých průmyslových odvětvích, včetně chemického, farmaceutického, potravinářského a energetického průmyslu.

V kontextu BAT, membránové technologie přispívají zejména v následujících oblastech:

- **Redukce emisí a odpadů:** membránové technologie umožňují účinnou separaci znečišťujících látek z procesních a odpadních vod, což vede k významnému snížení emisí do vody a ovzduší. To je v souladu s požadavky na snižování environmentálních dopadů průmyslových činností.

- **Zvyšování energetické účinnosti:** v porovnání s tradičními metodami, jako je destilace, jsou membránové technologie často energeticky efektivnější. To přispívá ke splnění cílů EU v oblasti energetické účinnosti, které jsou rovněž součástí požadavků BAT.
- **Podpora cirkulární ekonomiky:** membránové technologie hrají klíčovou roli v recyklaci vody a dalších surovin v průmyslových procesech, což je v souladu s principy cirkulární ekonomiky a je uznávané v rámci BAT.

2.2.1 BAT v kontextu evropské a české legislativy

Směrnice o průmyslových emisích (2010/75/EU)

Tato směrnice je klíčovým legislativním nástrojem, který zavádí koncept BAT v rámci Evropské unie. Směrnice požaduje, aby průmyslové podniky využívaly techniky, které odpovídají BAT, aby tak minimalizovaly svůj dopad na životní prostředí.

Referenční dokumenty o BAT (BREFs):

Evropská komise vydává referenční dokumenty, které popisují BAT pro různé průmyslové sektory. Tyto dokumenty obsahují podrobné informace o technologiích, včetně membránových procesů, a jsou základem pro stanovení emisních limitů a dalších regulačních požadavků.

Zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění (IPPC):

Tento zákon implementuje směrnici o průmyslových emisích (2010/75/EU) do českého právního řádu a vyžaduje, aby provozovatelé průmyslových zařízení používali BAT pro minimalizaci environmentálních dopadů.

2.2.2 Referenční dokumenty o BAT (BREFs)

Referenční dokumenty o nejlepších dostupných technikách (Best Available Techniques, BAT), známé jako BREFs (Best Available Techniques Reference Documents), jsou klíčové dokumenty vypracováváné Evropskou komisí v rámci Směrnice o průmyslových emisích (2010/75/EU). BREFs poskytují podrobné informace o BAT pro různé průmyslové sektory a slouží jako základ pro stanovení emisních limitů a dalších regulačních požadavků pro průmyslové činnosti v celé Evropské unii.

Každý BREF dokument obsahuje následující hlavní části:

- **Úvod a rozsah dokumentu:** tento úvodní oddíl popisuje průmyslový sektor, na který se BREF zaměřuje, a zahrnuje přehled technologií a procesů relevantních pro daný sektor.
- **Technologie a procesy:** tento oddíl poskytuje podrobný popis technologií a procesů používaných v daném průmyslovém sektoru, včetně výrobních postupů, způsobů zpracování materiálů a dalších technických aspektů.
- **Environmentální aspekty:** zde jsou popsány hlavní environmentální problémy spojené s daným průmyslovým sektorem, včetně emisí do vody, ovzduší a půdy, a dalších potenciálních dopadů na životní prostředí.
- **Příklady BAT:** tento klíčový oddíl obsahuje seznam konkrétních technik, které jsou považovány za nejlepší dostupné techniky (BAT) pro dosažení vysoké úrovně ochrany životního prostředí v daném sektoru. Tento seznam zahrnuje technické popisy, informace o efektivitě, nákladech a dopadech na životní prostředí.
- **Závěry o BAT:** tento oddíl obsahuje konkrétní doporučení pro implementaci BAT, včetně doporučených emisních limitů, postupů pro monitorování a dalších regulačních opatření.

2.2.3 Membránové technologie v BREF dokumentech

Membránové technologie jsou zahrnuty v několika BREF dokumentech, zejména v těch, které se zabývají průmyslovými odvětvími s významným využitím separačních procesů. Níže jsou uvedeny některé z BREF dokumentů, jichž jsou membránové technologie součástí:

BREF pro chemický průmysl: membránové technologie jsou zde popsány jako BAT pro separaci a čištění různých chemických látek a procesních proudů. Například reverzní osmóza, nanofiltrace a ultrafiltrace jsou uváděny jako účinné metody pro separaci kontaminantů z procesních roztoků.

BREF pro zpracování potravin, mléka a nápojů: membránové technologie jsou považovány za BAT pro zpracování mléčných produktů, šťáv a jiných potravinářských výrobků. Reverzní osmóza a ultrafiltrace jsou uváděny jako klíčové techniky pro koncentraci a čištění produktů, stejně jako pro úpravu odpadních vod.

BREF pro zpracování kovů membránové technologie jsou zahrnuty v souvislosti s odstraňováním kovových iontů z procesních vod a odpadních vod. Tyto technologie jsou klíčové pro snižování znečištění a pro recyklaci vody v metalurgických procesech.

BREF pro výrobu papíru a celulózy membránové technologie jsou zde uvedeny jako BAT pro recyklaci vody a snížení spotřeby chemikálií v papírenském průmyslu. Membránové procesy jsou používány pro zpracování odpadních vod a pro opětovné využití vody v uzavřených okruzích.

BREF pro úpravu pitné vody a čištění odpadních vod: v tomto dokumentu jsou membránové technologie uváděny jako nejlepší dostupné techniky pro úpravu pitné vody, odstraňování mikroplastů, farmaceutik a dalších znečišťujících látek z odpadních vod. Reverzní osmóza, nanofiltrace a ultrafiltrace jsou uvedeny jako klíčové metody pro dosažení vysoké kvality vyčištěné vody.

BREF pro odsolování mořské vody: membránové technologie, zejména reverzní osmóza, jsou zde popisovány jako BAT pro odsolování mořské vody za účelem získání pitné vody. Tento proces je klíčový pro oblasti s nedostatkem sladké vody a je považován za jednu z nejučinnějších technologií pro tento účel.

Membránové technologie jsou široce uznávány jako součást nejlepších dostupných technik (BAT) v mnoha průmyslových sektorech, a to jak v Evropské unii, tak i v České republice. Jsou zahrnuty v několika BREF dokumentech, kde jsou popsány jako klíčové metody pro snížení environmentálních dopadů, zvýšení energetické účinnosti a podporu cirkulární ekonomiky. Tyto technologie hrají významnou roli při snižování znečištění a optimalizaci průmyslových procesů, což je zásadní pro dosažení cílů udržitelného rozvoje a ochrany životního prostředí.

Význam pro MEMGREENTRANS: BREF dokumenty představují klíčový evropský rámec pro průmyslové environmentální standardy a zavádění nejlepších dostupných technik. Pro CZEMP jsou důležité jako zdroj příležitostí pro uplatnění membránových technologií v oblasti čištění vod, snižování emisí, materiálové recyklace, energetické účinnosti a modernizace průmyslu. Současně umožňují identifikovat budoucí regulační trendy, podporovat inovace a posilovat konkurenceschopnost českých firem a výzkumných organizací.

2.2.4 Legislativa – nové klíčové předpisy EU

Urban Wastewater Treatment Directive – UWWTD (recast) – směrnice (EU) 2024/3019

Nová přepracovaná směrnice stanoví pravidla pro odvádění, čištění a vypouštění městských odpadních vod a výslovně propojuje ochranu vod, zdraví, snižování emisí skleníkových plynů, lepší energetickou bilanci sektoru a principy oběhového hospodářství.

Z pohledu projektu je to jedna z nejdůležitějších nových legislativ, která přináší:

- povinné terciární čištění pro velké ČOV a postupně i pro další aglomerace v citlivých oblastech; u ČOV $\geq 150\,000$ EO má být plné splnění pro terciární čištění do roku 2039, u aglomerací $\geq 10\,000$ EO v citlivých oblastech postupně do roku 2045;
- povinné kvartérní (pokročilé) čištění kvůli mikropolutantům pro ČOV $\geq 150\,000$ EO: 20 % zařízení do roku 2033, 60 % do roku 2039 a 100 % do roku 2045;
- zaměření na mikropolutanty, zejména tam, kde vypouštění představuje riziko pro zdroje pitné vody, koupací vody, akvakulturu, jezera a vodní toky s nízkým ředěním;
- energetickou neutralitu sektoru ČOV: na národní úrovni má energie z obnovitelných zdrojů vyráběná provozovateli ČOV $\geq 10\,000$ EO dosáhnout alespoň 20 % spotřeby do roku 2030, 40 % do roku 2035, 70 % do roku 2040 a 100 % do roku 2045; současně jsou zavedeny pravidelné energetické audity.
- rozšířenou odpovědnost výrobců léčiv a kosmetiky, kteří mají nést alespoň 80 % plných nákladů na kvartérní čištění zaměřené na odstraňování mikropolutantů a na jejich monitoring. To je pro téma farmak v odpadních vodách zcela zásadní.

Význam pro MEMGREENTRANS: přímý dopad na technologie pro odstraňování farmak a dalších mikropolutantů, na energetickou optimalizaci ČOV, na využití odpadního tepla, bioplynu a na zavádění membránových a hybridních pokročilých čisticích stupňů.

Net-Zero Industry Act (NZIA) – nařízení (EU) 2024/1735

Nařízení vytváří rámec pro posílení evropské výrobní základny pro technologie s nulovými čistými emisemi. Cílem je, aby výrobní kapacita těchto technologií v EU do roku 2030 dosáhla alespoň 40 % ročních potřeb nasazení v Unii; současně NZIA podporuje zrychlené povolování a investiční jistotu pro strategické projekty.

Význam pro MEMGREENTRANS: dopad je spíše nepřímý, ale významný. NZIA podporuje domácí výrobu klíčových čistých technologií a může posilovat i zázemí pro komponenty a zařízení využitelné ve vodním hospodářství, zejména tam, kde projekty souvisejí s dekarbonizací, energetickou účinností, využitím obnovitelných zdrojů nebo CO₂ infrastrukturou. Pro sektor vody je relevantní hlavně jako rámec pro dekarbonizaci technologií a průmyslových dodavatelských řetězců.

Critical Raw Materials Act – nařízení (EU) 2024/1252

Nařízení zavádí rámec pro bezpečné a udržitelné zásobování kritickými surovinami v EU. Stanoví orientační cíle do roku 2030: nejméně 10 % roční spotřeby EU z těžby v EU, 40 % ze zpracování v EU a 25 % z recyklace v EU; současně omezuje nadměrnou závislost na jediné třetí zemi.

Význam pro MEMGREENTRANS: velmi relevantní pro získávání surovin z odpadních proudů, pro cirkularitu a pro technologie obnovy materiálů. Ve vodním hospodářství a membránových procesech je význam hlavně v tom, že podporuje projekty zaměřené na recovery cenných prvků a na omezení závislosti na primárních zdrojích. To je důležité i pro téma koncentrátů, kalů, solanek a sekundárních surovin z průmyslových a městských vod.

Ecodesign for Sustainable Products Regulation (ESPR) – nařízení (EU) 2024/1781

Nařízení zavádí nový rámec pro stanovování ekodesignových požadavků pro široké spektrum výrobků. Jeho cílem je podporovat udržitelnější výrobky, vyšší životnost, opravitelnost, recyklovatelnost a lepší informovanost v dodavatelském řetězci. Klíčovým prvkem je digitální produktový pas, který má zlepšit dostupnost dat o výrobku včetně relevantních environmentálních informací.

Význam pro MEMGREENTRANS: pro vodní a membránové technologie jde o důležitý horizontální rámec. Může postupně ovlivnit požadavky na konstrukci zařízení, materiálovou efektivitu, opravitelnost, sledovatelnost komponent a recyklovatelnost výrobků. Pro sektor membrán je to relevantní zejména z hlediska životního cyklu, datové transparentnosti a cirkularity výrobků.

Industrial Emissions Directive – revize 2024, směrnice (EU) 2024/1785

Revize směrnice o průmyslových emisích posiluje rámec integrované prevence a omezování znečištění. Aktualizovaná směrnice nově zdůrazňuje nejen prevenci emisí do ovzduší, vody a půdy, ale také zlepšování zdrojové účinnosti, podporu oběhového hospodářství a dekarbonizace. Povolení mají být nadále pevněji navázána na závěry o BAT; významně se posiluje i role environmentální výkonnosti, včetně vody.

Význam pro MEMGREENTRANS: pro průmyslové odpadní vody je to zásadní rámec. Revize posiluje tlak na:

- nižší emise do vody,
- vyšší účinnost využití vody a energie,
- větší důraz na water reuse a resource efficiency,
- technologické modernizace průmyslových zařízení podle BAT.

Pro membránové technologie to znamená posílení pozice tam, kde pomáhají plnit přísnější provozní a emisní požadavky, snižovat spotřebu vody, zvyšovat recyklaci procesních vod a podporovat cirkularitu.

Water Reuse Regulation – nařízení (EU) 2020/741, implementace v praxi

Nařízení stanoví minimální požadavky pro opětovné využití vody a jeho hlavním přímým předmětem je reclaimed water pro zemědělské zavlažování. Uplatňuje se od 26. června 2023 a Evropská komise vydala podpůrné pokyny pro jeho provádění.

V praktické implementaci je důležité zejména to, že:

- jde o rámec založený na kvalitě vyrobené recyklované vody, povolení a řízení rizik;
- rozsah nařízení je dnes přímo zaměřen na zemědělskou závlahu, nikoli obecně na všechny formy průmyslového reuse; sama Komise v hodnotícím rámci připouští, že do budoucna může být posuzováno rozšíření i na další využití včetně průmyslu;
- Komise podporuje členské státy prostřednictvím guidelines a implementační podpory; zároveň některé státy využily možnost regulační výjimky, takže praktické rozšíření reuse v EU je zatím nerovnoměrné.

Význam pro MEMGREENTRANS: velmi důležité pro část projektu zaměřenou na recyklaci vody, kvalitu permeátu, řízení rizik, monitoring a pro technologie umožňující bezpečné opětovné využití vody. Pro membránové procesy je to přímý aplikační rámec.

Mikropolutanty (farmaka):

Nejtvrdší a nejpřímější dopad má nová UWWTD recast. Zavádí kvartérní čištění pro velké ČOV a rozšířenou odpovědnost výrobců léčiv a kosmetiky, kteří mají financovat nejméně 80 % nákladů na odstraňování mikropolutantů a jejich monitoring.

Energetická neutralita ČOV:

UWWTD nově zavádí měřitelné cíle energetické neutrality pro ČOV $\geq 10\,000$ EO, s milníky 2030, 2035, 2040 a 2045, a povinné energetické audity.

Povinné pokročilé čištění:

V nové UWWTD je zakotveno povinné terciární i kvartérní čištění podle velikosti zařízení a citlivosti recipientu, s postupným náběhem do let 2033–2045.

2.3 Rámec pro digitální a zelenou transformaci

Digitální transformace průmyslu představuje integraci digitálních technologií do všech aspektů průmyslových procesů a výrobních řetězců. Tato transformace zahrnuje nasazení pokročilých technologií, jako jsou umělá inteligence (AI), internet věcí (IoT), big data, cloud computing, aditivní výroba (3D tisk), robotika, a autonomní systémy, s cílem zvýšit efektivitu, flexibilitu a konkurenceschopnost průmyslové výroby.

- **Umělá inteligence (AI):** nabízejí metodologii pro transformaci surových dat ze senzorů na prediktivní vhledy a autonomní rozhodnutí, díky schopnosti AI lze identifikovat skryté vzorce v multidimenzionálních datových sadách. V kontextu moderního chemického inženýrství se AI stává „nervovým systémem“ propojujícím návrh materiálů, simulaci procesů a reálný provoz.
- **Automatizace a robotika:** v rámci digitální transformace jsou manuální procesy automatizovány prostřednictvím pokročilých robotických systémů. Tyto systémy jsou schopny vykonávat složité úkoly s vysokou přesností a rychlostí, čímž zvyšují produktivitu a snižují riziko lidských chyb.
- **Průmyslový internet věcí (IIoT):** IIoT spojuje zařízení, stroje a senzory do rozsáhlých sítí, které umožňují sběr a analýzu dat v reálném čase. Tímto způsobem mohou firmy optimalizovat své výrobní procesy, zlepšovat prediktivní údržbu a minimalizovat prostoje.
- **Big Data a analytika:** díky digitální transformaci mají průmyslové podniky přístup k obrovskému množství dat generovaných v reálném čase. Pokročilá analytika umožňuje lepší rozhodování, optimalizaci výroby, řízení zásob a sledování kvality.
- **Virtuální a rozšířená realita (VR/AR):** tyto technologie jsou používány pro simulace, trénink pracovníků a vizualizace komplexních výrobních procesů, což zvyšuje efektivitu školení a zlepšuje design produktů.
- **Digitální dvojčata:** digitální dvojčata jsou virtuální repliky fyzických zařízení nebo výrobních linek, které umožňují simulace a optimalizaci výrobních procesů bez nutnosti zásahu do reálného prostředí. Tím lze dosáhnout vyšší efektivity a snížit náklady.

Zelená transformace průmyslu, známá také jako ekologická nebo environmentální transformace, se zaměřuje na změnu průmyslových procesů a výrobních praktik tak, aby byly udržitelnější, s nižšími dopady na životní prostředí a s menší spotřebou přírodních zdrojů. Cílem této transformace je dosažení ekologicky šetrné výroby, která přispívá k boji proti klimatickým změnám, redukci emisí skleníkových plynů, a ochraně ekosystémů.

- **Energetická účinnost:** zelená transformace klade důraz na zlepšení energetické účinnosti výrobních procesů. To zahrnuje optimalizaci spotřeby energie, využívání

obnovitelných zdrojů energie a implementaci technologií pro rekuperaci odpadního tepla.

- **Oběhové hospodářství:** tento koncept zahrnuje přechod od lineárního modelu „vyrábět, použít, vyhodit“ k oběhovému modelu, kde jsou materiály a produkty navrženy tak, aby byly recyklovatelné a opakovaně použitelné. Zelená transformace podporuje využívání recyklovaných materiálů a minimalizaci odpadu v celém životním cyklu výrobků.
- **Snižování emisí:** zelená transformace zahrnuje přijetí technologií a procesů, které snižují emise skleníkových plynů a dalších znečišťujících látek. To zahrnuje například zavádění čistých technologií, jako jsou membránové separační procesy pro čištění emisí nebo implementace systémů pro zachycování a ukládání uhlíku (CCS).
- **Ochrana přírodních zdrojů:** zelená transformace klade důraz na udržitelné využívání přírodních zdrojů, včetně vody, surovin a energie. To zahrnuje implementaci technologií, které umožňují efektivní využití zdrojů a minimalizaci negativních dopadů na životní prostředí.
- **Ekologický design:** výrobky a procesy jsou navrhovány s ohledem na minimalizaci jejich ekologické stopy. Tento přístup zahrnuje výběr udržitelných materiálů, energeticky účinných výrobních procesů a snadnější recyklovatelnost výrobků na konci jejich životnosti.

Digitální a zelená transformace nejsou izolované procesy, ale často se vzájemně podporují a posilují. Digitální technologie hrají klíčovou roli v realizaci zelené transformace tím, že umožňují monitorování a optimalizaci environmentálních výkonů průmyslových procesů.

- **Optimalizace spotřeby energie:** digitální technologie umožňují přesné sledování a řízení spotřeby energie v reálném čase, což přispívá k vyšší energetické účinnosti a snížení emisí.
- **Prediktivní údržba a zvyšování životnosti zařízení:** díky datům z IoT senzorů mohou firmy provádět prediktivní údržbu, což zvyšuje efektivitu zařízení a prodlužuje jejich životnost, což je klíčové pro minimalizaci odpadu a ekologických dopadů.
- **Zlepšení transparentnosti a sledovatelnosti:** digitální technologie umožňují lepší sledovatelnost materiálů a výrobků v dodavatelském řetězci, což podporuje udržitelné zdroje a snižuje ekologické riziko.

2.3.1 Možnosti digitální a zelené transformace průmyslu s využitím membránových technologií

Spojení digitální a zelené transformace v membránových technologiích představuje silný nástroj pro zvyšování efektivity, snižování environmentální zátěže a udržitelné využívání zdrojů. Tento přístup je klíčový pro dosažení cílů udržitelného rozvoje a umožňuje průmyslovým odvětvím adaptovat se na rostoucí požadavky na udržitelnost a digitalizaci. Pro podporu digitální a zelené transformace membránových technologií mohou být klíčové různé nástroje, které umožňují optimalizovat provoz, zlepšit udržitelnost a zvýšit efektivitu. Níže jsou uvedeny hlavní kategorie nástrojů a konkrétní příklady jejich použití.

- **Pokročilé senzory a měřicí technologie:** senzory jsou základním prvkem pro digitalizaci procesů v membránových technologiích. Mohou sledovat parametry jako tlak, teplota, pH, koncentrace látek, průtok nebo kvalitu filtrátu a v reálném čase sledovat účinnost

a provozní podmínky. Sensory pro detekci nečistot nebo chemických složek ve zpracovávané vodě umožňují okamžitou reakci na změny kvality.

- **Umělá inteligence (AI):** pokročilá AI má schopnost efektivně modelovat vysoce nelineární a dynamické jevy, jako je koncentrační polarizace a komplexní kinetika zanášení (foulingu), které jsou inherentní všem membránovým procesům. Umělá inteligence může přispět k optimalizaci řízení zanášení a čištění, řízení specifické spotřeby energie a optimalizaci výtěžků při membránových operacích a při včasné diagnostice anomálií membrán, čerpadel a sensoriky. Problematice využití umělé inteligence je věnována rovněž celá následující kapitola 2.3.2.
- **Datová analytika:** pokročilá datová analytika umožňuje zpracovávat velké množství dat získaných ze sensorů, identifikovat vzorce a optimalizovat provozní podmínky. Algoritmy, které se učí z historických dat a předpovídají ideální podmínky pro provoz membrán, minimalizují energetickou náročnost a zlepšují kvalitu permeátu. Nástroje, které analyzují data a předpovídají potenciální selhání membrán nebo jiných komponent umožňují plánovanou a efektivnější údržbu.
- **Software pro simulace a modelování:** simulační software umožňuje modelovat a optimalizovat provoz membránových systémů ještě před jejich implementací, což minimalizuje rizika a náklady spojené s provozem, např. software pro simulaci proudění kapalin přes membrány, který pomáhá optimalizovat design a provozní podmínky (Computational Fluid Dynamics), nástroje, které simulují dynamické chování celého systému, což umožňuje analyzovat reakce na změny v provozu a předvídat jejich důsledky (Simulace Systémové Dynamiky)
- **Internet věcí (IoT):** IoT umožňuje propojit různé senzory a zařízení do jedné sítě, což zjednodušuje sběr dat, jejich analýzu a řízení procesů na dálku. Chytré řízení membránových systémů umožňuje integrovat data ze sensorů a umožňuje automatické řízení procesů na základě aktuálních provozních podmínek. Vzdálený monitoring a řízení umožňuje operátorům sledovat a řídit membránové systémy na dálku, což zvyšuje efektivitu a snižuje náklady na provoz.
- **Nástroje pro sledování udržitelnosti:** softwarové nástroje mohou zajistit transparentnost a sledovatelnost v celém dodavatelském řetězci membránových technologií, což podporuje udržitelné praktiky. Tyto nástroje mohou sledovat, zda jsou materiály a procesy použité při výrobě membrán v souladu s ekologickými standardy. Sledování celého procesu od výroby membrán až po jejich nasazení zajišťuje, že všechny kroky splňují požadované environmentální normy.
- **Energeticky efektivní technologie a materiály:** použití pokročilých materiálů a technologií, které zvyšují energetickou účinnost a snižují ekologickou stopu membránových procesů, např. membrány s vyšší propustností snižují energetickou náročnost procesů.
- **Regenerace a recyklace membrán:** nástroje a technologie pro prodloužení životnosti membrán a jejich recyklaci na konci životního cyklu. Chemické čištění s nižším environmentálním dopadem, tj. použití ekologicky šetrných chemikálií pro čištění a regeneraci membrán. Technologie umožňující efektivní recyklaci použitých membránových materiálů, což snižuje množství odpadu.

Použití těchto nástrojů umožňuje efektivní a udržitelný provoz membránových technologií, přičemž digitální transformace zlepšuje monitoring a optimalizaci, zatímco zelená transformace zajišťuje, že procesy jsou co nejšetrnější k životnímu prostředí. Tyto nástroje

společně podporují malé a střední podniky i větší organizace při dosažení vyšší efektivity, snížení provozních nákladů a dosažení ekologických cílů.

2.3.2 AI jako akcelerátor digitální a zelené transformace

Využití strojového učení v membránových technologiích lze rozdělit do několika klíčových oblastí podle typu učení a očekávaného výstupu:

- Tzv. Supervised Learning – dominuje v predikci kvantitativních vlastností, jako je transmembránový tlak (TMP), rejekce solí nebo pokles toku (flux). Regresní modely, jako např. umělé neuronové sítě (ANN) se ukázaly jako vysoce efektivní při mapování vztahů mezi vstupními parametry (tlak, teplota, pH) a výstupní kvalitou permeátu.
- Tzv. Unsupervised Learning – nachází uplatnění při analýze morfologie membrán a identifikaci skrytých struktur v datech z mikroskopie nebo při stanovení typů odpadních vod podle jejich náchylnosti k zanášení membrán. Toto učení se stává klíčovým v situacích s omezeným množstvím známých experimentálních dat, kde umožňuje kombinovat laboratorní měření s výstupy z výpočetně náročných simulací molekulární dynamiky.
- Tzv. Reinforcement Learning – představuje nejmodernější přístup k procesnímu řízení. Na rozdíl od statických modelů se agent RL učí optimální strategii řízení interakcí s prostředím membránového systému, přičemž maximalizuje výsledek definovaný jako rovnováhu mezi např. energetickou úsporou a kvalitou produktu. RL je zvláště vhodné pro systémy s proměnlivým chováním v čase, jako jsou membránové bioreaktory (MBR) pracující s komunálními odpadními vodami.

Zanášení membrán (fouling) je považováno za nejvýznamnější technickou překážku v ekonomické efektivitě membránových separací. Akumulace částic, organických látek a mikrobiálních biofilmů na povrchu membrány vede ke zvýšení hydrodynamického odporu, což vyžaduje vyšší energetický vstup a časté chemické čištění. AI-driven přístup mění paradigma z reaktivního čištění na proaktivní management stavu membrány.

Transmembránový tlak (TMP) je kritickým indikátorem stavu membrány. Tradiční monitorování často trpí zpožděním, zatímco AI modely umožňují predikci TMP v reálném čase. Hybridní modely kombinující architektury GRU (Gated Recurrent Unit) a LSTM (Long Short-Term Memory) prokázaly schopnost zachytit nelineární časové řady foulingu s vysokou přesností. Například model založený na adaptivním rekurzivním odhadu (FFRLS-ARX) dokáže předpovědět míru zanášení s chybou pod 10 % v krátkém čase v řádu minut, což poskytuje dostatečný prostor pro preventivní úpravu provozních parametrů. Inteligentní regulace membránového toku (flux) se zaměřuje na sledování cílových hodnot při minimalizaci energetické spotřeby. Použití inferenčních systémů (ANFIS) umožňuje adaptivní regulaci toku i v komplexních podmínkách s proměnlivým zatížením, kde standardní modely často narážejí na limity zobecnění. Tato přesnost je klíčová pro udržení stability systému a prodloužení životnosti membránových modulů. Nasazení metod prediktivní AI umožňuje kvantifikovat přínos každého vstupního parametru k rozhodnutí modelu. V membránových systémech to znamená schopnost přesně určit, zda je aktuální nárůst odporu (snížení membránového toku) způsoben převážně koncentrací organických látek, pH nebo hydraulickým režimem.

Přechod na cirkulární ekonomiku vyžaduje, aby materiály zůstávaly v cyklu co nejdéle při zachování své nejvyšší hodnoty. AI hraje v tomto procesu klíčovou roli, když propojuje fázi návrhu materiálu s jeho provozem a recyklací. V oblasti membrán to znamená především **prediktivní údržbu**, která zabraňuje ireverzibilnímu poškození membrán v důsledku

extrémního zanášení nebo nevhodného chemického čištění. Prodloužení **životnosti membránových modulů** o 20 % až 40 % výrazně snižuje materiálovou stopu procesu. Statistické modely ukazují, že zvýšení životnosti produktu o 50 % vede ke snížení environmentálních dopadů spojených s jeho výrobou a výměnou přibližně o 33 %. AI systémy, jako je DuPont RO Operations Advisor, využívají analýzu historických dat a expertízu v oblasti materiálové vědy k přesnému načasování výměny prvků, čímž maximalizují využití každého modulu při zachování kvality vody.

Největší překážkou pro nasazení AI v membránových technologiích může být nekonzistence dat. **Datové ontologie** – formální modely reality, které popisují, co objekty znamenají a jak spolu souvisejí. – jsou nezbytné pro dosažení interoperability. Standardizace parametrů jako je porozita, hydrofobicita nebo složení polymeru membrán podle principů **FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable)** umožňuje strojům automaticky číst a integrovat data z různých laboratoří a přístrojů. Použití ontologií zkracuje čas pro nasazení ML modelů, protože eliminuje nutnost manuální úpravy a transformace dat. **Klíčové je tedy umožnění sdílení výsledků výzkumu mezi univerzitami a průmyslovými partnery bez ztráty informační hodnoty.**

Zároveň s přechodem na AI-driven řízení se membránové systémy stávají součástí internetu věcí (IoT), což zvyšuje jejich zranitelnost vůči kybernetickým útokům. Pro vodohospodářskou a průmyslovou infrastrukturu jsou útoky na systémy SCADA (Supervisory Control and Data Acquisition) hrozbou pro veřejné zdraví a životní prostředí.

Je tedy potřeba věnovat pozornost klíčovým bezpečnostním standardům, které zahrnují např.:

- **Segmentace sítě:** izolace SCADA systémů od korporátních sítí pomocí firewallů a zón dle modelu Purdue.
- **Vícefaktorová autentizace (MFA):** nezbytná pro všechny vzdálené přístupy k řídicím jednotkám.
- **Detekce hrozeb v reálném čase:** nasazení systémů IDS (Intrusion Detection Systems) specificky navržených pro průmyslové protokoly jako Modbus nebo DNP3.
- **Pravidelné audity:** povinné hodnocení zranitelnosti digitální infrastruktury, jak to vyžadují nejnovější regulace.

Pro podporu digitální a zelené transformace je zřejmé, že **AI v membránových procesech nemá být vnímána jako samostatný (softwarový) projekt, ale jako modernizace celé rozhodovací smyčky, tj. od „senzoru po operátora“.** Nejdůležitější technický princip AI architektury je – **AI vrstva nemá rušit bezpečnostní a základní regulační logiku, ale doplňovat ji.** V prostředí ČR je realistické začít tam, kde už existuje průmyslová membránová a pilotní kapacita, standardní automatizační infrastruktura a jasně měřitelné ztráty způsobené foulingem, ztrátou energií nebo neplánovanými odstávkami. Takto nastavený postup implementace AI je technicky proveditelný, regulatorně obhajitelný a ekonomicky smysluplný.

2.3.3 Trendy 2023–2026 v oblasti membránových technologií

V období 2023–2026 se pozornost zřetelně přesouvá od obecné digitalizace k AI-driven process control, tedy k řízení provozu na základě průběžně vyhodnocovaných dat, predikce chování systému a automatické optimalizace provozních parametrů. V případě membránových procesů to v praxi znamená zejména predikci toku, rejekce, energetické náročnosti a rizika foulingu a následné řízení systému tak, aby byl zachován požadovaný výkon při nižších provozních nákladech. Přesnější je proto hovořit o self-optimizing membrane systems než o „samoregulačních membránách“ v materiálovém smyslu. Tento směr je dobře

patrný například v přehledu XU, M. et al. 2025, který shrnuje optimalizaci řídicích architektur MBR pomocí AI, a také v širším přehledu LIU, Y. et al. 2025, který ukazuje, že AI zlepšuje provozní řízení, kvalitu odtoku i energetickou účinnost čistíren.

Významným trendem jsou také digital twins, a to již nikoli pouze jako koncepční nástroj, ale jako nástroj s reálnými implementacemi. Přehled WANG, A. J. et al. 2024 shrnuje využití digitálních dvojčat pro ČOV, stokové sítě, senzory, energetiku provozu i hybridní modely řízení. Na úrovni reálného provozu je důležitá zejména práce HEO, S. K. et al. 2025, která popisuje real-scale demonstration digitálního dvojčete pro optimalizaci aerace v plnorozsahovém procesu partial nitritation/Anammox. To potvrzuje, že digital twins již nejsou jen výzkumný koncept, ale začínají vstupovat i do skutečných provozních aplikací.

Velmi výrazným tématem současného období jsou PFAS removal technologie. Z hlediska prakticky nasaditelných membránových řešení patří mezi hlavní technologie především reverzní osmóza (RO) a nanofiltrace (NF). Dokument U.S. EPA 2024 uvádí, že RO je schopna odstranit většinu PFAS, přičemž současně upozorňuje na problém nakládání s koncentrátem. Přehled CASELLA, G. S. et al. 2025 dále ukazuje, že RO obvykle dosahuje velmi vysoké účinnosti napříč skupinami PFAS, zatímco NF vykazuje nižší a proměnlivější účinnost, zejména u krátkořetězcových sloučenin. Proto je vhodné uvést, že membránové procesy patří mezi hlavní směry odstraňování PFAS, jejich praktická implementace je však úzce spjata s řešením nakládání s koncentrátem a s celkovou energetickou náročností procesu.

Dalším trendem je vývoj low-pressure / low-energy membranes. V této oblasti se zvyšuje zájem zejména o tight ultrafiltration (tight-UF) a o pokročilé NF membrány, které mohou nabídnout příznivější kompromis mezi selektivitou a energetickou náročností než klasické RO systémy. Přehled ARYANTI, P. T. P. et al. 2025 ukazuje rostoucí význam tight-UF membrán pro separaci nízkomolekulárních kontaminantů při zachování vysoké permeability. Přehled SU, M. et al. 2025 zároveň výslovně uvádí, že ve srovnání s RO vyžadují NF membrány nižší energii pro desalinační a separační aplikace. Z pohledu trendů je tedy vhodné doplnit, že vývoj nesměřuje jen k vyšší účinnosti, ale i ke snižování tlakových nároků a energetické spotřeby membránových procesů.

V oblasti odstraňování mikropolutantů a obtížně rozložitelných látek roste význam hybridních systémů, zejména konfigurací typu membrána + AOP + biologický stupeň. Přehled ADEOYE, J. B. et al. 2024 ukazuje, že odstraňování farmak z vody je stále častěji spojováno s kombinací biologických, adsorpčních a pokročilých oxidačních procesů. Současně práce ASHEGHMOALLA, M. et al. 2024 konstatuje, že pro odstraňování mikropolutantů je velmi perspektivní sekvence biologické čištění následované AOP, případně dále doplněná membránovým stupněm podle požadované kvality odtoku. Proto je vhodné doplnit, že samostatný membránový proces často nepředstavuje jediné optimální řešení a současný vývoj směřuje k integrovaným a hybridním technologickým sestavám.

Rychle se rozvíjí také membrane fouling mitigation pomocí ML, tedy využití strojového učení pro predikci a omezení zanášení membrán. Přehled ABDULSALAM, A. et al. 2025 zdůrazňuje, že fouling zůstává jedním z hlavních limitujících faktorů membránových procesů a že pokročilé predikční metody jsou důležité pro zlepšení řízení a včasné zásahy. Přehled IGNACZ, G. et al. 2025 ukazuje širší rozvoj ML v membránové vědě a technologii, včetně procesního modelování a optimalizace. Na úrovni konkrétní aplikace lze uvést například práci KHERRAF, S. et al. 2026, která používá MLR, ANN a SVR pro predikci transmembránového tlaku jako provozně významného indikátoru foulingu v odsolovacím provozu. Trend je tedy zřejmý: ML se posouvá od podpůrné analýzy dat k praktickému nástroji pro predikci foulingu, optimalizaci čištění a stabilizaci provozu.

Celkově lze shrnout, že technologické trendy let 2023–2026 směřují k propojení pokročilých membrán, AI-driven process control, digitálních dvojčat, hybridních procesních konfigurací a energeticky úspornějších tlakových režimů. Jak ukazují WANG, A. J. et al. 2024, XU, M. et al. 2025 a LIU, Y. et al. 2025, moderní rozvoj membránových technologií již nelze chápat jen jako vývoj samotné membrány, ale jako vývoj inteligentního systému, v němž materiál, proces, senzory, data a řízení tvoří jeden funkční celek.

2.3.4 Financování rozvoje membránových technologií v období 2021–2027

Pro další rozvoj membránových technologií, digitalizace, energetických úspor a pokročilého čištění odpadních vod je vhodné doplnit vazbu na hlavní evropské a národní finanční nástroje období 2021–2027. V podmínkách České republiky jde zejména o kombinaci programů zaměřených na výzkum, inovace, demonstraci technologií, dekarbonizaci průmyslu a environmentální projekty, přičemž jejich vhodné propojení může významně zvýšit šanci na přípravu a realizaci technologicky náročnějších projektů (MINISTERSTVO PRŮMYSLU A OBCHODU 2024; EUROPEAN COMMISSION 2026; CINEA 2025; SFŽP ČR 2026).

Z hlediska podnikové sféry a aplikovaného vývoje je v českém prostředí klíčový především **OP TAK**, tedy Operační program Technologie a aplikace pro konkurenceschopnost 2021–2027. Tento program je financován z fondů EU, je určen především pro české podnikatele a podporuje mimo jiné výzkum, vývoj, inovace, digitalizaci, nízkouhlíkové hospodářství a efektivní nakládání se zdroji. Pro oblast membránových technologií je relevantní zejména tam, kde projekty směřují k průmyslovému zavádění nových technologií, úsporám energie, recyklaci vody, využití druhotných zdrojů nebo k digitalizaci provozu (MINISTERSTVO PRŮMYSLU A OBCHODU 2021; MINISTERSTVO PRŮMYSLU A OBCHODU 2024).

Na úrovni evropského výzkumu a inovační spolupráce je zásadní program **Horizon Europe**, který je hlavním rámcovým programem EU pro výzkum a inovace v období 2021–2027. Pro témata spojená s membránami, vodou, energetikou, digitalizací a cirkularitou jsou zvlášť významné zejména **Cluster 5 – Climate, Energy and Mobility** a **Cluster 6 – Food, Bioeconomy, Natural Resources, Agriculture and Environment**. Cluster 5 je relevantní zejména pro energetickou účinnost, dekarbonizaci a digitální řízení procesů, zatímco Cluster 6 pokrývá vodu, přírodní zdroje, znečištění, bioekonomiku a environmentální technologie. Pro výzkumně orientované a mezinárodně konsorciální projekty tedy představuje Horizon Europe klíčový nástroj pro vývoj, pilotování a validaci nových technologických řešení (EUROPEAN COMMISSION 2026a; EUROPEAN COMMISSION 2026b; EUROPEAN COMMISSION 2026c).

Pro demonstrační projekty s vysokým dekarbonizačním potenciálem je důležitý **Innovation Fund**. Tento fond, financovaný z výnosů systému EU ETS, patří mezi největší evropské nástroje pro podporu inovativních nízkouhlíkových technologií. Je zaměřen zejména na vysoce inovativní technologie a velké demonstrační projekty s významným potenciálem snížení emisí skleníkových plynů. Z pohledu membránových technologií je relevantní zejména pro projekty s vazbou na energeticky náročná průmyslová odvětví, dekarbonizaci procesů, zvyšování energetické účinnosti nebo pro propojení čištění a recyklace vod s nízkoemisními průmyslovými technologiemi (EUROPEAN COMMISSION 2026d; CINEA 2021; SFŽP ČR 2026a). V českém prostředí má zvláštní význam také **Modernizační fond**, který přináší v letech 2021–2030 investice do úspor energie a obnovitelných zdrojů energie a je financován z výnosů emisních povolenek. Z hlediska technologických projektů je důležitý zejména tam, kde je cílem snížení energetické náročnosti provozu, modernizace infrastruktury, zvýšení účinnosti technologických celků nebo integrace obnovitelných zdrojů energie. Pro oblast vodního hospodářství a membránových procesů může být relevantní zejména pro projekty s vazbou na

energetickou bilanci ČOV, energeticky úsporné provozy a modernizaci průmyslových a komunálních zařízení (SFŽP ČR 2026b; SFŽP ČR 2026c).

Vedle toho je vhodné uvažovat i o programu **LIFE**, který je finančním nástrojem EU pro životní prostředí a klima. Program LIFE 2021–2027 je rozdělen do čtyř podprogramů: Nature and Biodiversity, Circular Economy and Quality of Life, Climate Change Mitigation and Adaptation a Clean Energy Transition. Pro membránové technologie je LIFE relevantní zejména u projektů zaměřených na environmentální inovace, kvalitu vody, oběhové hospodářství, snižování znečištění, klimatická opatření a přenos řešení do praxe. Oproti Horizon Europe je LIFE zpravidla více orientován na implementaci, demonstraci a environmentální dopad než na samotný výzkum (CINEA 2025; EUROPEAN COMMISSION 2026e).

Proto je vhodné doplnit, že financování rozvoje membránových technologií by mělo být chápáno vícezdrojově: **OP TAK** je vhodný zejména pro podnikové investice, aplikace a zavádění technologií v ČR, **Horizon Europe** pro mezinárodní výzkum a pilotní vývoj, **Innovation Fund** pro velké nízkouhlíkové demonstrační projekty, **Modernizační fond** pro energeticky orientované modernizační investice a **LIFE** pro environmentálně zaměřené demonstrační a implementační projekty (MINISTERSTVO PRŮMYSLU A OBCHODU 2024; EUROPEAN COMMISSION 2026c; EUROPEAN COMMISSION 2026d; SFŽP ČR 2026b; CINEA 2025).

2.4 Literatura

BAT reference documents, Dostupné také z: <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>

BRINKMANN, T. et al. 2016. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Dostupné také z: https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/CWW_Bref_2016_published.pdf

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>

Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>

Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj>

DIRECTIVE 2012/27/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, of 25 October 2012, on energy efficiency, amending Directives 2009/125/EC and 2010/30/EU and repealing Directives 2004/8/EC and 2006/32/EC. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:02012L0027-20230504>

Document 52019DC0640, SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, EVROPSKÉ RADĚ, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ Zelená dohoda pro Evropu.

Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex%3A52019DC0640>

Národní akční plán energetické účinnosti ČR, dle čl. 24 odst. 2 směrnice Evropského parlamentu a Rady 2012/27/EU ze dne 25. října 2012 o energetické účinnosti, Dostupné také z: <https://www.mpo.gov.cz/cz/energetika/energeticka-ucinnost/strategicke-dokumenty/narodni-akcni-plan-energeticke-ucinnosti-cr--150542/>

PINNASEAU A. et al. 2018. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Dostupné také z: https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/JRC113018_WT_Bref.pdf

REGULATION (EU) 2021/1119 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, of 30 June 2021, establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulations (EC) No 401/2009 and (EU) 2018/1999 ('European Climate Law'). Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32021R1119>

Zákon č. 76/2002 Sb. ze dne 1.3.2002 (Zákon o integrované prevenci a o omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci)). Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2002-76>

Zákon č. 406/2000 Sb. ze dne 29.11.2000 (Zákon o hospodaření energií). Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-406>

Zákon č. 201/2012 Sb. ze dne 13.06.2012 (Zákon o ochraně ovzduší) Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-201>

Zákon č. 254/2001 Sb ze dne 25. července 2001 (Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)). Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254>

Zákon č. 350/2011 Sb. ze dne 29. listopadu 2011 (Zákon o chemických látkách a chemických směsích a o změně některých zákonů (chemický zákon)), Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2011-350>

Zákon č. 541/2020 Sb. ze dne 23. prosince 2020 (Zákon o odpadech), Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2020-541>

Zákon č. 130/2002 Sb. ze dne 12. dubna 2002 (Zákon o podpoře výzkumu a vývoje z veřejných prostředků a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o podpoře výzkumu a vývoje)), Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2002-130>

Zákon č. 527/1990 Sb. ze dne 21. prosince 1990 (Zákon o vynálezech, průmyslových vzorech a zlepšovacích návrzích), Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1990-527>

3 Odpadní vody

3.1 Popis (rozdělení) odpadních vod

Komunální ČOV v roce 2018 vypustily 590 000 000 m³ vod. Z toho 35 % připadá na energetiku, 15 % na průmysl, 0,3 % na zemědělství a 48 % na veřejnou kanalizaci.

Pro integrovaný management vodních zdrojů jsou důležité zejména průmyslové procesy s intenzivním využitím vody, jsou to ty, které:

- používají významné množství vody (v poměru k celkovému čerpání vodních zdrojů v daném prostoru) pro vlastní výrobu, nebo
- spotřebovávají značnou část vody v provozu při současném přesměrování do regionálního vodního cyklu, například odpařováním v chladicích věžích, nebo
- mají silný dopad na regionální hydrologický režim přesměrováním nebo většími změnami povrchových a podzemních vodních útvarů (např. hladiny podzemní vody, geohydromorfologií povrchových vod), nebo
- mohou vést ke zhoršení kvality vody (a to jak vody přímo využívané nebo nepřímo u postižených vodních útvarů) prostřednictvím uvolňování znečišťujících látek, tepla nebo jiných poruch.

Tabulka1. Přehled spotřeb a kvality OV v průmyslových aplikacích

Účel využití vody	Spotřeba vody	Kvalita odpadní vody
Chlazení	velká	nízké znečištění
Napájení kotlů	velká	nízké znečištění
Promývání, mytí	poměrně malá	vysoké znečištění
Výrobní procesy	poměrně malá	vysoké znečištění

Znečištění vody může být tvořeno rozpuštěnými nebo nerozpuštěnými látkami, za znečištění se ale považuje i například tepelné nebo radioaktivní znečištění. V naprosté většině případů musí být odpadní voda před vypuštěním do vodotečí čištěna. Odpadní voda se silným rozložitelným organickým znečištěním bývá voda polysaprobni, podle saprobniho indexu se dá míra znečištění odpadních vod odhadovat. K přesnému stanovení znečišťujících látek slouží chemické rozborů.

Charakter znečišťujících látek silně ovlivňuje další nakládání s odpadní vodou. Látky mohou být rozpuštěné, nebo nerozpuštěné. Rozpuštěné organické látky mohou být biologicky rozložitelné – například monosacharidy, nebo biologicky nerozložitelné – např. azobarviva. V odpadních vodách se vyskytují i rozpuštěné anorganické látky – například anorganické soli. Nerozpuštěné organické látky mohou být biologicky rozložitelné – např. škrob nebo bakterie, nebo biologicky nerozložitelné – například většina plastů. Také se dají dělit na usaditelné a neusaditelné. Anorganické nerozpuštěné látky jsou usaditelné – např. písek, nebo neusaditelné – obvykle různé koloidní částice, tj. např. hydratované oxidy železa.

3.1.1 Druhy odpadních vod

Komunální odpadní voda vzniká každodenní lidskou činností – pochází z domácností, škol, úřadů, od živnostníků a podobně. Splašky mají přibližně stejné složení. Kromě splašků obsahuje komunální odpadní voda v případě jednotné kanalizace i oplachové vody (vodu z mytí ulic) a dešťovou vodu ze srážek a dále pak odpadní vody z průmyslu a služeb. Zpracovává se na městských čistírnách odpadních vod (ČOV).

Množství znečištění přiváděného na městskou ČOV se vyjadřuje jako počet ekvivalentních obyvatel. Hlavní podíl znečištění ve splaškových vodách pochází z moči a fekálií. Při spotřebě cca 150 litrů vody na 1 obyvatele za 1 den lze složení odpadních vod charakterizovat v hlavních ukazatelích znečištění takto: BSK₅ 400 mg/l, CHSK_{Cr} 800 mg/l, celkový dusík 70 mg/l, celkový fosfor 15 mg/l, veškeré látky 1200 mg/l. Teplota splaškových vod v kanalizaci závisí na ročním období a pohybuje se v rozmezí cca 8–20 °C a jejich reakce je slabě alkalická (pH = 6,5–8,5)^[2].

Při separaci splaškové vody se odděluje:

- černá voda ze záchodů (obsahuje moč a výkaly)
- šedá voda – ostatní splašková voda (koupelny, pračky, kuchyně ap.)
- dešťová voda – ze střech a zpevněných povrchů

Upravená (jednodušeji než v ČOV) šedá voda (tzv. bílá) a dešťová voda mohou být využity v rámci budovy jako voda užitková.

3.1.2 Nakládání s odpadními vodami

Podle Vodního zákona jsou odpadními vodami vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních.

Podmínky pro vypouštění odpadních vod stanovuje vodoprávní úřad. Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti zneškodňování odpadních vod, kterými se rozumí nejúčinnější a nejpokročilejší stupeň vývoje použité technologie zneškodňování nebo čištění odpadních vod, vyvinuté v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejúčinnější pro ochranu vod.

Povinnosti osob vypouštějících odpadní vody:

- Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen v souladu s rozhodnutím vodoprávního úřadu měřit objem vypouštěných vod a míru jejich znečištění a výsledky těchto měření předávat vodoprávnímu úřadu,
- Kdo akumuluje odpadní vody v bezodtokové jímce, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování tak, aby nebyla ohrožena jakost povrchových nebo podzemních vod, a na výzvu vodoprávního úřadu nebo České inspekce životního prostředí prokázat jejich zneškodňování v souladu s tímto zákonem,
- Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod je zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky nebo zvláště nebezpečné závadné látky, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech přes půdní vrstvy do vod podzemních, lze povolit jen výjimečně.

Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních stanoví vodoprávní úřad nejvýše přípustné hodnoty množství a koncentrace vypouštěného znečištění (emisní limity) a objemu vypouštěných vod.

V poslední době stoupá význam recyklace odpadních vod, které se stávají zdrojem vody pro další použití nebo je možné využívat v nich obsažený fosfor nebo organické složky. Recyklovaná odpadní voda se používá v průmyslu, zemědělství nebo pro rekreační

nebo ekologické účely. V ČR probíhá na toto téma několik výzkumných projektů, existují již první realizace recyklace vody na golfovém hřišti nebo demonstrační projekt výroby piva Erko z recyklované vody.

3.2 Legislativa týkající se odpadních vod

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

Změna: 445/2021 Sb.

Vláda nařizuje podle § 31, § 32 odst. 2 a 3, § 34 odst. 2, § 38 odst. 5 a 8 a § 39 odst. 3 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 20/2004 Sb. a zákona č. 150/2010 Sb.:

§ 1

Předmět úpravy

Toto nařízení

a) v souladu s právem Evropské unie stanoví

1. ukazatele vyjadřující stav povrchové vody,
2. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod,
3. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění odpadních vod,
4. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění odpadních vod pro citlivé oblasti a pro vypouštění odpadních vod do povrchových vod ovlivňujících kvalitu vody v citlivých oblastech,
5. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění pro zdroje povrchových vod, které jsou využívány nebo u kterých se předpokládá jejich využití jako zdroje pitné vody,
6. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod, které jsou vhodné pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů,
7. ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod, které jsou využívány ke koupání,
8. normy environmentální kvality pro prioritní látky a některé další znečišťující látky,
9. náležitosti a podmínky povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a kanalizace,
10. seznam prioritních látek a prioritních nebezpečných látek,
11. nejlepší dostupné technologie v oblasti zneškodňování městských odpadních vod a podmínky jejich použití,

b) v souladu s právem Evropské unie vymezuje citlivé oblasti.

§ 2

Vymezení pojmů

Pro účely tohoto nařízení se rozumí

- a) průmyslovými odpadními vodami odpadní vody z výroby uvedených v části B přílohy č. 1 k tomuto nařízení, jakož i odpadní vody v této části přílohy neuvedené, jsou-li vypouštěny z výrobních nebo jim obdobných zařízení, včetně odpadních vod vypouštěných z průmyslových areálů, které vznikají převážně jako produkt průmyslové činnosti,
- b) splašky odpadní vody z domácností a služeb, které vznikají převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech,
- c) městskými odpadními vodami splašky nebo směs splašků a průmyslových odpadních vod a/nebo srážkových vod,
- d) zdrojem znečištění území obce, popřípadě její územně oddělená a samostatně odkanalizovaná část, území vojenského újezdu nebo areál průmyslového podniku či jiného objektu, pokud se z nich vypouštějí samostatně odpadní vody do vod povrchových. Za samostatný zdroj znečištění se považuje i areál či část areálu průmyslového podniku či jiného objektu, z nichž se odpadní vody vypouštějí do systému průtočného chlazení parních turbín, z něhož se vypouštějí do vod povrchových,

- e) emisními standardy nejvýše přípustné hodnoty ukazatelů znečištění odpadních vod uvedené v příloze č. 1 k tomuto nařízení,
- f) emisními limity nejvýše přípustné hodnoty ukazatelů znečištění odpadních vod, které stanoví vodoprávní úřad v povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových,
- g) typem emisních standardů a limitů jejich vyjádření jako
1. koncentrace v jednotkách hmotnosti látky nebo skupiny látek na litr,
 2. minimální účinnost čištění v čistírně odpadních vod v procentech,
 3. množství vypouštěného znečištění v jednotkách hmotnosti látky nebo skupiny látek za určité časové období,
 4. poměrné množství vypouštěného znečištění v jednotkách hmotnosti látky nebo skupiny látek na jednotku hmotnosti látky nebo suroviny použité při výrobě nebo výrobku,
- h) dobrým stavem povrchových vod stav povrchové vody, který odpovídá ukazatelům uvedeným v příloze č. 2 k tomuto nařízení,
- i) požadavky na užívání vod ukazatele a hodnoty přípustného znečištění zdrojů povrchových vod, které jsou využívány nebo u kterých se předpokládá jejich využití jako zdroje pitné vody, ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod, které jsou vhodné pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod, které jsou využívány ke koupání,
- j) kombinovaným přístupem způsob stanovení emisních limitů při současném nepřekročení emisních standardů na základě ukazatelů vyjadřujících stav povrchové vody, norem environmentální kvality a požadavků na užívání vod podle přílohy č. 3 k tomuto nařízení a cílového stavu povrchových vod s přihlédnutím ke specifikaci nejlepších dostupných technik ve výrobě³⁾ a nejlepších dostupných technologií⁴⁾,
- k) průmyslovou čistírnou odpadních vod zařízení pro čištění průmyslových odpadních vod vybavené technologií pro likvidaci specifického znečištění v těchto vodách obsaženého, a jsou-li v tomto zařízení likvidovány také městské odpadní vody, technologií pro čištění městských odpadních vod,
- l) komunální čistírnou odpadních vod zařízení pro čištění městských odpadních vod vybavené technologií pro likvidaci splašků, m) aglomerací oblast, v níž jsou obyvatelé nebo hospodářská činnost koncentrovány natolik, že jsou městské odpadní vody shromažďovány a odváděny do komunální čistírny odpadních vod nebo do společného místa vypouštění.

§ 3

Náležitosti povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo do kanalizace

(1) Povolení k vypouštění odpadních vod vedle obecných náležitostí⁵⁾ obsahuje

- a) druh odpadních vod vypouštěných do povrchových vod, popřípadě do kanalizace,
- b) charakteristiku výrobní činnosti a její označení podle Klasifikace ekonomických činností (CZ-NACE)⁶⁾,
- c) určení místa výpusti odpadních vod, pro kterou je povolení vydáno, s názvem vodního toku, číslem hydrologického pořadí povodí, s názvem a kódem vodního útvaru a uvedením kilometráže výpusti (staničení), popřípadě určení místa výpusti do kanalizace.

(2) Dále vodoprávní úřad v povolení k vypouštění odpadních vod vždy stanoví

- a) emisní limity,
- b) způsob, četnost, typ a místo odběrů vzorků vypouštěných odpadních vod a místo a způsob měření jejich objemu na výpusti, popřípadě i na přítoku do čistírny odpadních vod,
- c) způsob provádění rozborů vypouštěných odpadních vod podle jednotlivých ukazatelů znečištění uvedených v povolení k vypouštění odpadních vod, způsob vyhodnocení výsledků rozborů jednotlivých ukazatelů znečištění a výsledků měření a stanovení objemu vypouštěných odpadních vod a zjištěného množství vypouštěných znečišťujících látek pro účely evidence a kontroly.

§ 4

Povolování vypouštění odpadních vod z vybraných výrobních

(1) Vypouštění odpadních vod do vod povrchových s obsahem biologicky rozložitelných organických látek ze zpracování mléka, výroby ovocných a zeleninových výrobků, výroby a stáčení nealkoholických nápojů, zpracování brambor, masného průmyslu, pivovarů, výroby alkoholu a alkoholických nápojů,

výroby krmiv z rostlinných produktů, výroby želatiny a klihu z kůží a kostí, sladoven, průmyslu zpracování ryb, koželužen a cukrovarů, výrob biopaliv a rostlinných olejů lze povolit pouze za podmínky zajištění jejich biologického čištění.

(2) Povolení k vypouštění odpadních vod s obsahem radioaktivních látek vyjádřených v jednotkách objemové aktivity do vod povrchových vydá vodoprávní úřad v souladu se souhlasným stanoviskem Státního úřadu pro jadernou bezpečnost⁷).

Stanovení emisních limitů

§ 5

(1) Pokud jsou odpadní vody vypouštěny z jednoho zdroje znečištění více výpustmi, stanoví vodoprávní úřad emisní limity pro každou z nich. Městské odpadní vody odváděné stokovými soustavami z aglomerací o velikosti nad 2 000 ekvivalentních obyvatel musí být před vypouštěním do povrchových vod podrobeny čištění minimálně na úroveň emisních standardů odpovídajících velikosti aglomerace uvedených v příloze č. 1 k tomuto nařízení.

(2) Vodoprávní úřad stanoví v povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových emisní limity kombinovaným přístupem maximálně do výše emisních standardů uvedených v příloze č. 1 k tomuto nařízení. Vodoprávní úřad je zároveň vázán ukazateli vyjadřujícími stav povrchové vody, ukazateli a hodnotami přípustného znečištění povrchových vod, normami environmentální kvality uvedenými v přílohách č. 2 a 3 k tomuto nařízení a hodnocením výhledového stavu⁸).

(3) Ovlivňují-li vypouštěné odpadní vody úsek lososových nebo kaprových vod, vodárenské nádrže nebo jiné zdroje povrchových vod, které jsou využívány nebo se předpokládá jejich využití jako zdroje pitné vody, nebo úsek povrchových vod využívaných ke koupání, použije vodoprávní úřad pro výpočet emisních limitů hodnoty přípustného znečištění těchto vod uvedené v tabulkách 1a až 1c přílohy č. 3 k tomuto nařízení a v jiných právních předpisech⁹).

(4) Emisní limity pro vypouštění městských odpadních vod podle odstavce 2 stanoví vodoprávní úřad tak, aby byly zohledněny hodnoty vypočtené kombinovaným přístupem, nejvýše však do hodnot, které jsou při použití čistícího zařízení využívajícího nejlepší dostupnou technologii⁴ podle přílohy č. 7 k tomuto nařízení v místních přírodních a provozních podmínkách dosažitelné.

§ 6

(1) Jsou-li průmyslové odpadní vody čištěny v zařízení určeném k jejich čištění nebo zneškodňování, může vodoprávní úřad stanovit emisní limity pro místo výpusti z tohoto zařízení do kanalizace.

(2) V povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad emisní limity pro místo výpusti. Emisní limity pro vypouštění průmyslových odpadních vod s obsahem zvláště nebezpečné závadné látky do kanalizace podle § 16 vodního zákona stanoví vodoprávní úřad v místě odtoku ze zařízení, ve kterém tyto odpadní vody vznikají, pokud je nestanoví pro místo výpusti podle odstavce 1.

(3) V povolení k vypouštění městských odpadních vod do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad emisní limity do výše emisních standardů uvedených v tabulce 1a přílohy č. 1 k tomuto nařízení nebo stanoví emisní limity účinností čištění podle hodnot uvedených v tabulce 1b přílohy č. 1 k tomuto nařízení. Vodoprávní úřad stanoví pro každý ukazatel znečištění pouze jeden z těchto typů emisních limitů; v jednom rozhodnutí je možno typy emisních limitů pro různé ukazatele znečištění vzájemně kombinovat.

(4) Vodoprávní úřad nepoužije emisní limity stanovené minimální účinností čištění podle tabulky 1b přílohy č. 1 k tomuto nařízení v případě, že by takový způsob neumožňoval vzhledem k výsledné koncentraci znečištění ve vypouštěných odpadních vodách dosažení dobrého stavu vodního útvaru, do něhož je odpadní voda vypouštěna, nebo způsobil zhoršení stavu vodního útvaru.

§ 7

(1) Obsahují-li odpadní vody na přítoku do komunální čistírny odpadních vod podíl průmyslových odpadních vod nebo jsou-li průmyslové odpadní vody na komunální čistírnu dováženy a likvidovány s využitím technologie čistírny, stanoví vodoprávní úřad ukazatele znečištění ve vypouštěných

odpadních vodách včetně způsobu a četnosti sledování, v rozsahu umožňujícím posouzení účinnosti likvidace znečištění nebo s přihlédnutím k množství, typu a složení likvidovaných odpadních vod nebo odpadů stanoví pro vybrané ukazatele znečištění emisní limity ve vypouštěných odpadních vodách.

(2) Na komunální čistírně odpadních vod mohou být likvidovány průmyslové odpadní vody pouze v případě, že v nich obsažené znečištění je technologií použitou na čistírně odstranitelné a nedojde-li k negativnímu ovlivnění stability čistícího procesu a zhoršení kvality vypouštěných odpadních vod.

(3) Při povolování vypouštění průmyslových odpadních vod do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad emisní limity podle druhu výroby maximálně do výše emisních standardů uvedených v tabulkách 2 a 3 přílohy č. 1 k tomuto nařízení. U zařízení podle zákona o integrované prevenci¹⁰) stanoví vodoprávní úřad pro ukazatele, které jsou upraveny v rozhodnutích o nejlepších dostupných technikách¹¹), emisní limity maximálně do výše hodnot stanovených v těchto rozhodnutích.

(4) Není-li v tabulce 2 přílohy č. 1 k tomuto nařízení ukazatel uveden, může vodoprávní úřad v odůvodněných případech stanovit v povolení k vypouštění průmyslových odpadních vod způsob a četnost sledování tohoto ukazatele na určitou dobu, a po vyhodnocení sledování stanovit s přihlédnutím k ukazatelům podle přílohy č. 3 k tomuto nařízení emisní limit pro tento ukazatel.

(5) Vodoprávní úřad stanoví v povolení k vypouštění průmyslových odpadních vod pro jednotlivé ukazatele znečištění též jejich nepřekročitelné hodnoty „m“.

§ 8

(1) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem nebezpečných závadných látek do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad emisní limity přiměřeně k emisním standardům ukazatelů znečištění obdobné míry škodlivosti.

(2) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem zvlášť nebezpečné závadné látky do kanalizace stanoví vodoprávní úřad emisní limity přiměřeně k emisním standardům stanoveným v příloze č. 1 k tomuto nařízení, a to maximálně do výše limitů stanovených kanalizačním řádem kanalizace pro veřejnou potřebu⁵).

(3) Při povolování vypouštění odpadních vod obsahujících ukazatele znečištění neuvedené v příloze č. 1 ani v příloze č. 3 k tomuto nařízení stanoví vodoprávní úřad emisní limity přiměřeně k emisním standardům ukazatelů znečištění obdobné míry škodlivosti, normám environmentální kvality, požadavkům na užívání vod a místním podmínkám.

(4) Seznam prioritních látek a prioritních nebezpečných látek v oblasti vodní politiky je stanoven v příloze č. 6 k tomuto nařízení.

Dodržení emisních limitů

§ 9

(1) Emisní standardy „p“ uvedené v tabulce 1a přílohy č. 1 k tomuto nařízení, emisní standardy uvedené v tabulkách 2 a 3 přílohy č. 1 k tomuto nařízení a emisní limity podle nich stanovené vodoprávním úřadem v povolení k vypouštění odpadních vod se považují za dodržené, jestliže míra jejich překročení nepřesáhne hodnoty uvedené v příloze č. 5 k tomuto nařízení.

(2) Emisní standardy „m“ uvedené v tabulce 1a přílohy č. 1 k tomuto nařízení a emisní limity „m“ stanovené vodoprávním úřadem v povolení k vypouštění odpadních vod jsou nepřekročitelnými hodnotami.

(3) Emisní standardy stanovené jako roční poměrná množství vypouštěného znečištění v jednotkách hmotnosti na jednotku hmotnosti látky nebo suroviny použité při výrobě nebo výrobku uvedené v tabulce 2 přílohy č. 1 k tomuto nařízení, a emisní limity podle nich stanovené vodoprávním úřadem v povolení k vypouštění odpadních vod jsou nepřekročitelnými hodnotami.

(4) Emisní standardy uvedené v tabulce 3 přílohy č. 1 k tomuto nařízení jako denní nebo měsíční průměrné koncentrace vypouštěných zvlášť nebezpečných závadných látek a denní nebo měsíční poměrná množství vypouštěných zvlášť nebezpečných závadných látek a emisní limity podle nich stanovené vodoprávním úřadem v povolení k vypouštění odpadních vod jsou nepřekročitelnými hodnotami.

§ 10

(1) Emisní limit stanovený jako minimální účinnost čištění je dodržen, jestliže počet negativních výsledků nepřekročí počet uvedený v příloze č. 5 k tomuto nařízení.

(2) Pro posouzení dodržení hodnot ročního množství vypouštěného znečištění pro stanovenou znečišťující látku nebo skupinu látek stanovených v povolení k vypouštění odpadních vod je rozhodující součin ročního objemu vypouštěných odpadních vod a ročního aritmetického průměru výsledků rozborů odpadních vod; při posouzení dodržení hodnot ročního množství vypouštěného znečištění se vychází z údajů uplynulého kalendářního roku.

(3) Pro posouzení dodržení hodnot ročního poměrného množství vypouštěného znečištění, stanovených v povolení k vypouštění odpadních vod, je rozhodující poměr vypočteného ročního množství vypouštěného znečištění k ročnímu množství látky nebo suroviny použité při výrobě nebo výrobku; přitom se použijí hodnoty za minulý kalendářní rok.

(4) Pro posouzení dodržení povolení k vypouštění odpadních vod se použijí sledování za běžných provozních podmínek.

(5) Emisní limity se nepovažují za dodržené v případě, že jich bylo dosaženo prokázaným zředěním odpadních vod.

(6) Emisní standardy uvedené v tomto nařízení a emisní limity stanovené na základě tohoto nařízení zohledňují nejistotu metody analýzy a odběru vzorku, výsledek rozboru se tedy přímo porovnává s limitní hodnotou pro daný ukazatel.

Měření objemu vypouštěných odpadních vod a míry jejich znečištění

§ 11

(1) Stanoví-li vodoprávní úřad emisní limit jako přípustnou účinnost čištění, stanoví místo měření jakosti vypouštěných odpadních vod i na přítoku do čistírny odpadních vod. Pokud je emisní limit stanoven jako poměrné množství, určí vodoprávní úřad i způsob sledování a evidence množství látek charakterizujících výrobní proces. Toto ustanovení se nevztahuje na čištění odpadních vod prostřednictvím ohlášeného vodního díla.

(2) V povolení k vypouštění městských odpadních vod stanoví vodoprávní úřad minimální četnost sledování a typ vzorku podle hodnot uvedených v příloze č. 4 k tomuto nařízení; v povolení k vypouštění ostatních druhů odpadních vod stanoví četnost sledování a typ vzorku přiměřeně k těmto hodnotám.

(3) V povolení k vypouštění městských odpadních vod z čistíren odpadních vod v kategoriích nad 2 000 ekvivalentních obyvatel stanoví vodoprávní úřad četnost a způsob sledování znečištění v ukazatelích znečištění N_{celk} a P_{celk} podle přílohy č. 4 k tomuto nařízení. V povolení k vypouštění městských odpadních vod z čistíren odpadních vod v kategoriích nad 10 000 ekvivalentních obyvatel stanoví vodoprávní úřad četnost a způsob sledování znečištění v ukazateli N-NH₄⁺ podle přílohy č. 4 k tomuto nařízení. V povolení k vypouštění městských odpadních vod z čistíren odpadních vod v kategorii nad 100 000 ekvivalentních obyvatel stanoví vodoprávní úřad četnost a způsob sledování znečištění v ukazateli znečištění celkový organický uhlík (TOC) podle přílohy č. 4 k tomuto nařízení.

(4) V povolení k vypouštění odpadních vod s obsahem zvláště nebezpečných závadných látek může vodoprávní úřad k žádosti znečišťovatele pro účely stanovení četnosti odběru vzorků odečíst množství zvláště nebezpečné závadné látky obsažené v jím odebrané vodě od množství této látky vypouštěného v odpadní vodě. Takto vodoprávní úřad postupuje pouze v případě, že znečištění odebrané vody zvláště nebezpečnými závadnými látkami nezpůsobil svou činností žadatel.

(5) Množství znečištění v odebrané vodě podle odstavce 4 se vypočte jako součin ročního objemu odebrané vody a průměrné roční koncentrace znečištění vypočtené jako aritmetický průměr ze všech vzorků odebraných za kalendářní rok. Pokud jsou odebrané vody použity k odečtu u více zdrojů znečišťování, rozdělí vodoprávní úřad množství znečištění v ukazatelích znečištění pro účely odečtu v poměru objemů vypouštěných odpadních vod u jednotlivých zdrojů znečišťování. Vodoprávní úřad může odečíst množství znečištění obsažené pouze v takovém množství odebrané vody, které odpovídá množství vypouštěných odpadních vod.

§ 12

(1) Odběry vzorků musejí být rovnoměrně rozloženy v průběhu celého kalendářního roku, a to i v případě, že se odebírá větší než minimální počet vzorků stanovený tímto nařízením; to se nevztahuje na řízené nebo nepravidelné vypouštění odpadních vod a vypouštění odpadních vod z kampaňových výrob, pro které způsob sledování stanoví vodoprávní úřad přiměřeně k požadavkům tohoto nařízení a k místním podmínkám.

(2) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem zvláště nebezpečných závadných látek uvedených v tabulce 3 přílohy č. 1 k tomuto nařízení do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad způsob jejich sledování na základě 24hodinových směsných vzorků při současném měření denního objemu vypouštěných odpadních vod. Měsíční průměry koncentrací a poměrných množství se stanoví na základě denního měření koncentrací, objemu odpadních vod a hodnot charakterizujících výrobu. Při povolování vypouštění průmyslových odpadních vod s obsahem těchto zvláště nebezpečných závadných látek v množství menším, než je množství stanovené v tabulce 3 přílohy č. 3 k tomuto nařízení, stanoví vodoprávní úřad způsob jejich sledování přiměřeně k místním podmínkám.

(3) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem nebezpečných závadných látek do vod povrchových stanoví způsob jejich sledování vodoprávní úřad s četností 12 odběrů směsných 24hodinových vzorků za rok při současném měření objemu vypouštěných odpadních vod se sledováním koncentrace a množství těchto látek. Při určení způsobu sledování vodoprávní úřad vychází z míry jejich škodlivosti, vypouštěného množství za časové období, koncentrace ve vypouštěných odpadních vodách, místních podmínek a požadavků tohoto nařízení. Nelze-li například z důvodu diskontinuálního vypouštění stanovený typ odběru vzorku provést, stanoví vodoprávní úřad způsob a četnost sledování individuálně.

(4) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem zvláště nebezpečných závadných látek nebo prioritních nebezpečných látek do kanalizace stanoví vodoprávní úřad způsob jejich měření obdobně postupu podle odstavců 1 a 2.

(5) Při povolování vypouštění odpadních vod s obsahem závadných látek neuvedených v příloze č. 1 k tomuto nařízení stanoví způsob jejich měření vodoprávní úřad obdobně podle odstavců 1 a 3.

§ 13

(1) Jsou-li odpadní vody před vypuštěním do vod povrchových čištěny a vodoprávní úřad stanoví emisní limit jako minimální účinnost čištění, musí být ve stejné době odebrány vzorky odpadních vod na přítoku na čistírnu odpadních vod i na výpusti z ní do vod povrchových. Toto ustanovení se nevztahuje na čištění odpadních vod prostřednictvím ohlášeného vodního díla.

(2) Vodoprávní úřad v povolení k vypouštění odpadních vod stanoví místo a způsob měření objemu vypouštěných odpadních vod, a to pro každou výpusť odpadních vod. Pokud je k měření objemu použit systém měřidel s volnou hladinou, s přihlédnutím k množství vypouštěných odpadních vod stanoví také časový interval pro kontrolu způsobilosti měrného systému, a to s četností maximálně 6 let. Kontrolu měrného systému mohou provádět pouze měřicí skupiny, mající autorizaci k výkonu úředního měření průtoku měřidly s volnou hladinou).

(3) Není-li u čistírny odpadních vod pod 500 ekvivalentních obyvatel instalováno měření množství vypouštěných odpadních vod, stanoví se množství vypouštěných odpadních vod podle údajů vodoměru odebrané vody. Není-li vodoměr instalován, použijí se směrná čísla roční potřeby vody).

§ 14

Vypouštění důlních vod, průsakových vod ze starých ekologických zátěží, odkališť a skládek odpadů a odpadních vod z jednotlivých rodinných domů a staveb pro rodinnou rekreaci a jiných staveb obdobné velikosti

(1) Při stanovení způsobu a podmínek pro vypouštění důlních vod, průsakových vod ze starých ekologických zátěží, odkališť a skládek odpadů po rekultivaci s následnou péčí do vod povrchových postupuje vodoprávní úřad podle tohoto nařízení přiměřeně.

(2) Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových z jednotlivých rodinných domů a staveb pro rodinnou rekreaci¹⁴) a jiných staveb obdobné velikosti postupuje vodoprávní úřad podle tohoto nařízení přiměřeně.

(3) Minimální požadavky na kategorii výrobku označovaného CE, který je podstatnou součástí vodních děl ohlášených podle § 15a vodního zákona, včetně minimální přípustné účinnosti čištění v procentech jsou uvedeny v tabulce 1c přílohy č. 1 k tomuto nařízení.

§ 15

Citlivé oblasti

(1) Všechny útvary povrchových vod na území České republiky se vymezují jako citlivé oblasti.

(2) Emisní standardy pro citlivé oblasti a pro vypouštění odpadních vod do vod povrchových ovlivňujících kvalitu vody v citlivých oblastech v ukazatelích znečištění celkový dusík a sloučeniny dusíku a celkový fosfor odpovídají hodnotám těchto ukazatelů znečištění uvedených v tabulkách 1a a 1b přílohy č. 1 k tomuto nařízení.

§ 16

Zrušovací ustanovení

Zrušuje se:

1. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

2. Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

3. Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

§ 17

Účinnost

Toto nařízení nabývá účinnosti dnem 1. ledna 2016.

Předseda vlády:

Mgr. Sobotka v. r.

Ministr životního prostředí:

Mgr. Brabec v. r.

Závadné látky ohrožující jakost povrchových a podzemních vod a rozbory odpadních vod jsou definovány v následujících právních předpisech:

- zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon);
- vyhláška č. 428/2001 Sb. Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích);
- vyhláška č. 328/2018 Sb. Vyhláška o postupu pro určování znečištění odpadních vod, provádění odečtů množství znečištění a měření objemu vypouštěných odpadních vod do vod povrchových;
- nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech;
- nařízení vlády č. 57/2016 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních.

Vodní zákon definuje následující pojmy:

- závadné látky;

- nebezpečné závadné látky;
- zvláště nebezpečné závadné látky.

Závadné látky jsou látky, které nejsou odpadními ani důlními vodami a které mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Každý, kdo zachází se závadnými látkami, je povinen učinit přiměřená opatření, aby neunikly do povrchových nebo podzemních vod a neohrožily jejich prostředí.

Seznam nebezpečných závadných látek a dalších látek nebo skupin látek, které v obdobné míře vyvolávají znepokojení, je uveden v příloze č. 1 vodního zákona.

Zvláště nebezpečné závadné látky jsou látky náležející do dále uvedených skupin látek, s výjimkou těch, jež jsou biologicky neškodné nebo se rychle mění na látky biologicky neškodné:

1. organohalogenové sloučeniny a látky, které mohou tvořit takové sloučeniny ve vodním prostředí;
2. organofosforové sloučeniny;
3. organocínové sloučeniny;
4. látky nebo produkty jejich rozkladu, u kterých byly prokázány karcinogenní nebo mutagenní vlastnosti, které mohou ovlivnit produkci steroidů, štítnou žlázu, rozmnožování nebo jiné endokrinní funkce ve vodním prostředí nebo zprostředkovaně přes vodní prostředí;
5. rtuť a její sloučeniny;
6. kadmium a jeho sloučeniny;
7. persistentní minerální oleje a persistentní uhlovodíky ropného původu;
8. persistentní syntetické látky, které se mohou vznášet, zůstávat v suspenzi nebo klesnout ke dnu a které mohou zasahovat do jakéhokoliv užívání vod.

Nebezpečné závadné látky jsou látky náležející do dále uvedených skupin:

1. sloučeniny metaloidů a kovů: zinek, měď, nikl, chrom, olovo, selen, arsen, antimon, molybden, titan, cín, baryum, beryllium, bor, uran, vanad, kobalt, thallium, tellur, stříbro;
2. biocidy a jejich deriváty neuvedené v seznamu zvláště nebezpečných závadných látek;
3. látky, které mají škodlivý účinek na chuť nebo na vůni produktů pro lidskou spotřebu pocházejících z vodního prostředí, a sloučeniny mající schopnost zvýšit obsah těchto látek ve vodách;
4. toxické nebo persistentní organické sloučeniny křemíku a látky, které mohou zvýšit obsah těchto sloučenin ve vodách, vyjma těch, jež jsou biologicky neškodné nebo se rychle přeměňují ve vodě na neškodné látky;
5. elementární fosfor a anorganické sloučeniny fosforu;
6. nepersistentní minerální oleje a nepersistentní uhlovodíky ropného původu;
7. fluoridy;
8. látky, které mají nepříznivý účinek na kyslíkovou rovnováhu, zejména amonné soli a dusitany;
9. kyanidy;
10. sedimentovatelné tuhé látky, které mají nepříznivý účinek na dobrý stav povrchových vod. Přípustné znečištění vypouštěných odpadních vod z ČOV je definováno v nařízení vlády č. 401/2015 Sb.

3.3 Přípustné hodnoty znečištění odpadních vod

Znečištění vody může být tvořeno rozpuštěnými nebo nerozpuštěnými látkami, za znečištění se ale považuje i například tepelné nebo radioaktivní znečištění. V naprosté většině případů musí být odpadní voda před vypouštěním do vodotečí čištěna. Odpadní voda se silným

rozložitelným organickým znečištěním bývá voda polysaprobni (tzv. saprobni index představuje míru znečištění odpadních vod). K přesnému stanovení znečišťujících látek pak slouží chemické rozbory.

Charakter znečišťujících látek silně následně ovlivňuje další nakládání s odpadní vodou. Látky mohou být rozpuštěné, nebo nerozpuštěné. Rozpuštěné organické látky mohou být biologicky rozložitelné (např. monosacharidy) a/nebo biologicky nerozložitelné (např. azobarviva). V odpadních vodách se vyskytují i rozpuštěné anorganické látky, tj. například anorganické soli. Nerozpuštěné organické látky mohou být biologicky rozložitelné (např. škrob nebo bakterie) a/nebo biologicky nerozložitelné, tj. například většina plastů. Znečišťující látky je rovněž možné dělit na látky usaditelné, resp. neusaditelné. Anorganické nerozpuštěné látky jsou usaditelné (např. písek) a/nebo neusaditelné – obvykle různé koloidní částice, tj. např. hydratované oxidy železa. Limity znečištění odpadní vody vypouštěné z komunálních čistíren odpadních vod je uvedeno v Tabulce 2.

Tabulka 2. Emisní standardy: přípustné hodnoty (p), maximální hodnoty (m) a hodnoty průměru koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod v mg/l

Kategorie ČOV (EO) nebo velikost aglomerace	CHSK _{Cr}		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺ *		N _{celk}		P _{celk}	
	p	m	p	m	p	m	průměr	m	průměr	m	průměr	m
<500	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-	-	-
500–2000	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-	-	-
2001–10000	120	170	25	50	30	60	15	30	-	-	3	8
10001–100000	90	130	20	40	25	50	-	-	15	30	2	6
> 100000	75	125	15	30	20	40	-	-	10	20	1	3

3.4 Speciální složky v odpadních vodách

Hlavním zdrojem, který lze z odpadních vod získat, je samozřejmě voda. A v souvislosti s nedostatkem vody existuje spousta podnětů k přechodu na cirkulární hospodářství.

Dalším zdrojem, který se během příštích 50 až 100 let stane vzácným, je fosfor. Je široce používán v hnojivech, detergentech, a dokonce i oceli. Nachází se také spolu s dusíkem v čistírenských kalech, takže obnova zdrojů je o to důležitější. Současné techniky regenerace mohou extrahovat až 90 % fosforu v odpadní vodě.

Odpadní voda po vypuštění do kanalizace obsahuje značné množství tepelné energie. Teplo uložené v odpadních vodách lze rekuperovat pomocí výměníků tepla a tepelných čerpadel – které produkují dostatek energie pro napájení okolních komunit spíše než samotných vodních zařízení.

3.5 Literatura

Nařízení vlády č. 57/2016 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních. Dostupné z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-57>

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Dostupné z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401>

Nařízení vlády č. 445/2021 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-445>

Vyhláška č. 428/2001 Sb., Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích). Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-428>

Vyhláška č. 328/2018 Sb., o postupu pro určování znečištění odpadních vod, provádění odečtů množství znečištění a měření objemu vypouštěných odpadních vod do vod povrchových. Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-328>

Zákon č. 544/2020 Sb., kterým se mění zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů. Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2020-544>

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254>

Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích). Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-274>

4 Chemické výroby v různých průmyslových oblastech

4.1 Popis stávajícího stavu

Chemický průmysl je velmi rozmanitý. Příslušná klasifikace podle dokumentů EU IPPC/BREF rozlišuje jako hlavní odvětví:

- Velkoobjemové organické chemické látky,
- Velkoobjemové anorganické chemické látky,
- Polymery,
- Organické speciální chemikálie,
- Anorganické speciální chemikálie.

4.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění a podle specifického zdroje)

V posledních desetiletích rostoucí populace a industrializace zvýšily poptávku po přírodních zdrojích Země a výskyt následných environmentálních problémů. Jedním z těchto problémů je tvorba velkého množství odpadních vod obsahujících kovy, které jsou kvůli své toxicitě rizikové pro obyvatelstvo a ekosystémy. Některé kovy ovlivňují biologické funkce a mohou se hromadit v různých orgánech, což způsobuje nebezpečné účinky. Nejrozšířenějšími kovy vyskytujícími se v odpadních vodách jsou Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, Co, Fe a Mn a jejich složení v odpadních vodách se liší podle typu průmyslu (viz Tabulka 3). Hlavními odvětvími, která k tomuto problému přispívají, jsou těžba, tavení, slévárny a další chemické látky, jako je textil a rafinerie (Ahmed, 2021; Briffa, 2020).

Tabulka 3. Typické kovy vyskytující se v průmyslových odpadních vodách

Odvětví	Al	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Co	Fe	Mn
Výroba papíru				•	•	•	•	•	•			•
Organická chemie	•	•	•	•		•	•		•			
Hnojiva	•	•	•	•	•	•	•	•	•			
Rafinerie	•	•	•	•	•		•	•	•			
Železářny/ slévárny		•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Výroba letadel	•		•	•	•	•		•			•	
Elektronika	•				•			•	•	•	•	
Farmacie		•	•	•	•		•	•	•			
Elektrárny				•								
Doly		•						•			•	
Textilní průmysl				•								

Negativní vliv některých kovů v odpadních vodách vyžaduje úpravu těchto průmyslových odpadních vod před vypuštěním, aby se snížilo znečištění. Konvenční metodou odstraňování kovů z průmyslových odpadních vod bylo chemické srážení, úprava pH odpadních vod a odstraňování vysrážených částic sedimentací nebo filtrací. Mezi další chemické separační metody patří koagulace/flokulace a flotace. Tyto metody lze použít k čištění průmyslových odpadních vod s vysokými koncentracemi kovů. Ačkoli jsou tyto metody jednoduché a vyžadují levné vybavení, zahrnují velké množství chemikálií ke snížení koncentrací kovů a tvorbu velkého objemu kalu, který vyžaduje následné zpracování. Jako alternativní metoda je k odstranění kovu z vodných odpadních vod široce volena adsorpce. Několik studií se v posledním desetiletí zaměřilo na vývoj levnějších a účinnějších adsorpčních materiálů, například přírodních materiálů, průmyslových vedlejších produktů nebo

biologického a zemědělského odpadu (Shrestha, 2021; Villen-Guzman, 2021; Barakat, 2011). Biosorpce (tj. adsorpce s biologickými materiály) má však některé nedostatky, jako je nedostatečná specifická vazba kovů, velké množství biomasy potřebné při nízké biosorpční kapacitě a omezená opětovná použitelnost biomasy po desorpci pro reálné aplikace v průmyslových odpadních vodách. Další metodou používanou k odstranění kovů z vodných odpadních vod je iontová výměna díky své vyšší iontové selektivitě a opětovné použitelnosti iontovýmenného materiálu. Hlavními nevýhodami této technologie jsou vysoké provozní náklady, které omezují použití v průmyslovém měřítku, a tvorba znečištění pevnými a organickými sloučeninami obsaženými v průmyslových odpadních vodách. Elektrochemické procesy založené na průchodu stejnosměrného proudu vodným roztokem obsahujícím kov mezi elektrodami byly také široce studovány. Selektivita kovů, žádná spotřeba dalších chemikálií, vysoká účinnost a nižší množství produkovaného kalu jsou hlavními výhodami těchto procesů. Elektrochemické technologie však mají některé nevýhody, jako je vysoká závislost na hodnotách pH vodných odpadních vod a vysoké provozní náklady související s požadavky na elektrickou energii a výměnou elektrod (Shrestha, 2021).

Některé alternativní technologie ke konvenčním metodám jsou založeny na tlakově řízených membránových procesech, jako je ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. Další membránovou technologií je elektrodialýza (ED), která zahrnuje migraci kationtů a aniontů přes iontovýmenné membrány pod vlivem elektrického pole. Tato technika se průmyslově používá k úpravě slaných vod a solanek. Jeho selektivní separace nabitých částic však nabízí vynikající výhody a zvyšuje jeho zájem o úpravu vody obsahující kovy. Některé výhody související se selektivní separací iontů jsou vysoká účinnost separace, nízký provozní tlak, malá provozní stopa, není potřeba přidávat chemikálie a snížená tvorba kalu. Kromě toho může tato technologie čistit odpadní vody s nízkými koncentracemi kovových iontů. Díky všem těmto výhodám je elektrodialýza jednou z nejúčinnějších a nejslibnějších technologií pro čištění průmyslových odpadních vod (Arana Juve, 2022). Potenciál elektrodialýzy není zaměřen pouze na čištění kovů obsahujících odpadní vody, ale také na zhodnocení odpadů a podporu oběhového hospodářství.

4.2.1 Energetika

Odběry vody pro energetiku je třeba hodnotit diferencovaně podle zásadně odlišných systémů v elektrárnách s průtočným chlazením a v elektrárnách s cirkulačním nebo smíšeným chlazením. U elektráren s průtočným chlazením činí průměrná spotřeba vody asi 140 m³ na 1 MW.

U cirkulačního systému chlazení je sice potřeba stejná, ale voda se používá opakovaně, takže do systému se přivádí asi jen 2 m³ na 1 MW. Do toku se potom navrací 60–70 % odebíraného množství vody.

Při předpokládaném postupném odstavování tepelných elektráren s průtočným chlazením nebo jejich přechodu na teplotněnský provoz by se současná úroveň odběrů pro energetiku mohla snížit, přičemž nevratná spotřeba vody by mohla vzrůst v elektrárnách s cirkulačním chlazením o 20–30 %.

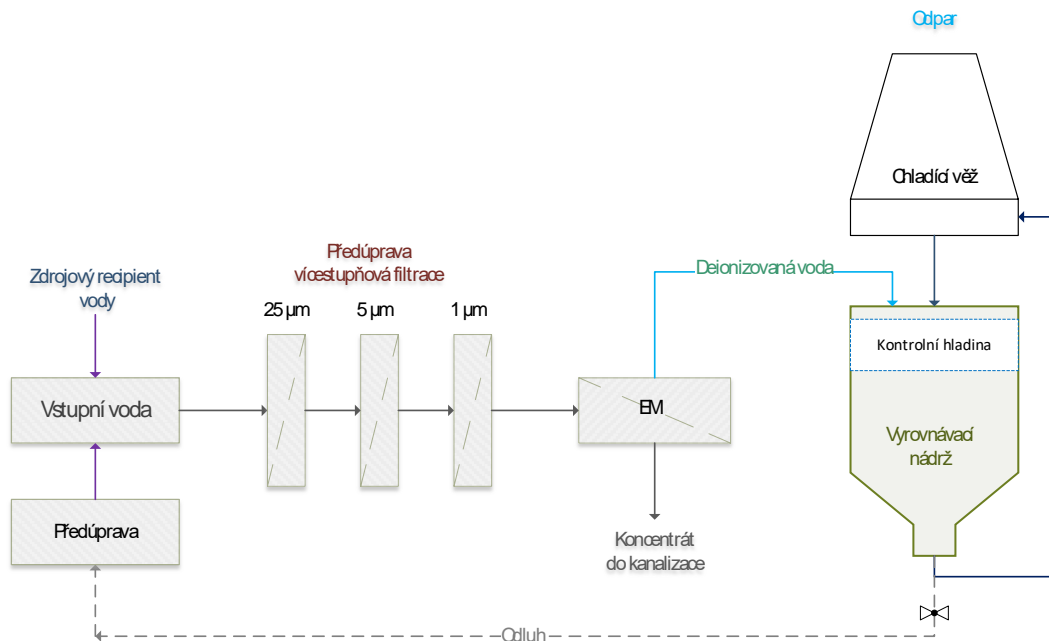
Odluhové vody představují spotřebu 460 710 795 m³/rok z čehož ztráty vody v energetice dosahují 119 562 389 m³/rok.

Chladicí věže se používají k odvádění tepla vznikajícího při průmyslových procesech. Odebrané teplo se ukládá do recyklační vody chladicí věže a postupně se odpařováním uvolňuje. Proces odpařování nakonec vede ke zvýšení koncentrace soli v chladicí věži, což vede k problémům s korozi a usazováním vodního kamene. Do recyklační vody se obvykle přidávají

prostředky proti usazování vodního kamene a inhibitory koroze, aby se minimalizoval rozsah usazování vodního kamene a koroze v chladicích věžích. Běžnou praxí je také vypouštění vody z chladicích věží, jakmile je dosaženo prahu vodivosti chladicí vody. Tato praxe likvidace chladicí vody je škodlivá pro životní prostředí. Snížení spotřeby chemikálií lze dosáhnout odstraněním solí z recirkulační vody. Odstranění solí z chladicích vod může mít za následek méně časté odkalování, menší použití chemikálií, větší úsporu vody, a tím menší poškozování životního prostředí a snížení provozních nákladů. Chladicí procesy spotřebovávají poměrně velké množství vody. Například při rafinaci ropy spotřebovávají chladicí procesy asi 90 % celkové vody používané při rafinaci (Gioli, 1987). Vypouštění určitých typů průmyslových odpadních vod je obvykle náročné a nákladné kvůli vysoké salinitě nebo toxicitě těchto odpadních vod. Vzhledem k vysoké spotřebě vody v chladicích procesech má z obchodního a ekologického hlediska smysl začlenit technologie pro recyklaci vody z chladicích procesů. To vedlo k tendenci průmyslových závodů čistit a znovu využívat své průmyslové odpadní vody. Běžným příkladem opětovného využití průmyslových odpadních vod je čištění a recyklace vody z odkalování chladicích věží. ED je pro tuto aplikaci velmi vhodný, protože:

- IEM mohou stále správně fungovat i při zvýšených teplotách až 50 °C (což je v teplotním rozsahu většiny chladicích systémů)
- lze dosáhnout míry regenerace až 95 %, což vede ke snížení nákladů na napájecí vodu a vypouštění odpadních vod.

Pilotní zařízení EDR bylo použito k rekuperaci vody pro použití jako chladicí voda pro rafinérii (Bisselink, 2016) a k úpravě odluhů chladicích věží (Borea, 2016; Lee, 2021; Hughes, 1992). V mnohem větším měřítku byl průmyslový EDR použit k obnově odluhu chladicích věží v elektrárně Eskom Tutuka v Jižní Africe (Hughes, 1992). MCDI lze také použít k úpravě chladicí vody, technologie MCDI má tu výhodu, že není náchylná k usazování křemičitého vodního kamene a že se jedná o proces s relativně nízkou spotřebou energie. Úspory vody a chemikálií byly hlášeny u studie MCDI provedené na dvou různých místech (jedna v Německu a druhá v Nizozemí). Průběh procesu je znázorněn na obr. 1. Moduly MCDI instalované v obou lokalitách vedly k úsporám chemikálií až 85 %, úsporám vody až 28 % a úsporám odpadních vod až 48 %.



Obr. 1 Schéma možné sestavy chladicí věže s EM procesy.

4.2.2 Chemický průmysl

Voda je podstatná pro většinu chemického průmyslu. Pro specifickou výrobu hlavními faktory jsou výběr jednotkových procesů a jednotkových operací, volba surovin a aparatur. Ty určují potřebu a využití vody. Větší podíl vody je využíván v jednotkových operacích. Odpadní voda je také generována v jednotkových procesech z vody přítomné ve vstupních surovinách, vody vznikající chemickou reakcí nebo vody jako součásti reakčního prostředí a/nebo media pro regulaci procesních podmínek. Rozdělení spotřeby vody a výstup polutantů vody podle jednotkových procesů a jednotkových operací se může značně měnit v závislosti na chemickém produktu a zvoleném jednotkovém procesu.

Voda je dále využívána jako rozpouštědlo, k propírání produktu, čištění zařízení a přestupu tepla (chlazení, ohřev). Rozdělení koncentrace polutantů do proudů odpadních vod není rovnoměrné.

Spotřeba vody pro výrobu základních chemických látek, hnojiv a dusíkatých sloučenin, plastů a syntetického kaučuku v primárních formách činí v ČR 61 970 000 m³/rok, z čehož cca 45 mil. m³ je procesní voda, a cca 16 mil. m³ připadá na chladicí vodu.

Výroba mýdel a detergentů spotřebovává kolem 500 000 m³ vody. Výroba ostatních chemických výrobků spotřebuje kolem 24 mil. m³ vody.

4.2.3 Rafinerie

Rafinace ropy je průmyslový proces, který vyžaduje značné množství vody. Množství spotřebované vody závisí na typu ropných produktů zpracovávaných v rafinérii a na použitých technologiích. Běžné rafinérské procesy, jako jsou krakování (štěpení) a koksování, mají různé nároky na vodu v závislosti na kvalitě surové ropy. Při krakování činí spotřeba přibližně 0,34 litru vody na litr zpracovávané ropy, zatímco u koksování se pohybuje mezi 0,44 až 0,47 litru na litr ropy. Produkce benzínu je obzvláště náročná na vodu, přičemž vyžaduje 0,60 až 0,71 litru vody na litr vyrobeného benzínu. Naopak rafinace leteckého paliva je v tomto

ohledu méně náročná, protože spotřebuje jen asi 0,09 litru vody na litr paliva. Voda v rafinériích se používá v mnoha různých procesech, od praní a odsolování surové ropy přes chlazení až po čištění zařízení. Tato intenzivní spotřeba vody činí z rafinérií nejen velké spotřebitele, ale také producenty odpadních vod, což představuje značnou výzvu pro udržitelné nakládání s vodními zdroji.

Odpadní vody z rafinérií vznikají v několika různých procesech. Jedním z nich je odsolování, které probíhá ještě před destilací surové ropy. Při tomto procesu je produkována odsolená voda obsahující různé minerály a nečistoty odstraněné ze surové ropy. Dalším zdrojem odpadních vod je kyselá voda, která vzniká při stripování a frakcionaci pomocí páry, což je proces oddělování různých složek ropy. Tato voda může obsahovat kyselé sloučeniny, jako je sulfan, a další kontaminanty, které představují riziko pro životní prostředí.

Procesní voda z praní regeneračních katalyzátorů a dehydrogenačních reakcí představuje další proud odpadních vod, který obsahuje zbytky chemikálií a katalyzátorů použitých při rafinaci. Kromě toho se v rafinériích používají žíraviny při extrakci kyselých sloučenin z ropy, což vede k produkci odpadních vod s vysokým obsahem žíraviny a organických nečistot. Periodicky je také nutné odstraňovat sedimenty z nádrží a zařízení, což přispívá ke znečištění vody pevnými částicemi a usazeninami.

Dalším významným zdrojem odpadních vod v rafinériích je voda z chladicích věží. Tato voda se používá k chlazení procesního vybavení a po použití může obsahovat chemikálie, které byly přidány pro kontrolu koroze, tvorby usazenin a mikrobiálního růstu v chladicích systémech. Rafinérie navíc využívají různé metody úpravy vody, jako je odvodňování kalu, iontoměničová regenerace a reverzní osmóza, které také produkují vedlejší produkty v podobě odpadních vod. Tyto odpadní vody mohou obsahovat zbytky chemikálií, soli a další kontaminanty z procesů úpravy vody.

4.2.4 Stavebnictví

Stavebnictví pro výrobu betonových, cementových a sádrových výrobků spotřebuje kolem 1 150 000 m³ vody za rok. OV ve stavebnictví je nutné rozdělit do vod zpracovatelských a příměsových vod do maltovin a betonů spotřebovávaných na místě stavebních prací.

Začlenění systémů recyklované vody do stavebnictví však nabízí slibné vyhlídky na udržitelné hospodaření s vodou a pro zajištění úspěšné realizace je třeba řešit několik problémů. Jedním z hlavních problémů je zajištění kvality vody, protože recyklovaná voda musí splňovat přísné normy, aby byla zaručena bezpečnost a vhodnost pro nepitné aplikace (z pohledu obsahu sloučenin Cl, huminových látek atd.). Musí být v souladu zejména s ČSN EN 1008 (732028; Záměsová voda do betonu – Specifikace pro odběr vzorků, zkoušení a posouzení vhodnosti vody, včetně vody získané při recyklaci v betonárně, jako záměsově vody do betonu). Aby se usnadnila distribuce recyklované vody, budovy často vyžadují infrastrukturu se dvěma potrubími, což může být finančně zatěžující a vyžaduje pečlivé plánování během projekční fáze tak i samotné výstavby. Soulad s regulačními rámci, kterými se řídí používání recyklované vody, je zásadní a může se jednat o složitý proces, který vyžaduje průběžné monitorování a podávání zpráv, aby byly splněny environmentální a bezpečnostní normy. Další problém vyplývá ze sezónní proměnlivosti určitých zdrojů recyklované vody, jako je zachycování dešťové vody, což může vyžadovat další opatření nebo alternativní zdroje vody v období sucha, aby byla uspokojena poptávka (Mishr, 2021). Pro spolehlivé a konzistentní zásobování recyklovanou vodou je nezbytné řádné skladování a úprava zařízení. Kromě toho mohou konkrétní typy recyklované vody, jako je černá voda z toalet a kuchyní, obsahovat patogeny a kontaminanty, což vyžaduje pokročilou úpravu a manipulaci, aby se účinně zmírnily

zdravotní a bezpečnostní rizika. Vnímání a přijímání veřejnosti také hraje významnou roli v širokém přijímání systémů recyklované vody (Sapkota, 2019). Obyvatelé činžovních budov a veřejnost mohou mít výhrady k používání recyklované vody kvůli obavám o její bezpečnost a čistotu, což zdůrazňuje důležitost vzdělávacích a osvětových iniciativ pro podporu porozumění a přijetí postupů recyklované vody.

Proto je nezbytný komplexní a integrovaný přístup k překonání problémů spojených s používáním recyklované vody ve stavebnictví. Spolupráce mezi stavebními odborníky, regulátory, vodohospodářskými úřady a veřejností je nezbytná pro vypracování účinných strategií. Pokročilé technologie úpravy vody, včetně procesů filtrace a čištění, jsou zásadní pro zajištění kvality a bezpečnosti vody a řešení problémů souvisejících s kontaminací a patogeny.

Voda je bohužel základní složkou při výrobě betonu, protože hraje klíčovou roli při hydrataci cementu a zpracovatelnosti čerstvého betonu (Dharmaraj, 2021; Chen, 2023c). Arunkumar a kol. (2023) uvedli, že použití regenerované vody místo pitné vody může zvýšit odolnost betonu proti rázu a konzistence a sednutí betonu z regenerované vody o 12 až 14 % než u betonu používajícího vodu z vodovodu. Podobně lze místo pitné vody použít recyklovanou vodu použitou k propláchnutí mixéru. De Matos a kol. (2020) experimentálně zjistili, že použití recyklované vody zvýšilo viskozitu betonu o 11 % a mez kluzu o 25 %.

4.2.5 Metalurgie

V roce 2021 bylo v hutích spotřebováno okolo 36 505 470 m³ vody, ve slévárnách pak 17 297 800 m³. Metalurgie je jedním z průmyslových odvětví s vysokou spotřebou vody, která je nezbytná při zpracování a výrobě kovů. Voda v metalurgii se využívá v několika klíčových procesech, přičemž jedním z nejdůležitějších je chlazení. V hutích a ocelárnách, kde se kovy zahřívají na extrémně vysoké teploty během tavení a tvarování, je voda používána k chlazení pecí, odlitků a různých zařízení. Bez účinného chlazení by nebylo možné kontrolovat teplotu a kvalitu zpracovávaných kovů. Kromě chlazení se voda využívá také při odstraňování nečistot z povrchu kovů, zejména během jejich úpravy, jako je odrezování, odmašťování a leštění. Ve slévárnách se voda používá při přípravě formovacích směsí, kde zajišťuje optimální konzistenci pro odlévání kovů.

Další oblastí, kde je voda v metalurgii nezbytná, je úprava rud. Při zpracování rud za účelem získání čistého kovu se využívají různé technologie, jako je flotace, kalcinace nebo vyluhování, které jsou velmi náročné na spotřebu vody. Voda zde slouží jako médium, které pomáhá oddělit užitečné kovy od hlušiny, rozpouštět chemikálie a přenášet materiál během jednotlivých etap úpravy. Kromě toho je voda důležitá i při výrobě páry, která se používá v některých metalurgických procesech, jako je kování a válcování.

V metalurgii se tak spotřebovává velké množství vody, což vede k produkci odpadních vod s různými znečišťujícími látkami. Odpadní vody z metalurgie mají často komplexní složení, jelikož při výrobě kovů se používá celá řada chemikálií a procesních kapalin (kyseliny, zásady, močící roztoky, rozpouštědla, chladicí kapaliny, galvanizační chemikálie, tavidla a pájecí materiály, inhibitory koroze, flotační činidla, oxidační a redukční činidla a slévárenské chemikálie). Mezi nejčastější znečišťující látky v odpadních vodách patří těžké kovy, jako jsou olovo, rtuť, zinek, měď, kadmium a chrom. Tyto kovy pocházejí z různých stupňů zpracování a povrchových úprav kovů, včetně galvanizace, pokovování, moření a odrezování.

Kromě těžkých kovů obsahují odpadní vody z metalurgického průmyslu často i oleje, tuky a maziva, které se uvolňují z obráběcích strojů a zařízení během výroby. Tyto látky mohou unikat zejména při chlazení a čištění součástek, což vede k jejich kontaminaci organickými

látkami. Dalším problémem jsou kyseliny a zásady používané při chemických procesech, jako je leptání a odstraňování oxidů z povrchu kovů. Tyto látky mohou způsobit výrazné kolísání pH odpadních vod, což je nežádoucí jak pro vodní ekosystémy, tak pro technologická zařízení, která s nimi mohou přijít do kontaktu.

Odpadní vody z metalurgie mohou také obsahovat pevné částice, jako jsou zbytky strusky, okují a prach, vznikající při různých úpravách kovů. Tyto částice se mohou usazovat v kanálech a nádržích, což ztěžuje jejich odstranění a další zpracování vody. V některých procesech mohou být v odpadních vodách přítomny i různé chemické sloučeniny, jako jsou fluoridy, sírany, chloridy a fosforečnany, které pocházejí z použitých chemikálií při úpravě a zpracování kovů.

4.2.6 Textilní a kožedělný průmysl

Textilní a kožedělný průmysl patří k odvětvím s vysokou spotřebou vody, která je nezbytná v mnoha fázích výroby. V textilním průmyslu se voda používá především při zpracování vláken, barvení, bělení, praní a dalších chemických úpravách. Během těchto procesů je voda klíčová pro změkčení vláken, rozpouštění barviv a chemikálií, nebo pro přenos tepla při termálních úpravách. Spotřeba vody je v textilním průmyslu velmi značná, zejména při barvení a praní látek, kde je nutné opakované oplachování pro dosažení požadovaného výsledku a odstranění zbytků chemikálií. Při barvení může být spotřeba vody dokonce v řádu stovek litrů na kilogram látky. Voda se také používá při čištění textilních strojů a zařízení, což zvyšuje celkovou spotřebu.

Podobně je voda klíčová v kožedělném průmyslu při zpracování surových kůží, které musí projít několika úpravami, než se z nich stanou hotové výrobky. Voda je nezbytná v počátečních fázích, jako je máčení a odchlupování kůží, kde dochází k odstraňování nečistot, chlupů a tuku. Další fáze, například činění kůže, při kterém se kůže upravuje pomocí chemických látek pro zvýšení její odolnosti a pružnosti, také vyžadují velké množství vody. Během činění a následných úprav, jako je barvení a finální zpracování, voda slouží jako médium pro rozpuštění chemikálií a barviv. Celková spotřeba vody v kožedělném průmyslu je tedy vysoká a závisí na konkrétním druhu zpracovávaných kůží a používaných technologiích.

Odpadní vody z textilního a kožedělného průmyslu představují významnou ekologickou zátěž, protože obsahují různé znečišťující látky. V textilním průmyslu odpadní vody často obsahují zbytky barviv, chemikálií, povrchově aktivních látek, změkčovadel a solí, které se používají během různých úprav textilií. Zejména barviva a chemikálie používané při barvení a potiskování textilií jsou problematické, protože mnohé z nich jsou syntetické, toxické a odolné vůči rozkladu. Kromě toho mohou odpadní vody obsahovat těžké kovy, jako je chrom a měď, které se používají v některých barvivech a úpravách. Voda použitá při bělení a praní textilií může obsahovat vysoké koncentrace detergentů, bělidel, enzymů a dalších organických a anorganických látek, které mají potenciál škodit vodním ekosystémům.

V kožedělném průmyslu jsou odpadní vody kontaminovány různými látkami v závislosti na fázích zpracování kůže. Při máčení a odchlupování kůže se do vody dostávají organické nečistoty, tuky, soli a chlupy. Během činění, zvláště pokud se používají chromová činidla, obsahují odpadní vody zbytky toxických chemikálií, těžké kovy a soli. Dalšími znečišťujícími látkami jsou barviva, syntetické pryskyřice a oleje používané při úpravě povrchu kůže, které přispívají k vysoké organické zátěži odpadních vod. Navíc procesy jako odmašťování

a impregnace kůže využívají různé chemikálie, které mohou být toxické nebo obtížně rozložitelné.

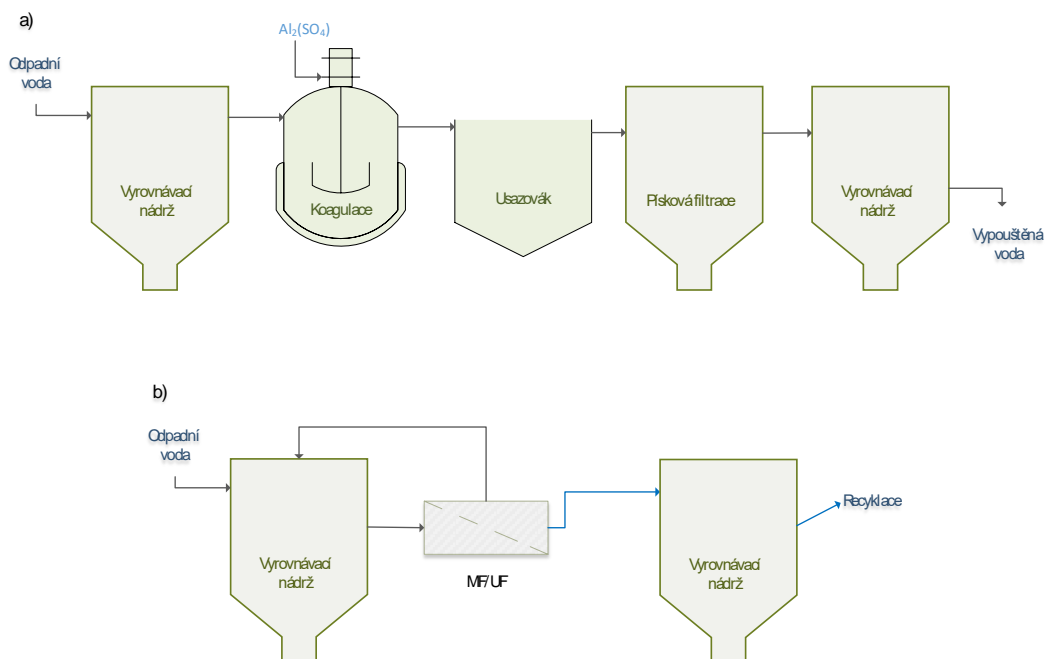
Charakter odpadních vod v textilním a kožedělném průmyslu se liší podle použitých surovin, technologií a konečných výrobků, ale společným rysem je přítomnost chemikálií, barviv, organických látek a těžkých kovů.

4.2.7 Silikátový průmysl (sklářství, keramický a cementářský průmysl)

V tomto odvětví je uváděna spotřeba necelých 2 mil. m³ vody, z čehož cca jen 450 000 m³ tvoří samotná výroba, 1,3 mil. m³ vody připadá na důlní vody. Zbytek spotřeby připadá na ostatní procesy a chlazení.

Ve sklářském a keramickém průmyslu existuje mnoho oblastí, kde cirkuluje procesní voda. Běžnou aplikací je "broušení vody", ke kterému dochází při výrobě skla. Kromě jemných skleněných, keramických a brusných částic může obsahovat také oleje a tuky. Částice nečistot ve vodním okruhu způsobují sraženiny jak v procesní vodě, tak v chladicích věžích, potrubích, výměnících tepla atd. Částice nečistot navíc způsobují vysoké opotřebení částí zařízení, např. čerpadel. Oleje a tuky vedou k nerovnoměrnému chlazení systému. Kontinuální čištění chladicí vody pomocí tzv. Lamela Clear odstraní pevné látky a koncentruje oleje a tuky. Pevné látky se shromažďují v kalové nádobě a jsou odvodňovány například vakuovým pásovým filtrem. Plovoucí oleje mohou být odčerpány na vodní hladině a odděleny v separátoru. Další aplikací je čištění vody z drtičů na sklo. Při úpravě a recirkulaci mlecí vody se využívají šikmé filtry a vakuové pásové filtry. Díky abrazi je možné využít v této fázi pouze keramické membrány. Mikrofiltrace (MF) nebo ultrafiltrace (UF) může být schůdnou možností pro separaci jemného jílu a skleněných částic v odpadních vodách sklářského průmyslu za účelem recyklace vyčištěné vody (permeátu) do výrobního procesu. Vliv velikosti membránových pórů a provozních podmínek na kvalitu vody a permeabilitu membrány byl zkoumán během vsádkové a kontinuální membránové filtrace, a proto se uvádí následující závěry:

Téměř úplného odstranění částic bylo dosaženo pomocí membrán s velikostí pórů menší než 0,45 μm, a tak byla kvalita regenerované vody shledána vhodnou pro účely opětovného použití. MF/UF by mohl být proveditelný pro čištění odpadních vod ze sklářského průmyslu namísto stávajícího procesu koagulace a pískové filtrace při splnění požadavků na kvalitu procesní vody.



Obr. 2 Vývojový diagram čištění odpadních vod ze sklářského průmyslu
 a) stávající procesy čištění
 b) navržený membránový systém

Tvorba koláčů převládala při poklesu toku u UF membrány, zatímco u MF membrán převládalo zanášení membrány. Zejména membrána MF o velikosti 0,1 μm vykazovala největší odpor vůči zanášení vrstvy, pravděpodobně kvůli těsnému ucpávání pórů částicemi, jejichž velikost je podobná velikosti pórů membrány.

Rozdíl v provozním režimu byl zodpovědný za nesoulad chování tavidla mezi filtrací míchaným tokem a filtrací příčného toku, a proto výkon membrány systémů s příčným prouděním, zejména provozovaných při konstantním toku, nelze extrapolovat z výkonu filtrace míchaných modulů při konstantním tlaku. To by mohlo být vysvětleno kvantitativně na základě analýz zpětných transportních rychlostí částic v odpadních vodách.

Bylo také zjištěno, že jakmile byly částice deponovány při nízkých tangenciálních rychlostech během filtrace příčného proudění, bylo dosaženo malého obnovení permeability membrány, a to i při vysokém turbulentním proudění. Ukázalo se, že částice jsou lepkavé, a jejich ukládání probíhá téměř nezvratně.

Membránové operace v tomto segmentu by tedy měly začínat v režimu toku, který může zabránit hromadění částic na povrchu membrány.

Voda potřebná pro leštění LCD displejů a zrcadel musí být bez jakých koliv nečistot a kvalitou odpovídá deionizované vodě. V případě vlastní recyklace vod ze sklárny je vhodné pro tyto účely použít následující schéma: Fyzikálně-chemická úprava dekantace \rightarrow suspenzní keramická mikrofiltrace \rightarrow ultrafiltrace \rightarrow dvoustupňová reverzní osmóza \rightarrow elektrodeionizace.

Emise organických sloučenin, těžkých kovů a chemikálií používaných v keramickém průmyslu způsobují značné organické a anorganické znečištění vody. Odpadní voda musí být před vypuštěním do vodního útvaru vyčištěna. Mezinárodní zákony a zákony EU upravují

chemickou spotřebu kyslíku (CHSK) v odpadních vodách. Konvenční technologie, jako je sedimentace, flokulace a biologické čištění, mají mnoho nevýhod, zatímco membránové technologie poskytují mnoho výhod, protože neobsahují chemikálie a umožňují snížení počtu kroků čištění. Jednostupňová nanofiltrace odpadních vod s keramickými membránami o mezním tlaku 450 Da je schopna snížit CHSK keramických odpadních vod na dostatečnou úroveň. Pracovní doba bez čištění je však omezená a odmítnutí membrán může být výrazně sníženo v důsledku zanášení. Řešením může být vícestupňová filtrace za účelem trvalého dosažení limitní hodnoty CHSK pod 80 mg.l⁻¹ a prodloužení provozní doby. Shurygin (2021) prokázali, že z hlediska nejvyšší rejeckce CHSK a nejvyšší permeability byla nejlepší kombinace membrán MF a UF. Zde byly UF membrány dostatečné k dosažení mezních hodnot. Z vícekanálových membrán byla nejlepší kombinace keramických membrán MF a NF (450 Da) a konečná koncentrace CHSK se pohybovala od 11 do 48 mg.l⁻¹. 5denní testy BSK ukázaly poměr CHSK/BSK 3,8 což podporuje možnosti pro kombinované čištění takových to OV.

4.2.8 Elektrotechnický průmysl

V tomto segmentu průmyslu se spotřebuje cca 700 000 m³ vody za rok. Elektrotechnický průmysl má specifické požadavky na spotřebu vody, která je nezbytná v různých fázích výroby elektronických a elektrotechnických komponent. Voda se zde využívá hlavně při chlazení zařízení a produktů, protože výrobní procesy, jako je lití, tváření nebo pájení, generují značné množství tepla. Chlazení je nezbytné pro udržení stability výrobních podmínek a zachování kvality konečných produktů, například při výrobě polovodičů, mikročipů, integrovaných obvodů či jiných citlivých elektronických součástek.

V elektrotechnickém průmyslu se často používá tzv. ultračistá voda, zejména při výrobě polovodičových součástek, kde i drobné nečistoty mohou ovlivnit funkčnost výsledných produktů. Procesy, jako je leptání, fotolitografie, čištění a oplachování mikročipů, vyžadují vodu extrémně vysoké čistoty. Spotřeba vody v tomto průmyslu je tedy značná a závisí na složitosti a druhu vyráběných komponent. Kromě toho voda slouží také k mytí a odmašťování různých součástek a zařízení, což je nutné pro zajištění jejich bezchybného fungování a kvality povrchové úpravy.

Odpadní vody z elektrotechnického průmyslu obsahují širokou škálu znečišťujících látek, které vyplývají z rozmanitých výrobních procesů. Při výrobě polovodičů, plošných spojů, baterií a dalších elektronických součástek dochází k používání chemických látek, jako jsou kyseliny, zásady, rozpouštědla, fotorezisty a různé druhy kovových sloučenin. Tyto látky mohou unikat do odpadních vod, což představuje značné environmentální riziko. Například kyseliny a zásady používané při leptání a čištění povrchů mohou výrazně ovlivnit pH odpadních vod. Rozpouštědla a fotorezisty z procesu fotolitografie zase mohou do vody přidávat organické látky, které jsou často toxické a obtížně rozložitelné.

Další složkou znečištění odpadních vod z elektrotechnického průmyslu jsou těžké kovy, jako je měď, nikl, zlato, stříbro, cín a olovo, které se používají při pokovování, pájení a výrobě elektronických součástek. Tyto kovy se mohou dostat do vody během čištění a oplachování zařízení a komponent, což zvyšuje riziko kontaminace životního prostředí, pokud nejsou správně ošetřeny. Kromě toho mohou být v odpadních vodách obsaženy také soli, například z procesů galvanizace a elektrolytické úpravy povrchů, které mohou ovlivnit osmotický tlak vodních ekosystémů.

Odpadní vody z elektrotechnického průmyslu mohou dále obsahovat různé pevné částice a zbytky po mechanickém opracování materiálů, jako je řezání, leštění nebo frézování. Tyto částice mohou zahrnovat kousky kovů, prach, brusné materiály nebo zbytky plastů a skel,

což přispívá k zakalení a znečištění vody. V některých případech mohou být v odpadních vodách přítomny i zbytky pájecích materiálů a tavidel, které obsahují různé chemikálie používané při montáži elektronických zařízení.

Z hlediska množství a složení odpadních vod se elektrotechnický průmysl vyznačuje velkou různorodostí, která závisí na druhu a rozsahu výroby. Produkce polovodičů, baterií, kondenzátorů, rezistorů, kabelů a dalších komponent využívá různé materiály a chemikálie, což se odráží v různých typech znečištění odpadních vod.

4.2.9 Strojírenství

V ČR se ve strojírenském průmyslu spotřebuje ročně kolem 5 140 000 m³ vody. Strojírenství patří mezi průmyslová odvětví s významnou potřebou vody, která je nezbytná pro různé fáze výroby a zpracování kovů. Voda je primárně využívána k chlazení zařízení a nástrojů při mechanickém obrábění, jako je řezání, broušení, frézování a soustružení. Tyto procesy generují velké množství tepla, a proto je nutné nástroje a obrobky během zpracování ochlazovat, aby nedošlo k jejich přehřátí, deformaci nebo ztrátě požadovaných mechanických vlastností. Chladicí kapaliny, které často obsahují vodu smíchanou s oleji či emulzemi, jsou v tomto ohledu klíčové, protože umožňují udržení stabilních teplot a zlepšují přesnost obrábění.

Další významné využití vody ve strojírenství spočívá v mytí, čištění a odmašťování kovových součástí a povrchů. Před dalšími výrobními kroky, jako je lakování, galvanické pokovování nebo svařování, je nutné z povrchů odstranit prach, oleje, maziva a jiné nečistoty, což se provádí s využitím vody v kombinaci s čisticími prostředky. V některých provozech se voda používá také při tepelné úpravě kovů, například při kalení, popouštění a žíhání, kde je potřeba rychlé chlazení pro dosažení požadovaných vlastností materiálu.

V průmyslových procesech, jako je lití, tváření kovů nebo výroba plechů a profilů, se voda používá nejen pro chlazení, ale také jako médium pro hydraulické systémy a k výrobě páry. Ve slévárnách se voda využívá při přípravě formovacích směsí a k ochlazení odlitků, zatímco v kovárnách se používá při kování a lisování. Spotřeba vody ve strojírenství se liší v závislosti na konkrétních procesech, technologii a velikosti provozu, ale v některých výrobních závodech může být značná, což vyžaduje pečlivé řízení a optimalizaci jejího využití.

V důsledku těchto činností vznikají ve strojírenském průmyslu odpadní vody, které často obsahují řadu znečišťujících látek. Mezi nejčastější patří oleje, maziva, emulze a chladicí kapaliny, které se používají při obrábění a zpracování kovů. Tyto látky mohou do odpadních vod unikat a znečišťovat je. Odpadní vody mohou obsahovat také pevné částice, například kovové třísky, prach a abrazivní materiál, které vznikají při mechanickém opracování kovů. Voda použitá při mytí a čištění součástí může obsahovat zbytky čisticích prostředků, odmašťovadel, rozpouštědel a jiných chemikálií.

Další znečišťující látky v odpadních vodách ze strojírenství zahrnují těžké kovy, jako je měď, nikl, chrom nebo zinek, které mohou pocházet z galvanických procesů, pokovování nebo povrchové úpravy kovů. V některých provozech mohou odpadní vody obsahovat také kyseliny a zásady, které se používají při leptání, pasivaci nebo neutralizaci kovových povrchů. Znečištění odpadních vod může být ovlivněno také používáním různých chemických sloučenin při speciálních procesech, jako je fosfátování, anodizace nebo tepelné zpracování kovů.

Velkou výzvou je rovněž znečištění způsobené chemickými přípravky používanými k ochraně zařízení a nástrojů proti korozi a opotřebení. Tyto látky mohou při čištění strojů

a údržbě výrobních zařízení končit v odpadních vodách, což zvyšuje jejich ekologickou zátěž. Odpadní vody ze strojírenství mohou proto obsahovat širokou škálu znečišťujících látek, včetně organických a anorganických sloučenin, emulzí, tuků, pevných částic a rozpuštěných kovů.

4.2.10 Dřevozpracující průmysl

Dřevozpracující průmysl má značnou potřebu vody, která je nezbytná pro řadu procesů, počínaje těžbou a zpracováním dřeva až po výrobu hotových dřevěných výrobků. Voda je zde primárně využívána při mechanickém zpracování dřeva, kde slouží například k chlazení nástrojů a zařízení během řezání, broušení a frézování. Dřevo je materiál citlivý na teplotu, a proto je nutné během obrábění zamezit jeho přehřátí, které by mohlo způsobit změny v jeho struktuře a kvalitě. Další významné využití vody je při chemickém a fyzikálním zpracování dřeva, například při impregnaci, moření a barvení, kde se voda mísí s různými chemikáliemi pro dosažení požadovaných vlastností materiálu.

V papírenském průmyslu, který je úzce spjatý se zpracováním dřeva, je voda naprosto klíčová, neboť je nezbytná při rozpouštění a zpracování dřevní hmoty do formy papíroviny. V tomto odvětví je voda převážně využívána jako transportní, nosné a ředicí médium pro vlákninu. Hlavní operace spojené s vodou zahrnují praní, filtraci, bělení a tvarování. Ačkoliv je v tomto odvětví hodně vody recyklováno, náklady spojené s vodou jsou stále značně vysoké. Celková spotřeba v Evropě činí asi 2000 milionů m³ ročně. Náklady na vodu představují asi 1–2 % celkových výrobních nákladů, zatímco náklady na energii činí 3–10 %, aditiva 5–10 % a vlákninu 4–8 %. Vliv vody na kvalitu produkce je obtížné posoudit, ale obecně je značný.

Kromě toho je voda ve dřevozpracujícím průmyslu používána k čištění surovin a vybavení, odstraňování prachu a nečistot a v některých případech i jako médium pro přepravu dřeva v rámci provozu. Při zpracování dřeva může být spotřeba vody značná, zejména v papírnách, kde se z jednoho kubického metru dřeva mohou spotřebovat i stovky litrů vody. V moderních závodech se proto často využívají uzavřené vodní okruhy a recyklace vody, aby byla její spotřeba co nejvíce optimalizována.

V důsledku různorodých výrobních procesů vznikají také odpadní vody, které mohou být zdrojem znečištění. Odpadní vody z dřevozpracujícího průmyslu obsahují především organické látky, jako jsou zbytky dřevní hmoty, celulózy, ligninu a pryskyřic. Tyto látky mají vysoký obsah organického uhlíku, což může způsobovat zvýšenou chemickou a biologickou spotřebu kyslíku ve vodních ekosystémech a mít tak nepříznivý vliv na životní prostředí. Kromě organických látek mohou odpadní vody obsahovat také různé chemikálie používané při úpravě dřeva, jako jsou barviva, lepidla, rozpouštědla, pryskyřice a konzervační látky. Zvláště u papírenského průmyslu mohou být přítomny chemikálie z bělicích a odbarvovacích procesů, včetně chlóru a jeho sloučenin.

V některých procesech dřevozpracujícího průmyslu, například při impregnaci a ochraně dřeva proti houbám a škůdcům, se využívají biocidy a další chemické látky, které mohou přispět k toxicitě odpadních vod. Dále se v odpadních vodách mohou vyskytovat pevné částice, jako jsou piliny, štěpky a další dřevní zbytky, které znečišťují vodu a mohou se usazovat v kanalizacích nebo vodních tocích. Množství a složení odpadních vod závisí na typu a intenzitě zpracování dřeva. Například pilnice a dýhárný produkují odpadní vody bohaté na dřevní vlákna, zatímco papírny generují vody s vysokým obsahem organických látek a chemických příměsí.

4.2.11 Těžářský průmysl

Dobývání nerostných surovin, které je většinou spojeno s nutností odvodnění dolu, se provádí dvěma metodami – hlubinným a povrchovým dobýváním. Určitý podíl vody z odvodnění je nevratně využíván ve vnitřním okruhu dolu nebo vtlačován zpět do horniny. Většina vody však odchází do povrchových vod. Odvodňování dolu vždy naruší přírodní rovnováhu vod. V oblasti podzemních vod může dojít k deformaci depresního kužele podzemních vod. V povrchových tocích dochází ke změně (obvykle k navýšení průtoku, což v řekách obsahujících komunální splašky může být i výhodné. Na druhé straně dochází k zasolení sulfáty, kontaminaci těžkými kovy a přírodními radionuklidy. Technologie k odsolení takovýchto vod jsou stále ekonomicky neefektivní. Velmi často se ke snížení vlivu vypouštění slaných vod instalují systémy pro kontrolované dávkování těchto vod v korelaci s průtokem vody v povrchovém toku. Dosud nebyly vypracovány metody pro porovnání dopadu důlních vod na ŽP s náklady na instalaci těchto systémů.

Důlní vody jsou směsí provozních vod a přírodních vod vytékajících z horninového podloží do důlních děl. Za provozu se důlní vody odčerpávají a dále zpravidla vypouštějí do povrchových vod. Zdrojem znečištění však mohou být i zatopená důlní díla, která ovlivňují kvalitu podzemní vody a také aktivní dnové sedimenty v původních recipientech důlních vod, případně též výluhy z hald hlušiny. Důlní vody mají vyšší kyselost (pH 3,5–5,5), vyšší koncentraci železa, manganu a síranů. Nejvýznamněji jsou důlními vodami ovlivněny vodní toky na Ostravsku. Podíl důlních vod na celkových průtocích Odry a Olše představuje přibližně 1 %, větší je ovšem podíl na celkovém znečištění těchto toků.

4.2.12 Výroba plastů a pryže

V ČR se při výrobě pryže spotřebuje ročně kolem 230 000 m³ vody, v plastikářství cca 770 000 m³ vody. Výroba plastů a pryže je významným průmyslovým odvětvím, které má značné nároky na spotřebu vody. Voda je zde nezbytná v různých fázích výrobního procesu, počínaje přípravou surovin až po konečné zpracování výrobků. Při výrobě plastů se voda využívá hlavně k chlazení. Během zpracování plastů, například při extruzi, vstřikování nebo vyfukování, vzniká značné množství tepla, které je nutné odvádět, aby byl zajištěn požadovaný tvar a kvalita plastových výrobků. Chladicí okruhy využívají vodu jako médium, které účinně snižuje teplotu zařízení i produktů, čímž se zajišťuje stabilní a efektivní provoz. Voda je rovněž používána při výrobě chemických látek, které tvoří základ plastových materiálů, jako jsou polymerizační procesy, kde slouží k regulaci teploty a čištění.

V případě výroby pryže je voda také potřebná při míchání surovin, chlazení a konečném zpracování výrobků. Procesy jako vulkanizace, která dodává pryži její jedinečné elastické vlastnosti, vyžadují přesné řízení teploty, což často zahrnuje použití vody v chladicích systémech. Kromě toho je voda používána k mytí forem, zařízení a povrchů, což zajišťuje čistotu a kvalitu konečných výrobků. V některých případech se voda využívá při hydraulických procesech, které jsou součástí výroby a tvarování pryžových výrobků.

V důsledku těchto činností vznikají v průmyslu výroby plastů a pryže odpadní vody, které mohou obsahovat různé znečišťující látky. Odpadní vody z těchto výrobních procesů mohou být znečištěny chemikáliemi používanými při polymerizaci a zpracování plastů, například zbytky monomerů, katalyzátorů, rozpouštědel a stabilizátorů. Dále mohou obsahovat zbytky barviv, změkčovadel, plastifikátorů a jiných přísad, které se přidávají k plastovým a pryžovým směsím pro dosažení požadovaných vlastností. Přítomnost těchto

látek v odpadních vodách může představovat významné environmentální riziko, protože některé z nich mohou být toxické nebo obtížně rozložitelné v přírodě.

Odpadní vody z výroby pryže mohou obsahovat další znečišťující látky, jako jsou zbytky síry a jiných chemikálií používaných při vulkanizaci, například organické sloučeniny a emulze. Kromě toho mohou být ve vodách přítomny pevné částice, například zbytky prachu z pryžových směsí, nečistoty z povrchů nebo zbytky po čištění zařízení. Při výrobě syntetických pryží se využívají různé chemické látky, které mohou skončit v odpadních vodách, včetně emulgátorů, antioxidantů a stabilizátorů, což může dále zvyšovat zátěž těchto vod pro životní prostředí.

Další zdroje znečištění odpadních vod mohou pocházet z údržby a čištění zařízení, kde se používají různá rozpouštědla, odmašťovací prostředky a detergenty. Tyto látky se mohou dostat do odpadních vod spolu s organickými a anorganickými zbytky, jako jsou zbytky surovin, nečistoty a oleje.

4.2.13 Agroprůmysl

Základní scénář je založen na stávajících a prováděných zemědělských politikách a na pokračování dřívějšího chování v chovatelském sektoru. Zásady, které v současné době ještě nebyly podrobně popsány. Základní scénář předpokládá, že producenti mléka využijí dostupné finanční prostředky k investicím do růstu svých zemědělských podniků. Podle tohoto scénáře se celkový počet dojnic v nadcházejícím desetiletí sníží o cca 30 %. Množství vyprodukovaného mléka se zvyšuje o 4 procenta, protože se očekává, že roční produkce mléka na krávu poroste v souladu s trendem vykazovaným v minulém období.

Pokud budeme vycházet z výzkumů zveřejněných na konferencích, tak se předpokládá, že v Holandsku, Dánsku a Polsku se očekává, že část chovatelů mléčného skotu v příštím desetiletí ukončí svou farmářskou činnost kvůli věku a nedostatku nástupce. Z druhé strany to budou nedostatečné finanční výsledky, které se stanou hlavním důvodem, proč skončit s farmařením. Vzhledem k počtu zvířat v základním scénáři zůstává odvětví mléka a mléčných výrobků v mezích maximálních limitů pro vypouštění fosforečnanů a dusíku, dosažení cíle stanoveného v dohodě o klimatu se zdá být na dosah a zdá se, že k dosažení cílů v oblasti emisí čpavku jsou nezbytná další opatření. Zprávy poukazují, že výsledky základních scénářů jsou citlivé na změny základních předpokladů v modelu, jako jsou ceny mléka, technické výsledky a úrokové sazby.

4.2.14 Využití odpadního tepla z průmyslu a membránové technologie

4.2.14.1 Zdroje odpadního tepla v průmyslu

Odpadní teplo v průmyslu představuje teplo, které vzniká jako vedlejší produkt průmyslových procesů a není přímo využíváno k primárnímu účelu výroby. Odpadní teplo generované v průmyslových provozech tak představuje významný, avšak často opomíjený zdroj energie. Odpadní teplo běžně uniká do okolního prostředí, přičemž tento proces představuje nejen energetickou ztrátu, ale také potenciální negativní dopad na životní prostředí, zejména v podobě tepelných emisí (a samozřejmě také zvýšení emisí CO₂). Využití tohoto odpadního tepla by mohlo výrazně přispět ke zlepšení celkové energetické účinnosti průmyslu, což je klíčové v kontextu globálních snah o dekarbonizaci a snižování emisí. Odpadní teplo lze využít v řadě odvětví, např. pro výrobu elektrické energie, pro předehřev vzduchu a vody v průmyslových procesech, pro vytápění obytných a komerčních budov a další. Efektivní integrace systémů pro rekuperaci tepla vyžaduje pokročilé technologie, jako jsou tepelné

výměníky a tepelná čerpadla, které umožňují přeměnu a znovuvyužití tepelné energie různého potenciálu.

Tabulka 4. Příklady zdrojů odpadního tepla a jeho využití.

Potenciál	Příklady zdrojů	Teplota [°C]	Typické využití pro daný potenciál
Vysoký (>650 °C)	Šachtové pece na nikl	1370–1650	Předehřev spalovacího vzduchu Výroba elektřiny Využití ve formě vysoce potenciálního tepla Předehřev vsázek do pecí
	Elektrické oblouková pece (obecně)	1370–1650	
	Zpracování hliníku	1100–1200	
	Šachtové pece na měď	900–1090	
	Kalící pece	930–1040	
	Primární spaliny (Spalovny odpadů)	650–1430	
	Sklářské pece	1300–1540	
	Koksovací pece	650–1000	
Střední (260–650 °C)	Cementářské pece	450–620	Předehřev spalovacího vzduchu Výroba elektřiny Předehřev napájecí vody Vytápění budov, ohřev vody
	Spaliny (průmyslové kotle, turbíny)	260–540	
	Průmyslové pece (stavebnictví, sušení)	250–450	
	Spaliny (benzínové, dieslové motory) motoru	320–590	
Nízký (<260 °C)	Kondenzační jednotky (parní kondenzát)	50–90	Tepelná čerpadla Rankinův cyklus
	Průmyslová chladicí voda	30–70	
	Vzduchové kompresory	30–50	
	Chladicích a klimatizačních zařízení	20–40	
	Sušicí a potravinářské pece	90–260	
	Odpadní voda z ČOV	20–35	

Přestože je možný přínos využití odpadního tepla obrovský, realizace často naráží na technické a ekonomické výzvy. Tyto překážky je však možné překonat prostřednictvím inovací, investic do moderních technologií a vytvořením vhodných politických rámců, které by mohly podpořit / regulovat využití odpadního tepla v širším rámci. Celkově lze říci, že efektivní využití odpadního tepla je jednou z cest, jak dosáhnout udržitelného rozvoje průmyslu a významně přispět ke snížení globálních emisí skleníkových plynů.

4.2.14.2 Využití odpadního tepla z průmyslu v kontextu evropské a české legislativy

Využití odpadního tepla z průmyslu představuje klíčový nástroj pro zvýšení energetické účinnosti a snížení emisí skleníkových plynů v souladu s evropskou legislativou. Evropská unie

se dlouhodobě snaží podporovat opatření, která vedou k udržitelnému rozvoji, energetické nezávislosti a ochraně klimatu, přičemž využití odpadního tepla hraje v této strategii významnou roli. Tento přístup je zakotven v několika důležitých legislativních nástrojích a politických iniciativách EU, jako např.:

Směrnice o energetické účinnosti (2012/27/EU)

Směrnice o energetické účinnosti z roku 2012, revidovaná v roce 2018 (2018/2002), stanovuje závazné cíle a opatření pro zvýšení energetické účinnosti v členských státech EU. Tato směrnice přímo podporuje využití odpadního tepla jako způsob, jak dosáhnout vyšší energetické účinnosti. Členské státy jsou povinny identifikovat a využívat potenciál pro rekuperaci tepla, zejména v průmyslových procesech, a podporovat jeho integraci do lokálních a regionálních energetických systémů.

Evropský rámec pro klima (European Climate Law)

Evropský právní rámec pro klima stanoví právně závazný cíl dosáhnout klimatické neutrality do roku 2050. Využití odpadního tepla je v tomto kontextu považováno za jednu z klíčových strategií k dosažení tohoto cíle, jelikož pomáhá snižovat spotřebu primární energie a minimalizuje emise skleníkových plynů. Tento zákon vytváří rámec, ve kterém se členské státy musí zaměřit na dekarbonizaci všech hlavních průmyslových sektorů.

Zelená dohoda pro Evropu (European Green Deal)

Zelená dohoda pro Evropu, která byla představena v roce 2019, zdůrazňuje nutnost transformace evropské ekonomiky směrem k udržitelnosti. V rámci této strategie je energetická účinnost klíčovým prvkem, a to včetně maximalizace využití odpadního tepla. Evropská komise podporuje investice do technologií, které umožňují opětovné využití tepla z průmyslových procesů, a usiluje o integraci těchto technologií do širší energetické infrastruktury.

Využití odpadního tepla je nejen technickou a ekonomickou výzvou, ale také právní otázkou. Implementace evropských směrnic a nařízení v oblasti energetické účinnosti vyžaduje od členských států přijetí národních strategií a legislativy, které podporují opětovné využití odpadního tepla. To zahrnuje povinnosti pro průmyslové subjekty v oblasti hlášení a snižování energetických ztrát, jakož i zavedení stimulů a dotací na podporu investic do technologií využívajících odpadní teplo. Podpora může být čerpána z různých evropských fondů, jako je Fond pro spravedlivou transformaci nebo programy Horizont Evropa.

Využití odpadního tepla z průmyslu je v České republice významnou součástí strategií zaměřených na zvyšování energetické účinnosti a snižování emisí skleníkových plynů. Česká legislativa reflektuje evropské požadavky, přičemž se zaměřuje na integraci těchto opatření do národního právního rámce, podporuje inovace a poskytuje pobídky pro průmyslové subjekty. Tento přístup je klíčový pro dosažení cílů v oblasti energetické účinnosti a ochrany životního prostředí v souladu s národními a evropskými závazky. Efektivní implementace těchto opatření je nezbytná pro dosažení cílů energetické účinnosti a snižování emisí, které Česká republika přijala v souladu s mezinárodními závazky. Právní a odborná podpora hraje klíčovou roli v zajištění souladu s legislativou a podporuje maximalizaci přínosů, které vyplývají z využití odpadního tepla v průmyslu. Legislativní rámec v rámci ČR zahrnuje např:

Zákon č. 406/2000 Sb., o hospodaření energií

Tento zákon je základním právním předpisem, který upravuje nakládání s energií v České republice, včetně využití odpadního tepla. Zákon stanovuje povinnosti pro podniky, včetně provádění energetických auditů a implementace opatření ke zvyšování energetické účinnosti.

Odpadní teplo je v tomto kontextu považováno za významný zdroj, který by měl být maximálně využito k úspoře energie.

Národní akční plán energetické účinnosti

Tento plán, který je pravidelně aktualizován, definuje strategii České republiky v oblasti energetické účinnosti, včetně využití odpadního tepla. Plán stanovuje cíle a konkrétní opatření, která mají být přijata v různých sektorech, včetně průmyslu, aby se dosáhlo efektivnějšího využití energie a snížení emisí.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší

Tento zákon se zaměřuje na snižování emisí znečišťujících látek do ovzduší, což zahrnuje i povinnosti týkající se využití odpadního tepla. Využití odpadního tepla v průmyslu může významně přispět ke snižování emisí skleníkových plynů a dalších škodlivých látek, čímž se podílí na naplňování cílů zákona.

[4.2.14.3 Aktéři z veřejné sféry ČR pro odvětví využití odpadního tepla z průmyslu](#)

Ministerstvo průmyslu a obchodu (MPO)

MPO je hlavním orgánem státní správy, který se zabývá energetickou politikou, včetně podpory energetické účinnosti a využívání odpadního tepla z průmyslových procesů. MPO koordinuje a implementuje opatření, která vycházejí z evropských směrnic a české legislativy. MPO se podílí na tvorbě Národního akčního plánu energetické účinnosti a dalších strategií, které zahrnují využívání odpadního tepla.

Ministerstvo životního prostředí (MŽP)

MŽP se zaměřuje na ochranu životního prostředí a udržitelný rozvoj, včetně snižování emisí skleníkových plynů. Podporuje projekty a politiky, které zvyšují energetickou efektivitu a využití odpadního tepla jako prostředku ke snižování environmentální zátěže. MŽP poskytuje dotace a granty prostřednictvím Operačního programu Životní prostředí, které mohou být využity na projekty spojené s využíváním odpadního tepla.

Státní fond životního prostředí (SFŽP)

SFŽP je klíčovým nástrojem pro financování projektů v oblasti životního prostředí, včetně těch zaměřených na energetickou účinnost a využití odpadního tepla.

Technologická agentura České republiky (TAČR)

TAČR podporuje výzkum a inovace v oblasti technologií, které mohou zahrnovat i řešení pro efektivní využívání odpadního tepla. TAČR financuje projekty zaměřené na výzkum a vývoj nových technologií pro zlepšení energetické účinnosti a využití odpadního tepla.

[4.2.14.4 Využití odpadního tepla pomocí membránových technologií](#)

Membránové technologie, zejména membránová destilace, představují perspektivní přístup k efektivnímu využívání odpadního tepla. Membránová destilace je termální separační proces, který využívá rozdílů v parciálních tlacích par mezi dvěma stranami hydrofobní membrány k oddělení těkavých látek z kapalné fáze. Tento proces se ukazuje jako zvláště vhodný pro aplikace, kde je k dispozici odpadní teplo při nízkých až středních teplotách.

Princip membránové destilace:

- **Použití hydrofobní membrány:** Membrána použitá v MD je klíčová pro funkci celého procesu. Hydrofobní povrch membrány zabraňuje průchodu kapalné fáze, ale umožňuje přenos par. Typické materiály pro membrány v MD zahrnují polytetrafluorethylen (PTFE), polypropylen (PP) a polyvinylidenfluorid (PVDF). Tyto

materiály mají nízkou afinitu k vodě, což je kritické pro udržení suchého povrchu membrány a zabránění kapilárnímu průniku kapaliny.

- **Využití teplotního gradientu:** Membránová destilace je poháněna teplotním gradientem mezi dvěma stranami membrány. Na jedné straně membrány (horká strana) je roztok ohříván, což způsobuje, že voda z roztoku přechází do plynné fáze (odpařuje se). Na druhé straně membrány (chladná strana) se pára kondenzuje, protože teplota je nižší. Tento teplotní gradient je zásadní pro vytvoření rozdílu v parciálních tlacích par, který je hlavním hnacím mechanismem procesu.

Výhody použití membránové destilace:

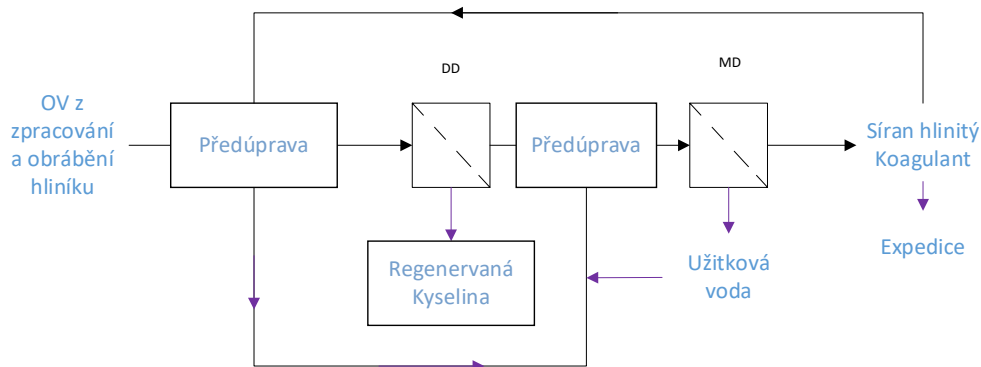
- **Energetická účinnost:** Membránová destilace je zvláště vhodná pro aplikace, kde je k dispozici nízkoteplotní odpadní teplo (např. 30–80 °C). Proces umožňuje efektivní využití tohoto tepla, čímž zvyšuje celkovou energetickou účinnost průmyslových systémů.
- **Vysoká selektivita:** MD je schopna dosáhnout vysoké separační účinnosti díky hydrofobní povaze membrány, která zabraňuje průniku kapaliny, ale umožňuje transport par. Tento proces je proto ideální pro aplikace vyžadující vysokou kvalitu separovaného produktu.
- **Modularita a škálovatelnost:** Membránové destilační systémy jsou modulární a mohou být snadno škálovány podle potřeb konkrétní aplikace. To umožňuje flexibilní nasazení v různých průmyslových sektorech, od malých systémů až po rozsáhlé průmyslové instalace.

Membránová destilace představuje inovativní a efektivní technologii pro využití odpadního tepla v průmyslových procesech. Její schopnost využívat nízkoteplotní teplo k separaci a recyklaci látek z různých roztoků ji činí ideální pro aplikace, jako je odsolování, čištění průmyslových odpadních vod a regenerace chemikálií. Přestože existují výzvy spojené se zanášením membrán, možnou ekonomickou nákladností a optimalizací procesů, výhody membránové destilace (včetně energetické účinnosti a vysoké selektivity) ji činí perspektivní technologií pro budoucí udržitelné průmyslové aplikace. Pro širší přijetí této technologie v průmyslové praxi je nutný další výzkum a inovace zaměřené na zlepšení materiálů membrán a procesní optimalizace. Celkově je možné konstatovat, že membránová destilace má potenciál stát se klíčovou technologií v oblasti udržitelného zpracování vody a efektivního využití energie, což je v souladu s globálními snahami o snížení energetické náročnosti průmyslu a o ochranu životního prostředí.

4.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod

4.3.1 Odpadní vody obsahující těžké a přechodné kovy

OV z povrchové úpravy komponentů z hliníku a jeho slitin metodou anodické oxidace hliníku – eloxováním. OV obsahuje slabou kyselinu sírovou a nejčastěji síran hlinitý. Lze použít i pro jiné metalurgické procesy a pasivace kovů, slitin atd., kdy odpadní vody jsou bohaté na chlorid hlinitý; chlorid železitý/síran železitý; síran hlinitý; polyaluminium chlorid (PAC) a jiné polymery železitých solí. Tyto sloučeniny jsou v slabém roztoku kyselin vhodné jako koagulanty, které by se daly využít v daném provozu v předúpravě nebo pomocí MD zkoncentrovat a vysušit a prodávat jako samostatné koagulační činidlo. Samotnou kyselinu je možné regenerovat pomocí difuzní dialýzy a použít ji zpět v procesu eloxování.



Obr. 3 Technologické schéma možného nakládání s OV z eloxoven.

Liu a kol. (2020) navrhli použití bipolárního membránového elektrodialyzačního systému (EDBM) k odstranění arsenu z měděné strusky získané jako odpad během hydrometalurgického procesu. Studovali vliv experimentálních parametrů, jako je proudová hustota a velikost částic, na získávání a odstraňování kovů. Použitý postup se skládal ze tří kroků: (a) použití systému EDBM k vyluhování kovů z měděné strusky a oddělení některých kationtů kovů, (b) separace pevné a kapalně fáze a (c) použití systému EDBM k získávání arsenu a odstranění kationtů kovů z kapalně fáze. Bylo zjištěno, že tato metoda je účinná při získávání arsenu (více než 79 % ve formě H_3AsO_4) a odstranění kationtů kovů. Bylo také vyhodnoceno potenciální využití elektrodialýzy pro odstraňování arsenu z geotermální vody (Pham, 2021). Optimalizovanými provozními parametry byly pH, koncentrace As a vybíjené napětí. Výsledky ukázaly snížení arsenu o více než 90 % během 60 minut.

Kombinace procesů loužení a elektrodialýzy jako metody ke snížení koncentrace kadmia ve fosfátové rudě je účinná metoda. Byl hodnocen vliv provozních parametrů, jako je reakční doba, chemické vlastnosti a koncentrace extrakčního činidla, poměr kapaliny a pevné látky, pH, teplota a proudová hustota. Z výsledků byl vyvozen závěr, že podstatného snížení obsahu kadmia ve fosfátové rudě nebylo dosaženo použitím jednoduchého vsádkového loužení. Výsledky však ukázaly, že procento odstraněného kadmia bylo za optimálních podmínek (proudová hustota 10 mA/cm^2) až 84 % (Benredjem, 2016).

Vzhledem k tomu, že se jedná o karcinogenní, mutagenní a toxický kov, je vynakládáno velké úsilí na snížení množství chromu. Liu (2018) hodnotili vývoj elektrokinetického systému vylepšeného BM za účelem získání $Cr(VI)$ ve formě H_2CrO_4 ze zbytků ze zpracování chromitové rudy. Bylo pozorováno, že koncentrace elektrolytu v anodových a katodových komorách má přímý vliv na napětí článku, což vede k optimálním koncentracím elektrolytu: $0,6 \text{ mol/l HNO}_3$ v anodové komoře a $1,0 \text{ mol/l NaNO}_3$ v katodové komoře. S ohledem na proudovou hustotu byla optimální hodnota $3,0 \text{ mA/cm}^2$. Tato studie byla provedena v celách vybavených různým počtem komor na zpracování chromitové rudy. Výsledky ukázaly, že systémům vybavených dvěma a třemi komorami bylo dosaženo vyšší proudové účinnosti a nižších měrných hodnot spotřeby energie. Za optimálních experimentálních podmínek byla účinnost výtěžnosti $Cr(VI)$ vyšší než 80 %. Obdobně je na tom výtěžnost $Cr(III)$ a $Cr(VI)$ jako Na_2CrO_4 (relevantní surovina v několika oblastech výroby) použití modifikovaného elektrodialyzačního systému s bipolární membránou bylo také navrženo jako slibná metoda zpracování průmyslového odpadu obsahujícího těžké kovy (Dai, 2021; Liu, 2023).

Liu (2023) studoval procesy bipolární elektrodialýzy (EDBM) a elektroděpozice za účelem získání mědi obsažené v nebezpečném kalu produkovaném procesy galvanického pokovování. Autoři hodnotili vliv počtu kalových komor vybavených v systému a dospěli

k závěru, že měrná spotřeba energie klesala s počtem komor. Odstranění mědi z kalu bylo až 96 % a výtěžnost ve formě měděné fólie elektrodepozicí byla 57 % za optimalizovaných podmínek (proudová hustota 50 mA/cm², pH roztoku menší nebo rovno 0,5 a počáteční koncentrace mědi menší nebo rovna 4 g/l. Hernandez a kol. (2023) navrhli získávání mědi z bohatých louhovacích roztoků pomocí reaktivní elektrodialyzační cely vybavené dvěma anionvýměnnými membránami a bipolární elektrodou. Za optimalizovaných podmínek (teplota 55 °C, proudová hustota 80 A/m² a průtok 100 ml/s), byla výtěžnost mědi až 99 %. Obě práce potvrdily, že by měly být provedeny další práce na optimalizaci rychlosti regenerace mědi a snížení specifické spotřeby energie.

Byla hodnocena výtěžnost Ni z použitých bezproudových niklovacích lázní s vysokými koncentracemi niklu a fosforu. Autoři navrhli dvoukomorový modul vybavený AEM pro propojení procesů elektrodialýzy a elektrodepozice. Výsledky potvrdily, že experimentální systém umožňuje efektivní získávání Ni a odstranění P bez použití dalších chemických činidel, což je spojeno s menším znečištěním (Yan, 2022). Alternativně Liu a kol. (2023b) navrhli bipolární membránový elektrodialyzační systém pro získávání niklu z galvanicky pokovovaného kalu. Dospěli k závěru, že H produkovaný během procesu elektrodialýzy má významný vliv na solubilizaci Ni z pevné matrice. Bylo zjištěno, že získané Ni(OH)⁺² během procesu mají stejnou čistotu a fyzikálně-chemické vlastnosti jako komerční produkty, což je z hlediska cirkulární ekonomiky slibný výsledek.

Voutetaki et al. (2023) prokázali použitím elektrodialýzy k čištění odpadních vod produkovaných v průmyslu při recyklaci olověných baterií za účelem částečné regenerace kyseliny životaschopnost procesů ED a EDBM při regeneraci kyseliny sírové. Implementovali pilotní zařízení ED na separaci síranových a olovnatých iontů, které jsou obvykle obsaženy v průmyslových odpadních vodách z baterií, s koncentrací 500–2000 mg l⁻¹ a 5 mg l⁻¹. Pilotní uspořádání ED bylo tvořeno 66 páry membrán CEM a AEM o 5 m² efektivní membránové plochy, při provozování ve vsádkovém režimu. Bylo zjištěno, že vysoký poměr koncentrací síranů k iontům olova (400:1) má negativní vliv na odstranění olova.

Babilas et al. (2018) hodnotili tvorbu komplexu jako metodu ke zlepšení technologie elektrodialýzy používané k selektivní zpětné získávání zinku z průmyslových odpadních vod. Studovali vliv několika chelatačních činidel (tj. kyseliny citrónové, jablečné a mléčné) a typu iontoměničové membrány na odstraňování zinku z odpadů kontaminovaných železitémi ionty. Bylo zjištěno, že kombinace elektrodialýzy s přidávkou kyseliny citronové je slibnou strategií pro selektivní získávání kovů z vodných odpadních vod. Možnost použití vhodného chelatačního činidla pro elektrodialýzu byla využita také při získávání lithia z vodných odpadních vod. Je třeba poznamenat, že získávání lithia z pevných matic získává na zájmu kvůli rostoucí spotřebě baterií. Xing a kol. (2023) navrhli přidání několika chelatačních činidel ke zlepšení výkonu elektrodialyzačního přístupu aplikovaného na syntetické lithium-iontové bateriové roztoky. Úloha chelatačního činidla byla závislá na obsahu přechodných kovů ve vodné odpadní vodě. Aplikace elektrodialýzy s bipolární membránou za optimálních podmínek vedla k výtěžku 64 % lithia s čistotou 99 %. Bylo také prokázáno, že použití chelatačního činidla, jako jsou chloridové ionty, pomáhá odstranit ionty Hg(II), aby se zabránilo jeho snadné redukci na elementární rtuť uvnitř modulu a zvýšila rychlost odstraňování Hg v ED (Hansen, 1997). Bohužel experiment byl veden v pevných maticích namísto rozpuštění v odpadních roztocích. V této souvislosti je stále zapotřebí experimentálního výzkumu, aby se dále zlepšilo odstraňování rtuti z vody pomocí elektrodialýzy.

Kirmizi a kol. (2023) použili elektrodialyzační modul vlastní konstrukce k oddělenému odstranění iontů chromu (VI) a niklu (II) z vodných odpadních vod. Elektrodialytický modul byl

rozdělen na komoru obsahující zředěný roztok a dva elektrolytické kompartmenty oddělené dvojicí AEM (Ionac MA 3475) a CEM (MC 3470). Katoda a anoda byly vyrobeny z uhlíkových vláken a nerezové oceli. Destilovaná voda s pH upraveným na 3 pomocí H_2SO_4 byla použita jako roztok elektrolytu s přídavkem Na_2SO_4 7 mM. Tato studie zjistila, že účinnost odstraňování klesá se zvyšující se koncentrací kovu, i když vysoké koncentrace kovů mohou snížit jev polarizační koncentrace a zvýšit účinnost. Práce dospěla k závěru, že pro dosažení vysoké proudové účinnosti je nutné pracovat s vysokou koncentrací kovu, nízkým napětím a nízkým přídavkem soli k elektrolytům.

V jiné studii Shestakov a kol. (2021) navrhli elektrodialýzu k získávání železa, niklu a mědi z odpadních vod vznikajících při výrobě desek plošných spojů, pro které použili elektrodialytický systém s iontovými membránami PC Acid 60 (PCCell GmbH) a CM (H) RALEX (MEGA). Ke každému odpadnímu roztoku byl přidán roztok ethylendiamintetraacetátu sodného s molárním poměrem $\text{Na}_2\text{EDTA}/\text{kov} = 1:1,2$ a 2–3 kapky 40 % vodného roztoku HNO_3 . Při oddělování roztoků obsahujících jednu nebo všechny tři soli cílových kovů se retenční koeficienty Ni^{2+} a Cu^{2+} kationtů výrazně lišily. Naproti tomu Fe^{3+} kationty se nelišily o více než 2–3 %. Při separaci vícesložkového roztoku tří solí se retenční koeficienty Ni^{2+} a Cu^{2+} se kationty snižovaly ve srovnání s odpovídajícími hodnotami pro mono solné roztoky. V každém případě je elektrodialyzační separace vícesložkových roztoků účinnou metodou pro vyčerpávající výtěžnost kovů, pokud je aplikováno na Fe^{3+} a Cu^{2+} kationty.

Sadyrbaeva a kol. (2021) navrhli novou metodu extrakce iontů kobaltu a zinku z roztoků kyseliny sírové, iontů stříbra a olova z roztoků kyseliny dusičné a iontů mědi z roztoků kyseliny chlorovodíkové elektrodialýzou s kapalnými membránami 1,2-dichlorethanu s dikyselou (2-ethylhexyl)fosforečnou (D_2EHPA) a tri-n-oktylamín (TOA) jako nosič. V tomto případě pomocí proudové hustoty přibližně 5 mA/cm² a časy mezi 0,5 a 5,0 h bylo dosaženo téměř úplné extrakce (93–100 %) kovů z vodných roztoků s počáteční koncentrací kovových solí 0,01 M. Rychlost extrakce kovu klesala s klesajícím pH výchozího roztoku a se zvyšující se koncentrací TOA v kapalně membráně a stanovila optimum na 0,1 M, zatímco zvýšení koncentrace nosiče (D_2EHPA) nemělo významný vliv a vykazovalo optimum mezi 0,2 a 0,4 M. Odstranění arsenitu As(III) , selenitu Se(IV) a selenanu Se(VI) z brakické vody pomocí elektrodialyzačního systému studovali Aliaskari (2023). Odstraňování kontaminantů bylo zkoumáno při různých hodnotách pH (3–11). Výsledky ukázaly, že odstranění As a Se bylo závislé na pH, protože zatížení druhů Se(IV) , Se(VI) a As(III) je závislé na pH. Odstranění As(III) se zvýšilo při pH > 9, zatímco odstranění As(V) , Se(IV) a Se(VI) se snížilo. Zkoumány byly také dva zdroje podzemních vod kontaminovaných As a Se. Vliv kompetice chloridových iontů byl studován testováním různých hodnot salinity (v rozmezí od 1 do 10 g/l celkových rozpuštěných pevných látek). Výsledky ukázaly, že zvyšující se salinita vedla k opožděnému odstranění As a Se. Kromě toho byly zkoumány různé koncentrace Se(IV) , Se(VI) a As(III) v krmivu v rozmezí od 50 do 1000 $\mu\text{g/l}$. Bylo pozorováno, že vyšší koncentrace As a Se v přívodu vedly k vyššímu molárnímu toku, ale rychlost odstranění nebyla ovlivněna koncentrací iontů. Zvýšení elektrického potenciálu z 5 na 25 V navíc vedlo k výraznému zvýšení odstraňování znečišťujících látek. Rychlost odstraňování As(V) , Se(IV) a Se(VI) se zvýšila z méně než 5 % při 5 V na více než 80 % při 25 V. Maximální odstranění pozorované pro As(III) bylo 58 % při 25 V.

Min et al. (2019) studovali čištění odpadních vod z galvanického pokovování pomocí elektrodialýzy. Elektrodialyzační modul se skládal z pěti párů iontovýměnných membrán a jedním párem titanových elektrod pokovených platinou. CEM byl CMX-SB (NEOSEPTA) a AEM byl AMX-SB (NEOSEPTA). Odpadní voda obsahovala především měď a nikl o koncentracích 22,4 mg l⁻¹ a 24,4 mg l⁻¹; vodivost byla 6300 $\mu\text{S/cm}$ a pH 2,18. Roztok elektrolytu obsahoval

4 hm.% Na₂SO₄. Napětí použité v procesu (6 až 18 V) bylo velmi důležitým faktorem pro účinnost separace. Vzhledem k tomu, že se zvýšila z 6 na 12 V i účinnost separace Cu²⁺ a Ni²⁺ se zlepšila, ale pokud bylo aplikováno vyšší napětí (>12 až 18 V), došlo k polarizační koncentraci a účinnost procesu ED se snížila. Optimální aplikované napětí při vodivosti 6300 μS/cm OV bylo určeno na 12 V s Cu²⁺ a Ni²⁺, účinnost odstranění >99 % po 25 minutách vsádkového režimu s konečnou koncentrací Cu²⁺ a Ni²⁺ v koncentrátu 1000 a 1200 mg l⁻¹ a výtěžnost 90,7 % a 90,2 %. Z výsledků vyplývá, že elektrodialýza by mohla účinně čistit „kovové“ průmyslové odpadní vody a získat zpět významné množství kovů.

Další oblastí zájmu v oblasti získávání kovů jsou použité lithium-iontové baterie. Za tímto účelem je třeba elektrodialýzu považovat za rozvíjející se ekologický proces, který je schopen získávat cenné kovy z pevných matic. Hlavní výzvou elektrodialýzy je obtížnost separace různých podobně nabitých kovových iontů kvůli nízké selektivitě iontovýměnných membrán. Aby se zlepšila selektivita procesu, používá se několik komplexotvorných činidel, jako je kyselina ethylendiamintetraoctová, kyselina citronová, kyselina jablečná a kyselina mléčná, k vytvoření záporně nabitých komplexních aniontů, aby bylo možné oddělit ionty s různými náboji. Existuje však jen velmi málo studií o použití elektrodialýzy pro separaci kovů z použitých LIB.

Ve studii provedené Chanem a kol. (2022) kde zkoumali separaci a využití lithia, niklu, manganu a kobaltu ze směsí získaných z použitých lithium-iontových baterií. Proces zahrnoval tři fáze elektrodialýzy spojené s EDTA pomocí AEM (PCA PC 400 D) a CEM (Neosepta CMX). V první fázi se při pH přibližně 2 podařilo získat 99,3 % niklu. Ve druhé fázi se při pH kolem 3 oddělilo 87,3 % kobaltu. A konečně ve třetí fázi byla použita elektrodialýza s monovalentním CEM (Neosepta CMS), která oddělila 99 % lithia od manganu. Pozdější rozklad komplexů EDTA-kovů, Ni (ze stupně 1) a Co (ze stupně 2), byl proveden přidáním 2,0 M H₂SO₄ roztok, dokud pH nedosáhne hodnoty nižší než 0,5. Pevná kyselina (EDTA) byla po filtraci a promytí vodou regenerována a mohla být znovu použita. Stejně tak H₂SO₄ roztok získaný v anodovém prostoru by mohl být znovu použit. Všechny získané kovy měly čistotu více než 99 %.

Nová technika, která kombinuje hydrometalurgickou extrakci s elektrodialýzou k selektivnímu získávání lithia (Li) a kobaltu (Co) z lithium-iontového odpadu z baterií. Kombinovaná metoda pomáhá snížit spotřebu vyluhovacího roztoku regenerací kyseliny elektrolýzou. Na LiCoO₂ bylo provedeno několik extrakcí prášku za účelem zkoumání procesu rozpouštění tohoto materiálu se společnou katodou v lithium-iontových bateriích. Jako extrakční činidlo byl použit roztok 0,1 M HCl s poměrem kapaliny k pevné látce 200. Účelem použití kyseliny chlorovodíkové bylo otestovat účinnost chloridových iontů při redukci Co³⁺ na Co²⁺. Aby byla zajištěna konzistence, byly pro hydrometalurgicko-elektrodialytické experimenty použity dva v sérii zapojené moduly. Elektrodialytické moduly se skládaly ze tří kompartmentů oddělených dvěma CEM Neopsepta CMX-fd. Anodické, centrální a katodické oddíly byly odděleny pomocí těchto membrán. K oddělení anody od centrální komory byly použity CEM, aby se zabránilo tomu, že se k anodě dostanou chloridové ionty, které by jinak mohly oxidovat a produkovat plynný chlór. Anoda byla vyrobena z titanu potaženého oxidy kovů, zatímco katoda byla vyrobena z nerezové oceli. Elektrický proud byl udržován konstantní na 50 mA, což odpovídá proudové hustotě 1 mA cm⁻². Příchozí LiCO₂-HCl suspenze byla kontinuálně čerpána z externí nádoby do centrálního prostoru elektrodialyzační cely, přičemž procházela oddělovací nálevkou a filtrem ze skleněných vláken, který bránil částicím v přístupu dovnitř elektrodialyzační cely. Experimenty vedly k získání 62 % lithia a 33 % kobaltu v katolytu; 80 % kobaltu bylo elektrolyticky naneseno na katodu.

Siekierka a kol. (2023) navrhli metodu pro selektivní získávání kationtů kovů z vyluhovaného odpadu z baterií pomocí reverzního elektrodialytického procesu. Tento přístup generuje energii a zároveň získává požadované kovy. Pro výrobu energie se obvykle používá reverzní elektrodialytický proces s využitím gradientu slanosti mezi mořskou a říční vodou. V této studii je aplikován vysoce koncentrovaný výluh použité kyseliny z baterie k vytvoření potenciálního rozdílu v reverzním elektrodialytickém článku v důsledku transportu iontových látek přes membránu do zředěného roztoku. Systém využívá dva komerční AEM (ASE S-5158) a jeden centrální selektivní CEM (PAN-5C8Q) vyvinuté uvedenými autory. Obě elektrody používají 0,2 M roztok uhličitanu sodného. Na základě analýzy bylo odhadnuto, že maximální množství energie, které lze extrahovat na metr čtvereční, je 0,44 wattu. Kromě toho se potenciální výroba energie pro všechny kationty alkalických kovů a kationtů přechodných kovů zvyšovala se slaností roztoku s vysokou koncentrací. Energetická účinnost prezentované metody byla 45,5 %. Tato technika má velký potenciál pro nakládání s odpadními bateriemi tím, že je přeměňuje na cenné produkty, jako jsou soli kobaltu, a vyrábí další elektrickou energii.

Kombinované získávání kovových iontů obsažených ve směsi je výzvou z hlediska selektivity a čistoty získané složky. V této souvislosti je elektrodialýza slibnou technologií pro zpětné získávání více kovů z vodných odpadních vod, jak bylo vyvozeno z výše popsaných prací. Tyto studie prokazují účinnost elektrodialýzy v různých aplikacích pro získávání kovů z různých průmyslových odpadních vod. Většina recenzovaných studií však byla provedena v laboratorním měřítku. K dalšímu zlepšení procesu a optimalizaci pracovních podmínek je tedy stále zapotřebí experimentální výzkum s cílem rozšířit proces na průmyslovou úroveň.

4.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod

4.4.1 Průlomové technologie a membránové separační procesy

Získávání látek z vody, které dosud nebyly efektivně využívány nebo získávány, představuje významnou výzvu, ale také příležitost pro nové technologické inovace. Tyto technologie se zaměřují na extrakci hodnotných nebo problematických látek, které jsou přítomny ve stopových množstvích nebo v obtížně separovatelných formách. Průlomové technologie v této oblasti využívají pokročilé materiály, nanotechnologie, biotechnologie a další inovativní přístupy k dosažení vysoké selektivity a efektivity.

Membránové technologie již dlouho hrají klíčovou roli v čištění vody, a jejich integrace s dalšími průlomovými technologiemi slibuje zásadní vylepšení účinnosti, udržitelnosti a adaptability procesů. Průlomové technologie, jako jsou nanotechnologie, pokročilé oxidační procesy, elektrochemické metody a biotechnologie, mohou synergicky spolupracovat s membránovými systémy, což umožní dosažení vyšší efektivity čištění vody a rozšíření aplikací v náročnějších podmínkách.

4.4.1.1 Integrace membránových a dalších průlomových technologií

- **Nanotechnologie a membránové technologie:** integrace nanomateriálů jako jsou uhlíkové nanotrubičky, grafenové oxidy a nanočástice kovů do struktury membrán zvyšuje jejich selektivitu, propustnost a odolnost vůči zanášení. Například nanokompozitní membrány mohou výrazně zlepšit odstraňování specifických kontaminantů jako jsou těžké kovy a organické látky. Nanomateriály mohou být použity k vývoji povlaků, které snižují náchylnost membrán k foulingu (zanášení), což

je hlavní provozní výzva v membránových technologiích. Tento přístup prodlužuje životnost membrán a snižuje provozní náklady.

- **Pokročilé oxidační procesy (AOP) a membránové systémy:** kombinace membránové technologie s AOP, jako je UV/peroxidová oxidace, zvyšuje účinnost při odstraňování perzistentních organických znečišťujících látek a mikroorganismů. Membrány mohou fungovat jako předúprava pro odstranění pevných částic, zatímco AOP rozkládá zbylé organické látky na jednodušší, méně toxické sloučeniny. V hybridních membránových reaktorech jsou tedy membrány kombinovány s pokročilými oxidačními procesy v jednom zařízení. To umožňuje simultánní separaci a rozklad znečišťujících látek, což zvyšuje efektivitu a snižuje prostorové nároky.
- **Elektrochemické metody a membrány:** kombinace membrán s elektrochemickými procesy, jako je elektrokoagulace nabízí vysoce efektivní způsob odstraňování iontů, např. těžkých kovů z vody. Membrány mohou efektivně odstraňovat sledované ionty, což zvyšuje celkovou účinnost integrovaných technologií. Membrány mohou být také využity v elektrochemických systémech pro současnou výrobu energie (membrane fuel cells).
- **Biotechnologické postupy a membrány:** membránové bioreaktory kombinují biologické čištění s membránovou filtrací, což umožňuje efektivní odstraňování organických látek a mikroorganismů. Biofilmy na membránách mohou být optimalizovány např. i pomocí geneticky modifikovaných mikroorganismů k cílenému odbourávání specifických znečišťujících látek.

Uvedené integrované technologie mohou být využity v řadě odvětví, např. při čištění průmyslových odpadních vod, odsolování mořské vody, recyklace vody v městských oblastech nebo při úpravě kvality vody v zemědělství. Kombinace těchto pokročilých přístupů otevírá nové možnosti pro efektivní a udržitelné zpracování vody, což je klíčové pro řešení globálních výzev spojených s dostupností čisté vody. Interdisciplinární výzkum, regulace a ekonomická podpora jsou zásadní pro úspěšnou integraci těchto technologií a jejich široké přijetí v praxi.

4.4.1.2 Průlomové technologie v kontextu evropské a české legislativy

Průlomové technologie pro získávání látek z vody přinášejí významné inovace, které mají potenciál transformovat vodní hospodářství. Nicméně jejich implementace je úzce spjata s řadou legislativních záležitostí, které je třeba zohlednit pro zajištění jejich bezpečného, efektivního a udržitelného používání. Z technického a legislativního hlediska je důležité se zaměřit na několik klíčových oblastí, které ovlivňují vývoj a aplikaci těchto technologií, a které jsou součástí komplexního legislativního rámce, jehož součástí je např.:

Rámcová směrnice o vodě (2000/60/ES)

Tato směrnice stanovuje základní rámec pro ochranu a zlepšování kvality vod v celé Evropské unii. Průlomové technologie, které získávají látky z vody, musí být v souladu s cíli této směrnice, která zahrnuje ochranu vodních ekosystémů a prevenci znečištění.

Směrnice o průmyslových emisích (2010/75/EU)

Tato směrnice reguluje průmyslové činnosti, které mohou mít dopad na životní prostředí, včetně emisí do vody. Technologie, které získávají látky z průmyslových odpadních vod, musí splňovat přísné limity pro emise a vypouštění.

Rámcová směrnice o odpadech (2008/98/ES)

Tato směrnice stanovuje hierarchii odpadového hospodářství, kde je kladen důraz na prevenci vzniku odpadů, jejich recyklaci a využití. Technologie, které získávají látky z vody, musí být navrženy tak, aby minimalizovaly vznik odpadů a umožnily co největší míru recyklace.

Směrnice o energetické účinnosti (2012/27/EU)

Tato směrnice podporuje energetickou účinnost v celé EU. Průlomové technologie by měly být navrženy tak, aby minimalizovaly spotřebu energie, což je důležité pro splnění cílů této směrnice.

Zelená dohoda pro Evropu (Green Deal)

Tento ambiciózní plán EU zahrnuje podporu technologií, které přispívají k udržitelnosti a snížení uhlíkové stopy. Technologie pro získávání látek z vody mohou být součástí širšího rámce udržitelných inovací podporovaných EU.

Zákon o vodách (č. 254/2001 Sb.)

Tento zákon implementuje Rámcovou směrnici o vodě do českého práva a reguluje nakládání s vodními zdroji v ČR. Každá nová technologie musí být v souladu s požadavky na ochranu kvality vody, včetně povolení pro vypouštění znečišťujících látek do vodních toků.

Zákon o ochraně ovzduší (č. 201/2012 Sb.)

Tento zákon reguluje emisní limity a může mít vliv na technologie, které zahrnují procesy s možnými emisemi do ovzduší, například během získávání látek z vody.

Zákon o chemických látkách a směsích (č. 350/2011 Sb.)

Tento zákon implementuje evropská nařízení REACH a CLP do českého práva. Technologie musí být v souladu s tímto zákonem, což zahrnuje bezpečné nakládání s chemickými látkami a jejich správnou klasifikaci.

Zákon o odpadech (č. 541/2020 Sb.)

Tento zákon implementuje evropskou Rámcovou směrnici o odpadech do českého práva. Technologie musí být v souladu s požadavky na nakládání s odpady, včetně bezpečné likvidace odpadních produktů a možnosti recyklace získaných látek.

Zákon o podpoře výzkumu, experimentálního vývoje a inovací (č. 130/2002 Sb.)

Tento zákon upravuje podporu výzkumu a inovací v ČR, včetně finančních mechanismů pro vývoj nových technologií. Průlomové technologie mohou být podpořeny prostřednictvím grantů a dalších nástrojů.

Zákon o vynálezech a zlepšovacích návrzích (č. 527/1990 Sb.): Tento zákon upravuje podmínky pro patentování vynálezů v ČR. Inovace v oblasti technologií pro získávání látek z vody mohou být patentovány, což poskytuje právní ochranu a podporu pro jejich komercializaci.

Implementace a vývoj průlomových technologií pro získávání látek z vody jsou ovlivněny komplexním právním rámcem, který zahrnuje ochranu životního prostředí, bezpečnost chemických látek, nakládání s odpady, energetickou účinnost a ochranu duševního vlastnictví. Je nutné pracovat v souladu s těmito legislativními požadavky, aby bylo zajištěno technicky efektivní a legislativně akceptovatelné řešení.

4.4.1.3 Aktéři z veřejné sféry ČR pro odvětví průlomových technologií

Ve vztahu k průlomovým technologiím pro získávání látek z vody v České republice existuje několik klíčových autorit a institucí z veřejného sektoru, které hrají důležitou roli v regulaci, podpoře a rozvoji těchto technologií. Tyto autority se zabývají otázkami životního prostředí, energetiky, inovací a výzkumu, a mají vliv na to, jak jsou tyto technologie implementovány a rozvíjeny v praxi.

Ministerstvo životního prostředí (MŽP)

MŽP je odpovědné za ochranu životního prostředí a udržitelný rozvoj, což zahrnuje regulaci a podporu technologií zaměřených na čištění vody a získávání látek z vody. MŽP poskytuje legislativní rámec a finanční podporu pro projekty, které přispívají ke zlepšení kvality vody a ochraně životního prostředí. MŽP spravuje programy na ochranu vod a financování technologií, které zlepšují vodní hospodářství, včetně využití inovativních technologií pro získávání cenných látek z vody.

Ministerstvo průmyslu a obchodu (MPO)

MPO se zaměřuje na podporu průmyslového rozvoje, inovací a energetiky. V kontextu získávání látek z vody MPO podporuje výzkum a implementaci nových technologií, které mohou přinést průmyslové aplikace a zvýšit efektivitu zdrojů. MPO spravuje programy zaměřené na inovace a energetickou efektivitu, včetně podpor pro průmyslové podniky, které zavádějí nové technologie pro využití zdrojů z vody.

Státní fond životního prostředí (SFŽP)

SFŽP je finanční nástroj MŽP, který poskytuje podporu pro projekty zaměřené na ochranu životního prostředí, včetně projektů souvisejících s vodou. SFŽP financuje projekty, které využívají inovativní technologie pro čištění vody a získávání hodnotných látek.

Technologická agentura České republiky (TAČR)

TAČR je klíčovým orgánem pro podporu aplikovaného výzkumu a inovací v ČR. Podporuje výzkumné projekty, které zahrnují vývoj a aplikaci nových technologií pro získávání látek z vody. TAČR financuje projekty v rámci různých programů, které podporují technologický rozvoj a inovace, včetně oblastí spojených s vodním hospodářstvím a udržitelnými technologiemi.

Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP):

ČIŽP dohlíží na dodržování environmentálních zákonů a předpisů, včetně těch, které se týkají kvality vody a zpracování odpadních vod. ČIŽP může hrát roli v kontrole a regulaci technologií, které se používají pro získávání látek z vody, aby bylo zajištěno, že tyto technologie nepoškozují životní prostředí. ČIŽP provádí inspekce a vydává povolení pro používání nových technologií, které mají vliv na kvalitu vody a životní prostředí.

Ministerstvo zemědělství (MZe):

MZe se zabývá otázkami vodního hospodářství, které jsou úzce spjaty se zemědělským využíváním vody. MZe může podporovat technologie, které zlepšují kvalitu vody pro zemědělské účely, včetně získávání specifických látek, které by mohly být využity v zemědělství. MZe podporuje projekty, které zajišťují udržitelné využívání vodních zdrojů v zemědělství a rozvoj technologií, které přispívají k ochraně vodních zdrojů.

4.4.2 Kritické suroviny (CRM) a membránové technologie

Kritické suroviny (Critical Raw Materials, CRM) představují skupinu surovin, které jsou nezbytné pro hospodářství moderních průmyslových států, ale jejichž dostupnost je omezena různými faktory. Mezi tyto faktory se řadí geografické rozložení ložisek, geopolitické riziko, omezené substituční možnosti a vysoká poptávka. CRM jsou klíčové pro řadu průmyslových odvětví, včetně výroby elektroniky, energetiky, automobilového průmyslu a obrany. Vzhledem k jejich významu je zajištění stabilních dodávek těchto surovin jednou z hlavních výzev současné globální ekonomiky.

Evropská komise pravidelně identifikuje seznam kritických surovin na základě dvou hlavních kritérií: ekonomické důležitosti a rizika spojeného s dodávkami. Ekonomická důležitost CRM je určována jejich rolí v klíčových technologiích a průmyslových procesech, zatímco riziko spojené s dodávkami zohledňuje geografickou koncentraci těžby, obchodní závislosti a geopolitické faktory.

Například vzácné zeminy, kobalt a lithium jsou dnes považovány za kritické suroviny vzhledem k jejich nezbytnosti pro výrobu baterií, magnetů, polovodičů a dalších komponent, které jsou klíčové pro elektromobilitu a obnovitelné zdroje energie.

CRM jsou často těženy v omezeném počtu zemí, což zvyšuje zranitelnost dodavatelských řetězců. Například Čína ovládá více než 80 % světové produkce vzácných zemin, což z ní činí dominantního hráče na globálním trhu. Toto geopolitické soustředění vytváří rizika, která mohou mít významné dopady na globální ekonomiku, zejména v situacích politických nebo ekonomických nestabilit. Nerovnoměrná distribuce CRM vede také k ekonomické zranitelnosti některých průmyslových odvětví, která jsou na těchto materiálech závislá. Omezení dodávek nebo prudké zvýšení cen CRM mohou způsobit narušení výroby a ohrozit ekonomickou stabilitu států, které jsou na těchto surovinách závislé.

Těžba a zpracování CRM často přináší značné environmentální a sociální problémy. V mnoha regionech světa je těžba těchto surovin spojena s vysokou spotřebou vody, půdní degradací, znečištěním životního prostředí a emisemi skleníkových plynů. Navíc, v některých zemích, kde jsou CRM těženy, dochází k porušování lidských práv, včetně nucené práce, špatných pracovních podmínek a vykořisťování místních komunit. Tyto environmentální a sociální výzvy vedou k tomu, že je nutné vyvíjet a implementovat udržitelnější metody těžby a zpracování CRM. Rovněž je důležité hledat alternativní materiály nebo technologie, které by mohly snížit závislost na kritických surovinách.

Vzhledem k omezené dostupnosti CRM a vysokému riziku spojenému s jejich dodávkami je klíčové investovat do výzkumu a inovací zaměřených na efektivnější využívání těchto materiálů, jejich recyklaci a vývoj alternativních technologií. Cirkulární ekonomika, která podporuje opětovné využití materiálů a snížení odpadu, se stává zásadní strategií pro udržitelné nakládání s CRM.

Recyklace CRM, např. z použitých baterií, elektronického odpadu nebo automobilů, může významně snížit potřebu těžby nových surovin a snížit environmentální dopady. Nicméně, technologické a ekonomické bariéry stále omezují efektivní recyklaci některých CRM, což vyžaduje další výzkum a investice do nových metod a technologií.

Tabulka 5. Seznam kritických surovin v rámci EU.

Kritická surovina (CRM)	
Antimon	Používá se v retardérech hoření, slitinách a elektronice. Kritický pro obranný, elektronický a automobilový průmysl.
Baryt	Nezbytný pro výrobu vrtacích kapalin pro průzkum ropy a plynu. Používá se také v barvách, plastech a radiačním stínění.
Beryllium	Klíčová složka v leteckém, obranném a telekomunikačním průmyslu. Používá se ve vysoce výkonných slitinách a elektronice.
Bismut	Primárně používán v léčivech, kosmetice a slitinách s nízkým bodem tání. Má rostoucí poptávku v ekologických aplikacích.
Boráty	Nezbytný pro výrobu skla, keramiky a hnojiv. Kritický pro zemědělství a technologie obnovitelných zdrojů energie.
Kobalt	Kritický pro výrobu baterií, zejména v elektrických vozidlech, a také ve slitinách používaných v leteckém a obranném průmyslu.
Koksovateľné uhlí	Používá se při výrobě oceli prostřednictvím koksování. Kritická surovina pro stavebnictví a výrobní průmysl.
Fluorit	Důležitý pro výrobu fluorovodíkové kyseliny, hliníku a chladičů. Široce používán v chemickém průmyslu.
Galium	Používá se v polovodičích, LED diodách a solárních článcích. Kritický pro elektroniku, obnovitelné zdroje energie a telekomunikace.
Germanium	Nezbytný pro optická vlákna, infračervenou optiku a solární panely. Používá se v elektronice, obraně a obnovitelných zdrojích energie.
Hafnium	Používá se ve slitinách, jaderných reaktorech a vysoce teplotní keramice. Kritický pro letecký a jaderný průmysl.
Prvky vzácných zemin	Zahrnuje prvky jako dysprosium a yttrium, používané ve vysoce pevnostních magnetech, laserech a jaderných reaktorech.
Helium	Používá se v kryogenice, svařování a jako chladičové médium pro jaderné reaktory a MRI přístroje.
Indium	Nezbytné pro LCD displeje, dotykové obrazovky a fotovoltaické články. Používá se v elektronice, obnovitelných zdrojích energie a komunikacích.
Lithium	Kritické pro výrobu baterií, zejména v elektrických vozidlech a energetických úložištích. Používá se také v keramice a skle.
Hořčík	Používá se ve slitinách hliníku, při výrobě oceli a jako redukční činidlo. Důležitý pro letecký, automobilový a elektronický průmysl.
Přírodní grafit	Používá se v bateriích, mazivech a žáruvzdorných materiálech. Nezbytný pro ocelářský průmysl a elektrická vozidla.
Přírodní kaučuk	Kritický pro pneumatiky, průmyslové produkty a zdravotnické zařízení. Široce používán v automobilovém a zdravotnickém průmyslu.
Niob	Používá se ve slitinách oceli, supravodičích a elektronice. Kritický pro stavebnictví, automobilový a energetický sektor.
Fosfátová hornina	Klíčová složka v hnojivech, nezbytná pro zemědělství. Používá se také v krmivech pro zvířata a potravinářských přídatných látkách.
Fosfor	Nezbytný pro hnojiva, detergenty a průmyslové chemikálie. Kritický pro zemědělství a chemický průmysl.
Skandium	Používá se ve slitinách pro letectví, palivových článcích a osvětlení. Kritický pro letecký, obranný a elektronický průmysl.
Křemík	Nezbytný pro výrobu polovodičů, solárních panelů a slitin hliníku. Používá se v elektronice a obnovitelných zdrojích energie.
Tantal	Používá se v kondenzátorech, lékařských zařízeních a slitinách. Kritický pro elektroniku, letectví a obranný průmysl.
Wolfram	Používá se v řezných nástrojích, vrtném zařízení a elektronice. Nezbytný pro výrobu, těžbu a obranu.
Vanad	Používá se ve slitinách oceli, bateriích a katalyzátorech. Důležitý pro stavebnictví, skladování energie a chemický průmysl.

4.4.2.1 Význam membránových technologií pro zajištění CRM

Vzhledem k důležitosti CRM nabývají na významu inovativní technologie, které mohou zvýšit efektivitu získávání a recyklace CRM. Membránové technologie, které se vyznačují vysokou selektivitou a účinností při separaci různých složek, se ukazují jako perspektivní nástroj pro separaci a recyklaci CRM z různých technologických proudů. Je zřejmé, že membránové technologie budou hrát klíčovou roli při zajišťování dodávek CRM v budoucnu. Jako příklady průmyslových aplikací membránových technologií při získávání CRM lze uvést např.:

- **Získávání kovů z nízko kvalitních rud a odpadních vod:** membránové technologie, jako je nanofiltrace a reverzní osmóza, mohou být použity k extrakci vzácných kovů a prvků z rud s nízkým obsahem těchto surovin nebo z průmyslových odpadních vod. Nové typy membrán mohou selektivně (alespoň do určité míry) oddělovat ionty kovů, jako je lithium, kobalt nebo nikl, čímž umožňují efektivnější využití dostupných zdrojů.
- **Využití membrán v hydrometalurgii:** hydrometalurgické procesy, které zahrnují rozpouštění kovů v kyselinách nebo zásadách, mohou být doplněny membránovými systémy, které umožňují selektivní extrakci kovů z roztoků. Tento přístup může zvýšit výtěžnost a čistotu získaných kovů, což je klíčové pro těžbu CRM z nízko kvalitních zdrojů nebo recyklovaných materiálů.
- **Recyklace z elektronického odpadu:** elektronický odpad obsahuje významné množství CRM, včetně zlata, stříbra, palladia a vzácných zemin. Membránové technologie mohou být použity k separaci těchto prvků z roztoků získaných chemickým rozkladem elektronických zařízení. Membrány mohou být použity ve fázi předúpravy i jako hlavní technologie.
- **Recyklace baterií:** s rostoucím využitím lithium-iontových baterií v elektromobilech a spotřební elektronice roste potřeba jejich recyklace. Membránové technologie, jako je elektrodialýza, mohou být použity k oddělování a regeneraci kovů, jako je lithium, kobalt a nikl, z použitých baterií. Tento proces umožňuje znovuzískání těchto cenných kovů pro opětovné použití v nové výrobě, čímž se snižuje závislost na těžbě primárních surovin.

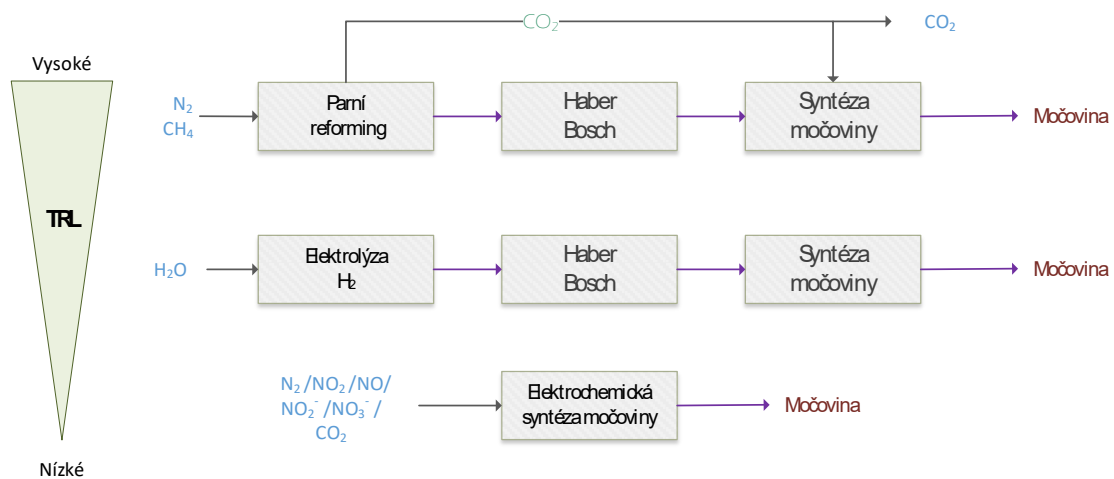
Membránové technologie představují slibné řešení pro zajištění efektivního získávání a recyklace kritických surovin. Jejich schopnost selektivně oddělovat a koncentrovat hodnotné prvky z komplexních směsí je klíčová pro vývoj udržitelných a energeticky účinných procesů. Nicméně, aby tyto technologie mohly být plně využity, je nutné překonat řadu technologických výzev jako je zanášení membrán (fouling, scaling) a pokrýt náklady na výzkum a vývoj těchto integrovaných technologií. Investice do výzkumu a inovací v oblasti membránových technologií budou zásadní pro dosažení cílů v této oblasti a pro zajištění udržitelného přístupu k využívání kritických surovin.

4.4.3 Elektrochemická syntéza močoviny

Mezi dusíkatými hnojivými je nejdominantnějším produktem močovina s podílem 50 %, což představuje 76 Mt (Raschitor, 2017; Raschitor, 2020). V současné době probíhá prvotní testování elektrochemické syntézy, která jako hnací gradient používá elektrickou energii což by zařadilo tento princip mezi udržitelnou technologii výroby močoviny. V současné fázi je však tato technologie daleko od uplatnění. Přechod a rozšíření výzkumného zaměření od

základního výzkumu designu katalyzátoru k návrhu reaktoru a procesu ve velkém měřítku je pro pokrok v této oblasti výzkumu zásadní. Zde rozebereme mezery ve výzkumu v konstrukci katalyzátoru a reaktoru pro splnění nutných požadavků na proveditelný proces, který poskytne vodítko a směr pro budoucí procesní práci.

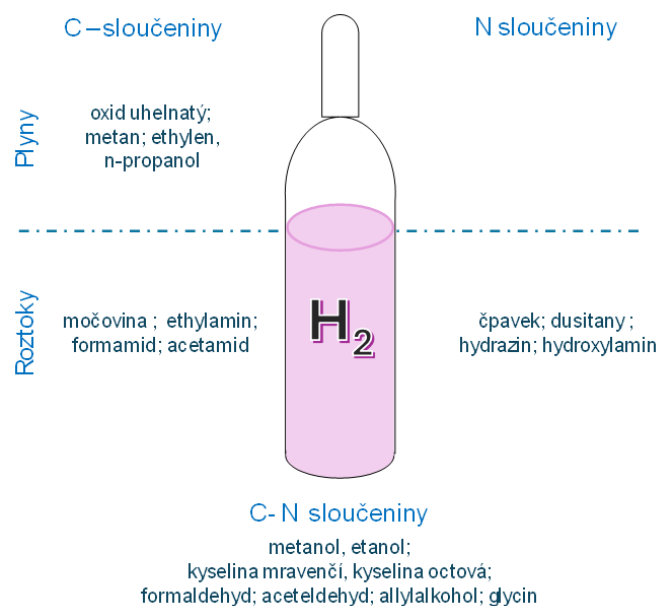
Zkoumání možností udržitelné výroby močoviny má proto zásadní význam pro snížení dopadu na životní prostředí a zároveň pro řešení problému uspokojení rostoucí celosvětové poptávky po hnojivech. V současné době se močovina vyrábí z CO_2 a NH_3 s karbamátem jako meziproductem v Bosch-Meiserově procesu. Potřebný amoniak se vyrábí v procesu Haber-Bosch a 42 % roční produkce čpavku se přímo přeměňuje na močovinu. CO_2 vzniká jako vedlejší produkt při parním reformingu metanu (SMR), který se používá k dodávce H_2 do Haber-Boschova procesu (Lim, 2021). Oba procesy, Haber-Boschův i Bosch-Meiserův, se vyznačují vysokými provozními nároky: první z nich vyžaduje teploty 400-650 °C a tlaky 100-400 barů, zatímco druhý pracuje při teplotách kolem 190 °C a tlacích 140-175 barů (Mane, 2016).



Obr. 4 Porovnání různých procesních cest k močovině s hrubou klasifikací z hlediska udržitelnosti a úrovně připravenosti technologie.

Jedním z přístupů ke snížení emisí skleníkových plynů při výrobě močoviny je zhodnocení zeleného vodíku z elektrolýzy vody namísto šedého vodíku z SMR. Dalším přístupem je nahrazení procesu Haber-Bosch a Bosch-Meiser alternativními technologiemi. V literatuře se výrazně objevují fotokatalytická, plazmově katalytická, homogenně katalyzovaná, biologická a elektrochemická syntéza amoniaku (Adeniy, 2023; Li, 2020; Olabi, 2023, Ghavam, 2021). Zvláště posledně jmenovaný přístup vzbudil ve vědecké komunitě ohlas, protože elektrochemické konverze mohou být přímo poháněny elektrickou energií z obnovitelných zdrojů. Škálovatelnost, mírnější reakční podmínky z hlediska tlaku a teploty, ale také možnost decentralizované výroby v malém měřítku jsou vlastnosti elektrochemických procesů, které dále přispívají k jejich atraktivitě (De Luna, 2021).

Elektrochemická redukce dinitrogenu na amoniak již delší dobu vykazuje pozitivní vývoj s perspektivou zlepšení energetické účinnosti díky provozu při pokojové teplotě, atmosférickém tlaku, s vodou jako rozpouštědlem, a pokud je založena na zelené elektřině, tak bez emisí CO_2 (Soloveichik, 2019).



Obr. 5 Znáornění možných produktů při současné redukci uhlikatých a dusíkatých sloučenin za účelem produkce močoviny

Dosud se však nepodařilo dosáhnout žádného významného průlomu. Trojná vazba N_2 je i přes četné pokusy o konstrukci vhodných katalyzátorů stále pomalá (Jia, 2014). Vzhledem k inertní povaze molekuly dinitrogenu se mnoho studií potýká s nízkými reakčními rychlostmi a falešně pozitivními výsledky, což vede k nadhodnocování reakčních rychlostí a současných účinností (Choi, 2021). Tyto falešně pozitivní výsledky jsou založeny především na neznámých příměsích NO_x , které se do systému dostávají prostřednictvím přívodu N_2 (Choi, 2021; Li, 2023; Suryant, 2019). Proto je proveditelnost redukce N_2 ve vodném prostředí stále značnou výzvou. V současné době je nejslibnějším přístupem nevodná lithiová „kyvadlová“ metoda, která již prokázala úspěšnou přeměnu dinitrogenu na čpavek. Hlavní překážkou na cestě k praktické realizaci však zůstává nízká energetická účinnost. V souladu s tím se těžiště výzkumu přesouvá k jiným zdrojům dusíku, než je N_2 , jako jsou NO_3^- , NO_2^- nebo NO . Ty vykazují vyšší reaktivitu díky nižší vazebné energii ve srovnání s trojnou vazbou N_2 . Bohužel tyto substráty vykazují omezený potenciál pro proces přeměny na čpavek. Proto se objevila oblast přímé elektrochemické konverze oxidovaných forem dusíku (NO_3^- , NO_2^- a NO) a CO_2 na močovinu jako produktu s přidanou hodnotou (Tao, 2021; Mei, 2022). Převedení redukce dusíkatých látek na syntézu močoviny vyžaduje překonání několika problémů. Výzvou je zejména vícestupňová společná redukce dvou substrátů na jeden produkt. Vývoj katalyzátorů, které jsou účinné a selektivní, schopné minimalizovat vznik četných vedlejších produktů a zajistit stabilní provoz za mírných podmínek. V důsledku toho je zásadní získat hluboké znalosti o reakčním mechanismu. Dále je nutné vyvinout elektrochemické moduly, v nichž budou pro tuto ko-redukci optimalizován jak kapalný, tak plynný transport reaktantů a které zároveň umožní dostatečně vysoký výtěžek za vysoké energetickou účinnosti a škálovatelnosti procesu.

Výběr zdroje dusíku pro elektrolyzu močoviny představuje výzvu, při níž je třeba vyvážit faktory, jako je termodynamika, kinetika a praktické aspekty. Na základě standardního potenciálu NO_3^- by byl nejlepší volbou. NO_3^- však vyžaduje nejvyšší počet H^+ na molekulu močoviny. Při zohlednění štěpení vody na anodě je reakce NO termodynamicky výhodnější,

protože má nejnižší změny Gibbsovy volné energie na molekulu močoviny. Při použití NO_3^- , NO_2^- a NO lze dosáhnout vyšších proudových hustot ve srovnání s N_2 . Inertní povaha N_2 ve srovnání s ostatními zdroji dusíku v elektrochemických reakcích byla pozorována u elektrochemického NH_3 a je v souladu s očekáváním (Mou, 2021). Z praktického hlediska je N_2 a NO jsou plynné druhy na rozdíl od NO_3^- a NO_2^- , které jsou dodávány v elektrolytu. Ten umožňuje oddělené přizpůsobení transportu hmoty zdroje dusíku a CO_2 . Bez ohledu na zdroj dusíku, protože močovina může být přítomna buď v kapalném roztoku, nebo jako pevná látka (Haynes, 2014), je nutné, aby v rámci uspořádání modulu byl vždy ve formě kapalné fáze. To vyžaduje sofistikovanou konstrukci uspořádání článků modulu s nulovou mezerou, které se obvykle používají k dosažení nízkého napětí modulu. Ačkoli NO_3^- , NO_2^- a NO vykazují mnohem vyšší reaktivitu, nejsou tak volně dostupné jako N_2 . To je bohužel opět třeba vzít v úvahu pro potenciální aplikaci.

4.4.4 Syntéza močoviny mechanismem C-N vazby

Při jednostupňové elektrochemické syntéze močoviny je vzhledem k současné přítomnosti více substrátů zásadní kontrola vedlejších reakcí. Účinné katalyzátory musí specificky podporovat syntézu močoviny a zároveň omezit nežádoucí reakce, jako je redukce pouze zdrojů uhlíku nebo dusíku, a zabránit rozkladu elektrolytu, například reakci vývinu vodíku. Pro tvorbu močoviny je zásadní blízkost C-N vazby. Mechanismy byly dosud studovány na několika různých katalytických materiálech. Dosavadní výběr katalyzátoru byl založen na vlastnostech, jako jsou kyslíkové vakance a modifikovatelné elektronické vlastnosti, a na zkušenostech s katalyzátory používanými při výrobě CO_2 redukcí. Systematické studium katalyzátorů podnětené modelovacími studii přispěje k lepšímu mechanistickému pochopení a pokroku v této oblasti. Zhong a kol. (2023) obšírně diskutovali mechanismus tvorby močoviny. Kvůli vazbám $\text{C}=\text{O}$, $\text{N} \equiv \text{N}$ nebo $\text{N}=\text{O}$ je kinetika obecně pomalá (Zhong, 2023). Shibata a kol. (1995) experimentálně prokázali, že močovina se tvoří pouze tehdy, když jsou na elektrodě přítomny jak NO_2^- nebo NO_3^- , tak CO_2 přidání potenciálních meziproductů, jako je NH_3 nebo CO , do elektrolytu nevedlo ke vzniku močoviny, což naznačuje, že potřebné meziproducty musí vznikat přímo na povrchu elektrody. CO_2 je absorbováno ve vodných roztocích NH_3 a tvoří uhličitany místo žádoucí močoviny (Mani, 2006; Jouny, 2019).

Nedávné studie zkoumaly reakční mechanismus vzniku močoviny pomocí DFT výpočtů. Porovnáním navržených reakčních mechanismů pro NO_2^- nebo NO_3^- na močovinu se ukazují různé cesty pro různé katalytické materiály. Obecně je výkon elektrochemické C-N vazby při použití NO_3^- nižší než při použití NO_2^- , a to z důvodu pomalé kinetiky přeměny z dusičnanů na dusitany (Jouny, 2019).

Při tvorbě močoviny jsou $^*\text{NO}$ a $^*\text{CO}$ kritickými povrchovými meziproducty pro C-N spojování. Qiu a spol. (2023) vypočítali, že nejprve dochází ke spojení dvou $^*\text{NO}$ s $^*\text{CO}$ na $^*\text{ONCONO}$, po kterém následuje protonizace na močovinu. Liu a kol. (2022) představili mechanismus zahrnující střídavou C-N vazbu a protonaci N-atomů. Luo a kol. (2016) navrhli podobný mechanismus střídavé vazby a protonace, ale zahrnuli do něj vazbu meziproductů $^*\text{NO}_2$ a $^*\text{CO}_2$ (Qui, 2023; Liu, 2022), které jsou v ještě vyšším oxidačním stavu. Tento mechanismus podtrhuje omezení tvorby močoviny vznikající spojením C-N a naznačuje, že rovnováha mezi spojením a protonací by mohla být výhodná při ladění tvorby močoviny, což je hypotéza, která vyžaduje další zkoumání.

V oblasti elektrochemické syntézy močoviny je třeba upozornit na paralely s elektrochemickou redukcí dinitrogeneru na čpavek, zejména pokud jde o analytické problémy a falešně pozitivní výsledky. Jak již bylo popsáno, v oblasti nízkoteplotní přímé redukce

dinitrogeneru nedošlo po celá léta k žádnému významnému průlomů a výzkum se soustředil především na vývoj nových katalyzátorů ve velmi malém měřítku. Tento přístup je v zásadě vhodný pro určení vhodných katalyzátorů pro procesy s nízkou úrovní technologické připravenosti. Screening katalyzátorů by však neměl vést k množství různých modifikací stejného materiálu. Podobné výzkumné snahy v jiných oblastech výzkumu ukazují celkově nízký výsledek této metodiky.

Současná literatura o elektrochemické syntéze močoviny se zaměřuje především na vývoj katalyzátorů pro aktivaci uhlíku a dusíku a následné spojení C-N (Jiang, 2023). Pro různé vstupní složky však musí být reaktor pečlivě navržen tak, aby se zmírnila omezení přenosu hmoty, kinetické přepětí a ohmické odpory, zatímco selektivita a proudová hustota musí být maximalizovány.

Při použití CO₂ jako zdroje uhlíku nastává problémem s transportem hmoty během elektrolýzy. Kromě toho mohou být dusičnany nebo dusitany dostupné pouze v nízkých koncentracích z odpadních proudů, a proto bude přenos hmoty důležitý i zde. Pro energeticky účinný reaktor s vysokou produkční rychlostí je třeba zvážit několik klíčových faktorů, včetně uspořádání elektrod, rozložení průtoku, volby iontovýměnné membrány a konstrukce reaktoru. Reaktor by měl zajišťovat účinný přenos hmoty reaktantů a produktů a mělo by se zvážit praktické provedení ve škálovatelných systémech. To zahrnuje použití GDE (gas diffusion electrode)¹, jakož i průtokových modulů s přiměřenými vzdálenostmi mezi elektrolyty, aby se překonala omezení v dostupnosti dávkovaného CO₂ a zlepšil se celkový přenos hmoty. V literatuře se ve většině publikací používají články typu H s povrchem elektrod v řádu 1 cm² (Li, 2023; Wang, 2022).

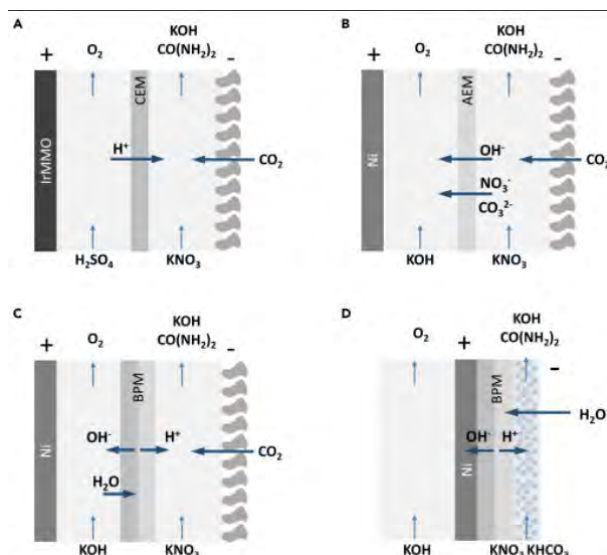
Vzhledem k tomu, že rozpustnost CO₂ ve vodě je nízká a rozpustnost dusíkatých sloučenin, jako je oxid dusnatý, ještě nižší, měly by se k překonání omezení přenosu hmoty používat GDE. Stejně jako v případě redukční reakce CO₂ lze ke zvýšení transportu hmoty využít průtokové cely. GDE tak budou mít zásadní význam v systémech elektrochemické syntézy močoviny z CO₂, a to jak v případě, kdy je zdroj dusíku použit v iontové formě, tak zejména v případě, kdy je dusík použit v plynné formě. GDE mají více funkcí, včetně účinného transportu hmoty reakčních plynů (CO₂ a sloučenin dusíku) a usnadnění elektrochemických reakcí na rozhraní elektroda-elektrolyt. Volba materiálu GDE, zatížení katalyzátoru, ionomeru, poměru ionomeru a katalyzátoru a konstrukce mikroporézní vrstvy může významně ovlivnit celkový výkon a životnost systému, jak ukázali Kim a kol. (2022) ionomer má obrovský vliv na selektivitu produktu při redukci CO₂ a bude mít také vliv na elektrochemickou syntézu močoviny. Stejně tak je třeba vzít v úvahu podpůrný elektrolyt, konkrétně kationty, které, jak známo, mají značný vliv. Nejnovější práce v oblasti elektrochemické redukce CO₂ navíc zdůrazňují význam vlhkosti v proudě vstupního plynu a změny pH v mezní vrstvě (Ringe, 2019; Schatz, 2022).

Migrace iontů přes iontovýměnnou membránu musí být zohledněna a vyvážena s elektrodovými reakcemi, aby bylo dosaženo stabilního provozu (Vennekötter, 2019). Iontová migrace uvažována pro případ redukce dusičnanů, přičemž argumenty platí i pro dusitany. Obecně lze reaktor provozovat se třemi různými iontovýměnnými membránami: kationtovou membránou (CEM), aniontovou membránou (AEM) nebo bipolární membránou (BM). Různá provedení reaktoru jsou znázorněna na Obr. 6. V modulu skládajícího se z CEM budou kladně nabití ionty migrovat přes membránu směrem ke katodě. Protože se protony na katodě spotřebovávají, musí se doplňovat z anolytu. Jinak dojde k posunu pH v katolytu. Kyselé

¹ *Plynové difuzní elektrody (GDE) jsou elektrody se spojením pevného, kapalného a plynného rozhraní a elektricky vodivým katalyzátorem podporujícím elektrochemickou reakci mezi kapalnou a plynnou fází.*

podmínky na anodě dodají požadované protony, což vyžaduje kyselou kyslíkovou evoluční reakci (OER)² s oxidem iridia jako vzácným a nákladným katalyzátorem.

Navíc, pokud se jako substrát použijí dusičnany a dusitany, spotřebuje se více protonů, než kolik jich bude migrovat přes CEM. Proto se pH katolytu zvýší, pokud není regulováno zvenčí. Tento efekt bude problémem nezávisle na typu iontovýmenné membrány.



Obr. 6 Schémata různých možných konstrukcí modulů/reaktorů s použitím (A) CEM, (B) AEM, (C) BPM a (D) sestavy bez mezery

Při použití AEM pro syntézu močoviny lze jako anodovou reakci zavést alkalickou namísto kyselé OER a hydroxidové ionty budou migrovat přes membránu. V tomto případě by se mohly použít cenově výhodné katalyzátory z neušlechtilých kovů, jako je hydroxid nikelnatý nebo oxidy niklu a železa. Bohužel v závislosti na koncentraci dusičnanů a selektivitě membrány dochází k migraci dusičnanů a uhličitánů z katolytu do anolytu, která konkuruje migraci hydroxylových iontů. Toto uspořádání by mohlo fungovat tak, že by se elektrolyt používal v jednorůchodovém režimu s postupným průchodem anolytu a katolytu. Tím by se mohly zmírnit ztráty dusičnanů. Je třeba upozornit a zvážit na míchání plynného vodíku a kyslíku, aby se zabránilo vzniku výbušné směsi plynů. Proto je třeba odstranit vyprodukovaný kyslík z anolytu předtím, než se elektrolyt přivede do katolytické komory k výrobě močoviny (Hass, 2019). Tato konstrukce modulu však představuje problém, protože je možná ztráta CO₂ na anodě a oxidace dusitanů.

BPM lze zavést pro zamezení nežádoucího křížení iontů, o kterém se diskutuje v CEM a AEM. Při práci s nezávislými podmínkami na obou elektrolytech by se pro použití neušlechtilých kovů v alkalické OER upřednostnilo alkalické pH. Kromě toho bude zmírněn crossover dusičnanů. Přesto je stále nutná kontrola pH katolytu, aby se udržovala konstantní hodnota kvůli nerovnováze spotřeby a doplňování protonů.

Pokud bychom se nechali inspirovat elektrochemickou redukcí CO₂ pak by se jako zdroj CO₂ mohl použít roztok hydrogenuhličitanu. Katoda pak musí být v kontaktu s kyselým prostředím IEM (buď na straně CEM, nebo na straně CEM BPM), aby došlo k lokálnímu posunu chemické rovnováhy z hydrogenuhličitanů a rozpuštěného CO₂, který pak může být

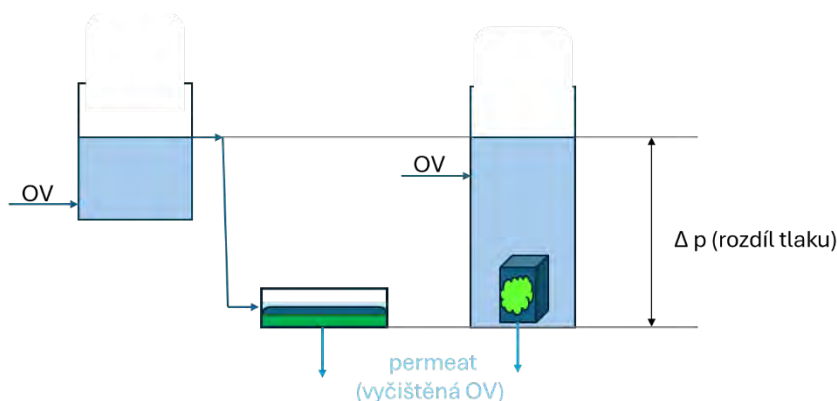
² Obecně OER probíhá ve čtyřech krocích: (1) tvorba adsorbovaného OH* na katalyzátorech s prvním přenosem elektronů, (2) přeměna OH* na O*, (3) přeměna O* na OOH* další H₂O molekula nebo OH⁻, a (4) uvolňování O₂. Každý krok zahrnuje uvolnění jednoho elektronu

redukován. Jak je naznačeno v literatuře, BPM jsou volbou pro snížení ztrát CO_2 (Rabinowitz, 2020; Li, 2019) Elektrochemickou syntézu močoviny s hydrogenuhličitanem lze pak provozovat v sestavě s nulovou mezerou (Obr. 6D). Tento přístup obchází implementaci GDE, které jsou náchylné ke srážení solí a zanášení. Sestavy s nulovou mezerou jsou navíc výhodné pro maximalizaci energetické účinnosti, protože eliminují ohmické ztráty z elektrolytů. Nastavení poměru kovů nebo velikosti kovových molekul by pak mohlo být parametrem pro úpravu účinnosti C-N vazby. Stejně tak by mohly být rozhodujícími kroky pro vyvážení redukce a protonizace substrátů a spojování meziproductů úpravy zatížení katalyzátoru a poměru ionomeru k pojivu. Kombinace montáže s nulovou mezerou a redukce hydrogenuhličitanu se ukazuje jako slibné pro zvýšení energetické účinnosti a stability elektrochemické syntézy močoviny. Jak bylo uvedeno, omezení přenosu hmoty v kapalně fázi může být problémem, zejména při nízkých koncentracích vstupu. Nástrojem k překonání nízkých proudů je pečlivé inženýrství pomocí vyladění rychlosti proudění kapaliny a zavedení statických směšovačů v kanálu elektrolytu. Prostředky proti omezením difuze navíc poskytují 3D struktury a plochy s velkým povrchem. Často se používají kovové pěny, které se ukázaly jako účinné. Jakmile jsou nalezeny stabilní provozní podmínky, může být anodová reakce OER nahrazena jinou reakcí s přidanou hodnotou, aby se maximalizovala úspora elektronů při párové syntéze.

Elektrochemická syntéza močoviny jako proces využívající dusík a CO_2 k výrobě močoviny je atraktivní koncept. Vynechání několika energeticky náročných výrobních kroků by bylo hlavním krokem k udržitelné výrobě hnojiv. Současné výzkumné úsilí však neřeší odpovídajícím způsobem aktuální výzvy v této oblasti. V laboratorním měřítku musí prověřování katalyzátorů probíhat za příslušných podmínek. Analytické metody navíc ještě potřebují zdokonalit, aby spolehlivě detekovaly močovinu bez jakékoli náchylnosti k falešně pozitivním výsledkům. Zejména zde je třeba se poučit z elektrochemické syntézy amoniaku. Většina experimentálních prací se provádí v jednoduchých sestavách modulů s malými plochami elektrod. Jak je vidět v jiných oblastech výzkumu, jako je redukce CO_2 , konstrukce elektrody, reaktoru a článku může mít velký vliv na výkon. Na tyto technické aspekty se v současnosti nezaměřuje a ponechávají prostor pro zlepšení. Navíc jsou důležité pro vyhlídky na rozšíření procesu a dosažení komerčních aplikací. Z dnešního pohledu existují procesní cesty pro elektrochemickou syntézu močoviny, které jsou slibnější než jiné. Ideální by bylo použití N_2 , ale dnešní katalyzátory postrádají dostatečnou aktivitu. Na druhou stranu bez podstatných změn v současném hodnotovém řetězci dusíku existuje jen velmi málo ekonomicky proveditelných zdrojů pro NO_3^- a NO_2^- . ***Použití elektrochemické syntézy močoviny jako následného procesu pro čištění odpadních vod nebo spalin možná poskytne levný přístup k reaktivním zdrojům dusíku.*** Se současným rozvojem plazmových reakcí by se NO mohl stát také klíčovou dusíkovou složkou pro výrobu elektrochemických hnojiv. Tyto potenciální zdroje dusíku je třeba mít na paměti a výzkumné úsilí by mělo být nasměřováno odpovídajícím způsobem. Následnému zpracování, i když se o něm uvažuje jen zřídka, je třeba věnovat více pozornosti. Ekonomické posouzení elektrochemické syntézy močoviny proto v současné době není možné a cílové parametry výkonu zatím nelze definovat. Širší pohled na nezbytné kroky výzkumu směrem k aplikaci by mohl pomoci vyřešit otázku, zda, jak a kdy bude elektrochemická močovina součástí udržitelné dusíkové ekonomiky (Kohlhass, 2024).

4.4.5 Gravitační membránová filtrace OV ve stavebnictví

Z pohledu využití OV v nově projektovaných domech a pro výstavbu nových bytových domů by mohlo být výzvou využití Gravitační membránové filtrace (GDM) která je zkoumána přes 10 let. Technologie se vyznačuje nejen relativně nižšími transmembránovými tlaky, kterých lze dosáhnout gravitací (extrémně nízká spotřeba energie), ale také jevem stabilizace toku: Na membráně se nechá vytvořit biofilm a tím dojde ke stabilizaci toku membránou, což souvisí s biologickými procesy ve vrstvě biofilmu na membráně. To umožňuje stabilní provoz po dobu jednoho roku nebo déle bez jakéhokoli čištění nebo proplachování. Zpočátku byla technologie vyvinuta především pro úpravu pitné vody v domácnostech, ale mezitím se výzkum a aplikace rozšířily na čištění šedých, dešťových a odpadních vod a také na předúpravu mořské vody pro odsolování. Tuto technologii je možné kombinovat s elektrochemickými procesy proti zanášení membrán tak i k dezinfekčnímu ošetření takto upravené vody.



Obr. 7 Schematický diagram pro ilustraci principu činnosti externí GDM a ponořené GDM filtrace.

Během GDM mohou být mikroorganismy, organický agregovaný koloidní materiál a částicový organický a anorganický materiál v napájecí vodě, odváděny membránou a poté akumulovány na povrchu membrány. Tyto látky zadržené na membráně mají tendenci tvořit vrstvu biofilmu, která je považována za "mini ekologický systém". Charakterizace biofilmu v GDM je složitá záležitost, protože zahrnuje řadu různých oblastí, jako je:

- morfologie (3D struktura);
- biologická aktivita, složení společenstev a jejich prostorové rozložení, jako jsou prokaryota (bakterie), eukaryota včetně jejich predátorů;
- složení organických a anorganických složek a jejich prostorové rozložení.

Organické/anorganické látky nahromaděné ve vrstvě biofilmu plní tedy několik rolí:

- jsou považovány za živiny pro růst bakterií;
- způsobují, že membránové organické/anorganické znečištění ovlivňuje produktivitu permeátové vody;
- jejich přítomnost ovlivňuje morfologii matrice biofilmu.

Z literatury a pilotních aplikací ve světě vyplývá, že systémy GDM se používají při úpravě říční vody pro decentralizovanou přípravu pitné vody, dešťové vody a šedé vody pro decentralizované použití užitkových vod, odpadních vod pro jejich bezpečné vypouštění a pro předčištění vody pro odsolování.

Stabilizované úrovně toku v systémech GDM souvisejí s typy napájecí vody (Peter-Varbanets, 2011; Lee, 2017) obecně popisují, že napájecí voda obsahující vyšší množství organických látek vede k tvorbě biofilmu s vyšší odolností, což vede k toku permeátu

v následujícím pořadí: (zředěná) odpadní voda/šedá voda < dešťová voda < říční voda/mořská voda.

Vzhledem k tomu, že systémy GDM nebo gravitační membránové bioreaktory (GDMBR) jsou považovány za vhodnou decentralizovanou techniku čištění vody nebo odpadních vod, je pravděpodobné, že jejich provoz bude prováděn na nespojitě bázi. Proto byl zkoumán vliv přerušovaného provozu a dopředného proplachu na stabilizaci toku během ultrafiltrace pitné vody (Derlon, 2012). Výsledky ukázaly, že období klidu vedlo k relaxaci zanášecí vrstvy a následně k dočasnému zvýšení toku, následovanému poklesem toku směrem ke stabilní hodnotě toku permeátu. Dále bylo prokázáno, že proplachování po období klidu tento proces dále zintenzivňuje. Pokles a obnova toku během přerušovaného provozu s proplachováním nebo bez něj jsou tedy reverzibilní. Kromě toho zjistili, že částice usazené ve vrstvě znečištění tvoří větší agregáty během období klidu. Kromě zpětné difuze tedy hrají důležitou roli v klidovém režimu a při následné obnově toku také agregační procesy. Kromě toho lze předvídat dopad přerušovaného provozu v závislosti na délce odstávky a provozních dobách.

- Různé typy vodních zdrojů, včetně říční a rybníční vody, šedé vody, mořské vody a zředěných odpadních vod, lze čistit ultrafiltrací při stabilním toku bez čištění nebo proplachování. Vyšší transmembránové tlaky mají za následek zvýšený hydraulický odpor, a proto je proces většinou provozován při nízkých tlacích (pod 0,1 bar), které lze získat gravitací (méně než 1 m vodního spádu).
- Stabilizace toku v procesu GDM souvisí s tvorbou vrstvy biologického znečištění. K charakterizaci vrstvy biologického znečištění byla použita řada vizualizačních metod a analytických technik. To odhalilo, že různé typy organismů přispívají k tvorbě heterogenní zanášecí vrstvy, která obsahuje stabilní hydraulický odpor.
- Dostupné publikace ukazují korelaci mezi stabilním tokem a složením vody, přičemž nižší stabilní toky jsou uváděny pro vody s vyšším obsahem TOC. Kromě toho bylo hlášeno, že složení mikrobiálního společenstva a obsah extracelulárních polymerních látek (EPS) ve vrstvě znečištění korelují s hodnotou stabilního toku.
- Bylo zjištěno, že přítomnost vrstvy biologického znečištění přispívá ke zlepšení kvality vody a zlepšuje odstraňování řady sloučenin včetně huminových kyselin, biopolymerů, AOC a toxinů řas
- Bylo zjištěno, že přítomnost specifických typů foulantů vede ke zvýšení heterogenity zanášecí vrstvy a vyšší propustnosti. Konfigurace procesních a membránových modulů, které umožnily množení vyšších organismů (predátorů), tak vedly ke zvýšení produktivity.
- Po období klidu bylo několika autory popsáno obnovení toku. Tuto funkci lze použít k optimalizaci produktivity v decentralizovaném provozu, který se vyznačuje proměnlivou poptávkou po vodě.
- Ve srovnání s konvenčním UF vykazují náklady na proces GDM silnější korelaci s kapacitou čištění. Proto je proces GDM obvykle příznivější než u konvenční UF při nízkých kapacitách. Ve vzdálených prostředích a situacích, kdy operátoři procesu a elektřina nejsou vždy k dispozici, poskytuje proces GDM další výhody z hlediska robustnosti procesu.

4.5 Souhrn (výsledky analýzy bariér v dané oblasti)

Membránové technologie představují významnou inovaci v řadě průmyslových procesů, zejména v oblasti úpravy vody a odpadních vod. V průmyslových aplikacích se využívají především tlakem řízené membránové procesy, jako je ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. Tyto technologie umožňují efektivní separaci nežádoucích látek, což je klíčové při zpracování vod obsahujících těžké kovy a jiné nečistoty.

V chemickém průmyslu je voda nezbytná pro většinu procesů, zejména při výrobě základních chemických látek, hnojiv a syntetických materiálů. Membránové technologie se zde uplatňují jako součást jednotkových operací pro úpravu a recyklaci vody. V odpadních vodách chemického průmyslu se často vyskytují těžké kovy, které mohou být efektivně odstraněny pomocí membránových technologií. To vede ke snížení množství chemikálií a vznikajícího kalu, což přispívá k udržitelnějšímu provozu.

V textilním a kožedělném průmyslu se voda používá pro praní, barvení a finální úpravu produktů. Membránové procesy, zejména mikrofiltrace a ultrafiltrace, mohou zlepšit recyklaci a opětovné využití procesních vod, čímž se snižuje celková spotřeba vody a minimalizuje znečištění. Tento průmysl čelí rostoucím požadavkům na kvalitu vody, což membránové technologie umožňují splnit díky své vysoké selektivitě a účinnosti.

V energetickém průmyslu se membránové technologie používají při čištění chladicí vody, kde odstraňují soli a minerály, což snižuje riziko koroze a usazování vodního kamene. Elektrodialýza, kombinovaná s membránovými procesy, umožňuje vysokou míru regenerace vody a snížení potřeby chemikálií, což zlepšuje celkovou energetickou účinnost provozů. Membránové technologie nacházejí využití i ve zpracování odpadních vod z těžebního průmyslu, který produkuje vodu kontaminovanou těžkými kovy, sírany a dalšími látkami. Tyto vody představují významný ekologický problém, který lze řešit pomocí technologií jako je nanofiltrace nebo reverzní osmóza. Kombinace těchto technologií umožňuje snížit obsah škodlivých látek na úroveň, která splňuje legislativní požadavky pro vypouštění odpadních vod do životního prostředí.

Další slibnou oblastí je využití membránových technologií pro zpracování odpadních vod z výroby plastů a pryže, kde je nutné odstranění organických a anorganických znečišťujících látek. Membránové procesy umožňují efektivní čištění těchto vod s minimálními provozními náklady a nízkým vznikem kalů.

Celkově je tedy možné konstatovat, že membránové technologie představují klíčový nástroj pro řešení ekologických výzev v průmyslových procesech. Díky jejich flexibilitě, modularitě a vysoké účinnosti jsou tyto technologie stále více používány pro úpravu a recyklaci odpadních vod v různých odvětvích, což přispívá k udržitelnému hospodaření s vodou a ochraně životního prostředí.

Ačkoli membránové technologie nabízejí významné environmentální a ekonomické výhody, jejich zavádění do praxe může čelit několika zásadním překážkám. Dále je uvedena **analýza těchto bariér** v kontextu jednotlivých odvětví uvedených v předešlé kapitole.

Technologické bariéry – zanášení membrán (scaling/fouling) a omezená životnost

Jednou z nejvýznamnějších překážek využití membránových technologií v průmyslové praxi je problém zanášení membrán, známý jako fouling. Zanášení membrán spočívá v hromadění pevných částic, organických látek nebo mikroorganismů na povrchu nebo uvnitř pórů membrány, což vede k poklesu její separační schopnosti a zvýšení provozních nákladů na čištění a údržbu. Tento problém je obzvláště závažný v chemickém průmyslu, kde jsou odpadní vody často bohaté na organické látky a těžké kovy, což zvyšuje riziko zanášení membrán.

V textilním průmyslu jsou membrány vystaveny vysoké koncentraci barviv a dalších chemických látek, což zvyšuje riziko zanášení, snižuje účinnost separace a zkracuje životnost membrán. Podobně ve stavebnictví a v těžkém průmyslu, kde procesní vody obsahují abrazivní částice a nečistoty, jsou membrány náchylné k rychlému opotřebení a zanášení.

Řešení tohoto problému zahrnuje vývoj nových materiálů a povrchových úprav membrán, které by byly odolné vůči zanášení, a dále optimalizaci provozních podmínek, jako je použití přerušovaného průtoku nebo membránových modulů s vysokou turbulencí, aby se omezilo usazování nečistot na povrchu membrány. Přesto je zanášení membrán i nadále klíčovou technickou překážkou, která omezuje širší zavádění těchto technologií do praxe.

Ekonomické bariéry – vyšší počáteční investice a nejasné provozní náklady

Zavedení membránových technologií do průmyslového měřítka často vyžaduje vysoké počáteční investice, a to jak na nákup technologických zařízení, tak na jejich instalaci a integraci do stávajících výrobních procesů. Menší a středně velké podniky, zejména v rozvojových zemích, mají často omezené finanční zdroje, což představuje zásadní překážku pro adopci těchto technologií.

Tento problém je patrný zejména v odvětvích, kde jsou provozy silně závislé na vodních zdrojích, jako je chemický průmysl a hutnictví, kde je potřeba vysoce výkonných membránových systémů pro odstraňování těžkých kovů a dalších nečistot. Náklady na zavedení systémů reverzní osmózy nebo nanofiltrace jsou často vnímány jako příliš vysoké vzhledem k návratnosti investice, což omezuje jejich širší nasazení.

Ekonomické modely, které zohledňují dlouhodobé přínosy membránových technologií, jako jsou úspory vody, snížení environmentálních pokut a recyklace cenných surovin, mohou pomoci podnikům lépe vyhodnotit potenciální návratnost investice. Důležité jsou také dotační programy a finanční pobídky ze strany vlád a mezinárodních organizací, které mohou snížit bariéru vysokých počátečních nákladů

Kromě vysokých počátečních investic představují významnou ekonomickou překážku také nejasné a potenciálně vysoké provozní náklady. Membránové systémy vyžadují pravidelnou údržbu, čištění a výměnu membrán, což může být nákladné. Navíc je často obtížné předem odhadnout skutečné náklady na provoz v závislosti na specifických podmínkách provozu, jako je kvalita surové vody, typ znečištění a frekvence zanášení membrán

V chemickém průmyslu, kde jsou odpadní vody často vysoce kontaminované a obsahují složité směsi chemických látek, může být nutná častá údržba membránových systémů, což zvyšuje provozní náklady. Tento problém může být řešen pomocí pokročilých systémů monitorování a řízení, které by umožnily optimalizaci provozních podmínek a snížení frekvence údržby.

Regulační a legislativní bariéry – nedostatečné regulační rámce a nedostatečná motivace pro udržitelnou praxi

Ačkoli Evropská unie i další mezinárodní organizace podporují udržitelné hospodaření s vodními zdroji a snižování průmyslového znečištění, regulační rámce pro používání membránových technologií jsou stále nejednotné. V některých zemích chybí specifické směrnice pro aplikaci těchto technologií v průmyslových procesech, což může podniky odrazovat od jejich zavádění.

Například ve stavebnictví a těžkém průmyslu je používání recyklované vody vázáno přísnými požadavky na kvalitu, což může zkomplikovat nasazení membránových systémů pro

recyklaci odpadních vod. Podobné problémy se vyskytují v chemickém a energetickém průmyslu, kde jsou membránové technologie využívány k odstraňování nebezpečných látek, jako jsou těžké kovy nebo organické sloučeniny. Nedostatečná legislativa nebo nejasné požadavky mohou zvyšovat právní nejistotu a zpomalovat adopci technologií

I když existují programy a směrnice na podporu udržitelného využívání vodních zdrojů, mnoho průmyslových podniků stále necítí dostatečnou motivaci k zavádění technologií, které by snížily jejich ekologickou stopu. Zájem o udržitelné technologie, jako jsou membránové systémy, je často podmíněn legislativními tlaky nebo dotacemi, což znamená, že tam, kde nejsou dostatečně přísné předpisy nebo pobídky, dochází k minimálním investicím.

Navzdory technologickým, ekonomickým a regulačním bariérám, kterým membránové technologie čelí, je jejich budoucnost velmi nadějná. Technologické překážky, jako je zanášení membrán, jsou postupně řešeny vývojem nových materiálů a úspornějších systémů. Vysoké počáteční investice a provozní náklady mohou být kompenzovány dlouhodobými úsporami vody a energie, zvláště pokud budou podpořeny vládními pobídkami a dotačními programy. Postupující regulace a rostoucí tlak na udržitelnost budou navíc stále více motivovat průmysl k širšímu přijetí těchto technologií.

4.5.1 Implementační doporučení (2026–2030)

Na základě uvedené sektorové analýzy je vhodné v období 2026–2030 zaměřit implementační aktivity v chemických a příbuzných průmyslových odvětvích především na taková řešení, která současně povedou ke **snížení emisí do vody, vyšší účinnosti využití vody a energie, větší míře recyklace procesních vod a k lepšímu materiálovému využití odpadních proudů**. Revize směrnice o průmyslových emisích posiluje důraz na zdrojovou účinnost, cirkulární hospodářství a environmentální výkonnost zařízení, což zvyšuje význam technologií umožňujících recyklaci vody, snížení zatížení recipientu a lepší integraci BAT do provozu.

Pro chemické výroby, rafinerie, metalurgii, textilní průmysl, elektrotechniku a další vodně náročná odvětví je proto vhodné prioritně podporovat **pilotní a demonstrační projekty membránové recyklace vody**, hybridní technologické sestavy pro komplikované odpadní vody a projekty zaměřené na **resource recovery** z koncentrátů, solanek a kalových proudů. Současně je vhodné podporovat projekty, které kombinují čištění vody s **energetickými úsporami, digitalizací provozu a online monitoringem**, protože právě praktická demonstrace technické a ekonomické proveditelnosti patří mezi rozhodující faktory širší implementace. Zkušenosti evropských reuse projektů ukazují, že širší zavádění nebrzdí pouze technologie samotné, ale i potřeba validace, koordinace aktérů a důvěry v reálný provozní výkon.

Z hlediska financování je vhodné v těchto odvětvích využívat zejména **OP TAK**, a to především aktivity **Udržitelné hospodaření s vodou a Oběhové hospodářství**, které jsou přímo zaměřeny na úspory vody, optimalizaci jejího využívání a principy cirkulární ekonomiky. U technologicky náročnějších nebo demonstračních projektů s vyšším dekarbonizačním potenciálem je vhodné zároveň zvažovat návaznost na evropské nástroje, zejména tam, kde projekty propojují vodní hospodářství, energetickou účinnost a modernizaci průmyslových procesů.

Proto je vhodné doplnit, že v chemických a příbuzných průmyslových odvětvích mají být v období 2026–2030 prioritně podporovány **projekty recyklace procesních vod, snižování emisí do vody, získávání cenných složek z odpadních proudů, energeticky úsporné membránové systémy a digitálně řízené provozy**, a to vždy s důrazem na provozní demonstraci, ekonomickou vyhodnotitelnost a návaznost na BAT a nové regulační požadavky.

4.6 Literatura

- ADENIYI, A. et al., 2023. Trends in Biological Ammonia Production, *BioTech*, 2023; 12, 41–47. <https://doi.org/10.3390/biotech12020041>
- AHMED, J. et al., 2021. Chapter 1, Industrial Wastewater and Its Toxic Effects. In Biological Treatment of Industrial Wastewater. *The Royal Society of Chemistry*, London, 1–14.
- AHMED, S. F. et al., 2020. Hybrid technologies: The future of energy efficient desalination – A review. *Desalination* 495, 114569.
- AHMED, S. F. et al. 2022. Strategies to improve membrane performance in wastewater treatment. *Chemosphere*, 306, 135527.
- ALIASKARI, M. et al., 2023. Removal of Arsenic and Selenium from Brackish Water Using Electrodialysis for Drinking Water Production. *Desalination*, 548, 116298.
- ALLESANDRO, F. 2024. Freshwater and minerals recovery from synthetic produced water by membrane distillation/membrane crystallization processes. *Applied Water Science*, 14, 104.
- AL-OBAIDI, M. et al. 2024. Hybrid membrane and thermal seawater desalination processes powered by fossil fuels: A comprehensive review, future challenges and prospects. *Desalination*, 583, 117694.
- ARANA J. et al., 2022. Electrodialysis for Metal Removal and Recovery. A Review. *Chem. Eng. J.* 435–439, 134857.
- ARUNKUMAR, G. et al., 2023. Concrete constructed with recycled water to experimental analysis of the physical behavior of polypropylene aggregate (PPA). *Glob. Nest. J.* 25, 126–135. <https://doi.org/10.30955/gnj.004723>
- BALCIOĞLU, G. et al., 2018. Baker's yeast wastewater advanced treatment using ozonation and membrane process for irrigation reuse. *Process Saf. Environ.* 117, 43–50.
- BASILE ANGELO et al., 2023. *Advanced Technologies in Wastewater Treatment*. Elsevier ISBN 9780323906982.
- BEIER, S. et al., 2017. Separation of enzymes and yeast cells with a vibrating hollow fiber membrane module. *Separ. Purif. Technol.* 53, 111–118.
- BENREDJEM, Z. et al., Coupling of Electrodialysis and Leaching Processes for Removing of Cadmium from Phosphate Ore. *Sep. Sci. Technol.* 2016, 51, 718–726.
- BISSELINK, R. et al., 2016. Mild desalination demo pilot, New normalization approach to effectively evaluate electrodialysis reversal technology. *Water Resources and Industry* 14, 18–25.
- BRIFFA, J. et al., 2020. Heavy Metal Pollution in the Environment and Their Toxicological Effects on Humans. *Heliyon*, 6, 684–691.
- BUTYLSKII, D. Y. et al. 2024, Review of recent progress on lithium recovery and recycling from primary and secondary sources with membrane-based technologies. *Desalination*, 586, 117826.
- CAI, Y. et al., 2020. Study on Removal of Phosphorus as Struvite from Synthetic Wastewater Using a Pilot-Scale Electrodialysis System with Magnesium Anode. *Sci. Total Environ.* 726, 138221.
- CASTRO-MUNOZ, R. et al., 2018. Membrane-based technologies for meeting the recovery of biologically active compounds from foods and their by-products. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 59, 2927-2948.

- CHAN, K.H. et al., 2022. Separation of Lithium, Nickel, Manganese, and Cobalt from Waste Lithium-Ion Batteries Using Electrodialysis. *Resour. Conserv. Recycl.* 178, 106076.
- CHEN, Z. et al., 2023. Exploitation of lignocellulosic-based biomass biorefinery, a critical review of renewable bioresource, sustainability and economic views. *Biotechnol Adv.* 69, 108265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2023.108265>
- CERRILLO-GONZALEZ, A. et al., 2020. Identification and elimination of false positives in electrochemical nitrogen reduction studies. *Nat. Commun.* 11, 5546, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19130-z>
- CONIDI, C. et al., 2018. Membrane-based agro-food production processes for polyphenol separation, purification and concentration. *Current Opinion in Food Science*, 23, 149–164.
- GARCIA, J.M., 2020. Recovery of Li and Co from LiCoO₂ via Hydrometallurgical–Electrodialytic Treatment. *Appl. Sci.* 10, 2367.
- DAI, L. et al., 2021. Recovery of Cr(VI) and Removal of Cationic Metals from Chromium Slag Using a Modified Bipolar Membrane System. *J. Membr. Sci.*, 639, 119772.
- DE LUNA, P. et al., 2019. What would it take for renewably powered electrosynthesis to displace petrochemical processes? *Science*, 364, 3506. <https://doi.org/10.1126/science.aav3506>
- DHARMARAJ, R. et al., 2021. Investigation of mechanical and durability properties of concrete mixed with water exposed to a magnetic field. *Adv. Civ. Eng.*, 1–14. <https://doi.org/10.1155/2021/2821419>
- DE MATOS, P.R. et al., 2020. Use of recycled water from mixer truck wash in concrete, effect on the hydration, fresh and hardened properties. *Constr Build Mater*, 230, 116981. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.116981>
- DERLON, N. et al., 2012. Predation influences the structure of biofilm developed on ultrafiltration membranes. *Water Research*, 46, 10, 3323–3333. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.031>.
- DIAS, C. et al., 2020. Concomitant wastewater treatment with lipid and carotenoid production by the oleaginous yeast *Rhodospiridium toruloides* grown on brewery effluent enriched with sugarcane molasses and urea. *Process Biochem.*, 94, 1–14.
- DRIOLI, E. et al. 2021, Membrane Science and membrane Engineering for a sustainable industrial development. *Separation and Purification Technology*, 275, 119196.
- FLUENCE CORPORATION. Water Use and Reuse in Petroleum Refining [online]. [cit. 2024-09-03]. Dostupné také z: <https://www.fluencecorp.com/water-use-in-petroleum-refining/>
- GHAVAM, S. et al., 2021. Sustainable Ammonia Production Processes. *Front. Energy Res.*, 9, 1-19, <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.580808>
- GIOLI, G.E. et al., 1987. High quality water from refinery waste. *Desalination*, 67, 271-282.
- HAAS, T. et al. 2017, Technical photosynthesis involving CO₂ electrolysis and fermentation. *Nat. Cat.*, 32-39. <https://doi.org/10.1038/s41929-017-0005-1>
- HANSEN, H.K. et al., 1997. Electrodialytic Remediation of Soils Polluted with Cu, Cr, Hg, Pb and Zn. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 70, 67–73.
- HARBY, K. et al. 2024. Reverse osmosis hybridization with other desalination techniques: An overview and opportunities. *Desalination*, 581, 117600.
- HAYNES W.M., 2014. CRC Handbook of Chemistry and Physics 95th ed. *CRC Press*, 2014.

HU, B. 2025. A review of key parameters affecting inorganic scaling in thermal, pressure, and osmosis-driven membranes for produced water desalination. *Separation and Purification Technology*, 354, 129023.

HU, Z. a CHEN, Y. 2024. Advancements in sustainable desalination with ocean thermal energy: A review. *Desalination*, 586, 117770.

HUGHES, M. et al. 1992. Electrodialysis reversal at Tutuka Power Station, RSA-Seven Years' Design and Operating Experience. *Water Science and Technology* ,25, (10), 277–289.

IQBAL, M.S. et al., 2023. Lithium-mediated electrochemical dinitrogen reduction reaction. *Industrial Chemistry & Materials.*, 1, 563–581. ht ps://doi.org/10.1039/d3im00006k

International Energy Agency, Ammonia Technology Roadmap. A report by *International Energy Agency*, October, 2021. ht ps://doi.org/10.1787/f6daa4a0-en

ISSAOUI, M. et al., 2022. Membrane technology for sustainable water resources management: Challenges and future projections. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 25, 100590.

JIA, H.P. et al., 2014. Mechanistic aspects of dinitrogen cleavage and hydrogenation to produce ammonia in catalysis and organometallic chemistry, relevance of metal hydride bonds and dihydrogen. *Chem. Soc. Rev.*, 43, 547–564. ht ps://doi.org/10.1039/c3cs60206k

JIANG, M. et al.,2023. Review on Electrocatalytic Coreduction of Carbon Dioxide and Nitrogenous Species for Urea Synthesis. *ACS Nano.* ,17, 3209–3224. ht ps://doi.org/10.1021/acsnano.2c11046

JOUNY, M. et al.,2019. Formation of carbon–nitrogen bonds in carbon monoxide electrolysis. *Nat. Chem.*, 11, 846–851. ht ps://doi.org/10.1038/s41557-019-0312-z

KAUSHIK, A. et al.,2018. Fractionation of sugarcane molasses distillery wastewater and evaluation of antioxidant and antimicrobial characteristics. *Ind. Crop. Prod.*, 118, 73–80.

KIM, C. et al.,2022. Tailored catalyst microenvironments for CO₂ electroreduction to multicarbon products on copper using bilayer ionomer coatings. *Nat. Energy*. 7, 116.

KIRMIZI, S.; et al.,2023. Performance of Electrodialysis for Ni(II) and Cr(VI) Removal from Effluents, Effect of Process Parameters on Removal Efficiency, Energy Consumption and Current Efficiency. *J. Appl. Electrochem.*, 53, 2039–2055.

LEE, D. et al., 2017, Effect of membrane property and feed water organic mat er quality on long-termperformance of the gravity-driven membrane filtration proces. *Environ. Sci. Pollut.*

LEE, S. et al., 2021. Comparison of the property of homoge-neous and heterogeneous ion exchange membranes during electrodialysis proces. *Ain Shams Engineering Journal*, 10, 159–166.

LEÓN-GONZÁLEZ, G. et al.,2016. Intensified fractionation of brewery yeast waste for the recovery of invertase using aqueous two-phase systems. *Biotechnol. Appl. Biochem.*, 63, 886–894.

LI, C. et al., 2019. Alternative Strategies Toward Sustainable Ammonia Synthesis. *Trans. Tianjin Univ.* 20

LI, T. et al., 2019. Electrolytic Conversion of Bicarbonate into CO in a *Flow Cell. Joule.*, 3, 1487–1497. htp s://doi.org/10.1016/j.joule.2019.05.02120; 26, 67–91.

LI, C., WANG, T. & GONG, J. 2020. Alternative Strategies Toward Sustainable Ammonia Synthesis. *Trans. Tianjin Univ.*, 26, 67–91. ht ps://doi.org/10.1007/s12209-020-00243-x

LI, Y. et al., 2023. Excluding false positives, A perspective toward credible ammonia quantification in nitrogen reduction reaction. *Chin. J. Cat.*, 44, 50–56. ht ps://doi.org/10.1016/S1872-2067(22)64148-2

LI, Z. et al., 2023. Synergistic electrocatalysis of crystal facet and O-vacancy for enhance urea synthesis from nitrate and CO₂. *Appl. Cat. B.* <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2023.122962>

LIM, J. et al., 2021. Ammonia and Nitric Acid Demands for Fertilizer Use in 2050. *ACS Energy Lett.*, 6, 3676–3685. <https://doi.org/10.1021/acsenerylet.1c01614>

LV, C. et al., 2022. Emerging p-Block-Element-Based Electrocatalysts for Sustainable Nitrogen Conversion. *ACS Nano.*, 16, 15512–15527. <https://doi.org/10.1021/acsnano.2c07260>

LIU, Y. et al., 2018. Cr(VI) Recovery from Chromite Ore Processing Residual Using an Enhanced Electrokinetic Process by Bipolar Membranes. *J. Membr. Sci.*, 566, 190–196.

LIU, Y. et al., 2022. Arsenic and Cation Metal Removal from Copper Slag Using a Bipolar Membrane Electrodialysis System. *J. Clean. Prod.*, 338, 130662.

LIU, Y. et al., 2023. Nickel Recovery from Electroplating Sludge via Bipolar Membrane Electrodialysis. *J. Colloid Interface Sci.*, 637, 431–440.

LIU, Y. et al., 2023. Recovery of Copper from Electroplating Sludge Using Integrated Bipolar Membrane Electrodialysis and Electrodeposition. *J. Colloid Interface Sci.*, 642, 29–40.

LIU, X. et al., 2022. Mechanism of C-N bonds formation in electrocatalytic urea production revealed by ab initio molecular dynamics simulation. *Nat. Commun.* 13, 5471 <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33258-0>

LIU, X. et al., 2022. Carbon nanotubes with fluorine-rich surface as metal-free electrocatalyst for effective synthesis of urea from nitrate and CO₂. *Appl. Cat. B.*, 31, 612–618. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2022.121618>

MANE, V.B. et al., 2016. Improvement Reactor Efficiency of Urea. *Int. J. Sci. Technol. Mangement.* 5, 291–308.

MANI, F. et al., 2006. CO₂ absorption by aqueous NH₃ solutions, speciation of ammonium carbamate, bicarbonate and carbonate by a ¹³C NMR study. *Green Chem.*, 8, 995–1000. <https://doi.org/10.1039/B602051H>

MANIKANDAN, S. et al., 2022. A critical review of advanced nanotechnology and hybrid membrane based water recycling, reuse, and wastewater treatment processes. *Chemosphere*, 289, 132867.

MEI, Z. et al., 2022. Recent Progress in Electrocatalytic Urea Synthesis under Ambient Conditions. *ACS Sustainable Chem. Eng.*, 10, 12477–12496. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c03681>

Min, K.J. et al., 2019. Separation of Metals from Electroplating Wastewater Using Electrodialysis. *Energy Sources, Part A. Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(20), 2471–2480. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1568629>

MISCHOPOULOU, M. et al., 2014. Start-up and steady-state results of a UASB reactor treating high pH baker's yeast molasses wastewater for methane production. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 92, 775–780

MISHRA, B.K. et al., 2021. Water security in a changing environment, concept challenges and solutions. *Water*, 13, 490. <https://doi.org/10.3390/w13040490>

MOHAMAD, F. et al., 2023. Strategies to save energy in the context of the energy crisis: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(4), 2033–2039.

MORGANTE, C. et al., 2024. New generation of commercial nanofiltration membranes for seawater/brine mining: Experimental evaluation and modelling of membrane selectivity for major and trace elements. *Separation and Purification Technology*, 340, 126758.

MOU, T. et al., 2021. Advances in Electrochemical Ammonia Synthesis Beyond the Use of Nitrogen Gas as a Source. *ChemPlusChem.*, 86, 1211–1224. [http s://doi.org/10.1002/cplu.202100356](http://doi.org/10.1002/cplu.202100356)

OLABI, A.G. et al., 2023. Recent progress in Green Ammonia, Production, applications, assessment; barriers, and its role in achieving the sustainable development goals. *Energy Conversion and Management*, 277, [ht ps://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.116594](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.116594).

OSMAN, A. I. et al., 2024. Membrane Technology for Energy Saving: Principles, Techniques, Applications, Challenges, and Prospects. *Advanced Energy and Sustainability Research*, 5(5), 1–29.

PAL, P., 2018. Treatment and disposal of pharmaceutical wastewater: toward the sustainable strategy. *Sep. Purif. Rev.*, 47, 179–198.

QUIG, G. et al. 2024. Enhancement and optimization of membrane distillation processes: A systematic review of influential mechanisms, optimization and applications. *Desalination*, 586, 117862.

SHALABY, S. M. et al. 2024. Recent advances in membrane distillation hybrids for energy-efficient process configurations: Technology categorization, operational parameters identification, and energy recovery strategies. *Process Safety and Environmental Protection*, 190, 817–838.

SHURYGIN, M. et al., 2021. Effective treatment of the wastewater from ceramic industry using ceramic membranes. *Water Sci Technol.*, 83 (5), 1055–1071. [ht p s://doi.org/10.2166/wst.2021.039](http://doi.org/10.2166/wst.2021.039)

SUCK-KI KANG et al., 2003. Use of MF and UF membranes for reclamation of glass industry wastewater containing colloidal clay and glass particles. *Journal of Membr. Science*, 223 (1–2), 89–103. [ht ps://doi.org/10.1016/S0376-7388\(03\)00311-9](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(03)00311-9)

RABINOWITZ, J.A. et al., 2020. The future of low-temperature carbon dioxide electrolysis depends on solving one basic problem. *Nat. Commun.*, 11, 5231. [ht p s://doi.org/10.1038/s41467-020-19135-8](http://doi.org/10.1038/s41467-020-19135-8)

RINGE, S. et al., 2019. Understanding cation effects in electrochemical CO₂ reduction. *Energy Environ. Sci.*, 12, 3001–3014. [ht p s://doi.org/10.1039/C9EE01341E](http://doi.org/10.1039/C9EE01341E)

PHAM, M.T. et al., 2021. Effect of Operational Conditions on Arsenic Removal from Aqueous Solution Using Electrodialysis. *Solvent Extr. Ion. Exch.*, 2021, 39, 655–667.

QIU, M. et al., 2023. Boosting Electrocatalytic Urea Production via Promoting Asymmetric C–N Coupling. *CCS Chem.*, 5, 2617–2627. [ht ps://doi.org/10.31635/ccschem.023.202202408](https://doi.org/10.31635/ccschem.023.202202408)

RASCHITOR, A. et al., 2017. Novel integrated electrodialysis/electro-oxidation process for the efficient degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. *Chemosphere*, 182, 85–89.

RASCHITOR, A. et al., 2020. Is it worth using the coupled electrodialysis/electro-oxidation system for the removal of pesticides? Process modelling and role of the pollutant. *Chemosphere*, 246, 125–133.

REED, R., 2006. Waste handling in the brewing industry I. In: *Brewing New Technologies*. Ed. Bamforth C. W. Cambridge: Woodhead Publishing Ltd, 484.

ROTTA, E.H et al., 2019. Phosphorus Recovery from Low Phosphate-Containing Solution by Electrodialysis. *J. Membr. Sci.*, 573, 293–300.

SADYRBAEVA, T.Z., 2021. Membrane Extraction of Ag(I), Co(II), Cu(II), Pb(II), and Zn(II) Ions with Di(2-ethylhexyl) Phosphoric Acid under Conditions of Electrodialysis with Metal Electrodeposition. *Theor. Found. Chem. Eng.*, 55, 1204–1220.

SCHATZ, M. et al., 2022. Quantifying local pH changes in carbonate electrolyte during copper-catalysed CO₂ electroreduction using in operando ¹³CNMR. *Sci Rep.*, 12, 8274. [ht ps://doi.org/10.1038/s41598-022-12264-8](https://doi.org/10.1038/s41598-022-12264-8)

- SHALABY, S. M. et al. 2024. Recent advances in membrane distillation hybrids for energy-efficient process configurations: Technology categorization, operational parameters identification, and energy recovery strategies. *Process Safety and Environmental Protection*, 190, 817–838.
- SAPKOTA, A.R. 2019. Water reuse, food production and public health, adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. *Environ Res.*, 171, 576–580. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.003>
- SHESTAKOV, K.V. et al., 2021. Recovery of Iron, Nickel, and Copper in Waste Water from Printed Circuit Board Manufacture by Electrodialysis Method. *Russ. J. Appl. Chem.*, 94, 555–559.
- SHIBATA M. et al., 1995. Electrochemical synthesis of urea on reduction of carbon dioxide with nitrate and nitrite ions using Cu-loaded gas-diffusion electrode. *J. Electroanal. Chem.*, 387, 143–145. [https://doi.org/10.1016/0022-0728\(95\)03992-P](https://doi.org/10.1016/0022-0728(95)03992-P)
- SHRESTHA, R. et al., 2021. Technological Trends in Heavy Metals Removal from Industrial Wastewater, A Review. *J. Environ. Chem. Eng.*, 9, 105688.
- SIEKIERKA, A. et al., 2023. Recovery of Transition Metal Ions with Simultaneous Power Generation by Reverse Electrodialysis. *J. Environ. Chem. Eng.*, 11, 110145.
- SOLOVEICHIK, G. 2019. Electrochemical synthesis of ammonia as a potential alternative to the Haber–Bosch process. *Nat. Cat.*, 2, 377–380. <https://doi.org/10.1038/s41929-019-0280-0>
- SUN, J. et al., 2020. Removal of Mercury (Hg(II)) from Seaweed Extracts by Electrodialysis and Process Optimization Using Response Surface Methodology. *J. Ocean Univ. China*, 19, 135–142.
- SURYANTO B.H.R. et al., 2019. Challenges and prospects in the catalysis of electroreduction of nitrogen to ammonia. *Nat. Cat.*, 2, 290–296. <https://doi.org/10.1038/s41929-019-0252-4>
- TAO Z. et al., 2021. Accessing Organonitrogen Compounds via C-N Coupling in electrocatalytic CO₂ reduction. *J. Am. Chem. Soc.*, 143, 19630–19642. <https://doi.org/10.1021/jacs.1c10714>
- TURKER, M.; DERELI, R., 2021. Long term performance of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor treating beet molasses based industrial wastewater. *J. Environ. Manag.* 278, 111–123.
- VENNEKÖTTER J.-B. et al., 2019. The electrolyte matters, Stable systems for high rate electrochemical CO₂ reduction. *J. CO₂ Util.*, 32, 202–213. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.04.007>
- VILLEN-GUZMAN, M. et al., 2021. Valorization of Lemon Peel Waste as Biosorbent for the Simultaneous Removal of Nickel and Cadmium from Industrial Effluents. *Environ. Technol. Innov.*, 21, 101380.
- VOUETAKI, A. et al., 2023. Pilot-Scale Separation of Lead and Sulfate Ions from Aqueous Solutions Using Electrodialysis, Application and Parameter Optimization for the Battery Industry. *J. Clean. Prod.*, 410, 137–200.
- VUKUŠIČ, J. et al., 2019. Fractionation of baker's yeast vinasse via ultrafiltration, assessment of feasibility. *J. Food Sci. Technol.*, 54, 1794–1803.
- WANG, H. et al., 2022. Realizing efficient C-N coupling via electrochemical co-reduction of CO₂ and NO₃⁻ on Au Pd nanoalloy to form urea, Key C-N coupling intermediates. *Appl. Cat. B.*, 3, 1812–1819. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2022.121819>
- WŁODARCZYK, P. et al., 2018. Microbial fuel cell with Ni–Co cathode powered with yeast wastewater. *Energies*, 11, 3194.
- WU, X. et al., 2020. Cr(III) Recovery in Form of Na₂CrO₄ from Aqueous Solution Using Improved Bipolar Membrane Electrodialysis. *J. Membr. Sci.*, 604, 118097.

XIE, W. et al., 2021. Toward the Next Generation of Sustainable Membranes from Green Chemistry Principles. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 9(1), 50–75.

XING, Z. et al., 2023. Lithium Recovery from Spent Lithium-Ion Batteries Leachate by Chelating Agents Facilitated Electrodialysis. *Chem. Eng. J.* 474, 145306.

ZHONG, Y. et al., 2023. Recent progress in electrochemical C–N coupling reactions. *eScience.*, 3, 100086.
<https://doi.org/10.1016/j.esci.2022.11.002>

5. Potravinářství, farmacie a zdravotnictví

5.1 Popis stávajícího stavu

Za poslední desetiletí zaznamenal potravinářský průmysl obrovský růst a je jedním z nejrychleji rostoucích odvětví po celém světě. Produkce potravin stále roste v závislosti na růstu lidské populace. Skupina Světové banky (World Bank Group) předpovídá, že do roku 2050 bude muset světová produkce potravin vzrůst až o 50 % (Kray, on-line).

Zároveň byl potravinářský průmysl uznán jako jeden z největších spotřebitelů vody (tj. jako surovina do výrobních procesů a produktů, pro čištění zařízení/provozů a potravinářských výrobků a při sanitaci a dezinfekci (Sekoulov, 2002; Shrivastava et al., 2022). To má za následek produkci značného množství nežádoucích odpadních vod.

Potravinářský průmysl je zároveň velice náročný nejen na spotřebu, ale i čistotu vody, kde voda představuje jednak základní surovinu ve výrobě, ale je také nutná k proplachu a čištění zařízení, která přicházejí do přímého styku s potravinou. Voda zde musí odpovídat přísným hygienickým normám a být zdravotně nezávadná, protože nesmí ovlivnit zdravotní nezávadnost potravin.

V potravinářském odvětví jsou užívány značné objemy vody pro různé činnosti, konkrétně praní/proplachování, reakční prostředí, čištění zařízení a přestup tepla. Velká pozornost je věnována dobré jakosti vstupní vody. Vyžaduje se pouze voda v kvalitě pitné vody. Dochází však k průběžně se zpřísnujícím požadavkům na kvalitu vody pro výrobu potravin v legislativě EU. Podle nařízení Evropského parlamentu EC 853/2004 (4.23) např. dosud postačuje, když příslušný odpovědný orgán souhlasí s tím, že „kvalita vody nemůže ovlivnit zdravotní nezávadnost potravin v její finální formě“. Hlavní pozornost je přitom věnována mikrobiologickému složení vody. Ostatními kritickými složkami ve vodném systému jsou čisticí prostředky, pesticidy, barviva a aromatizující složky. Pokud jde o náklady na vodu, jsou to kromě nákladů na její úpravu také ztráty spojené s ohřevem a chlazením.

Mezi obory potravinářského průmyslu se specifickými požadavky na kvalitu vody patří sladařství a pivovarství. Kvalitní voda pro vaření piva musí být měkká bez vyššího obsahu vápníku a hořčíku. Většina pivovarů má proto vlastní zdroje vody a velmi dbá na její kvalitu. Např. Plzeňský Prazdroj, a.s. získává nejkvalitnější vodu ze soustavy pěti vlastních studní o hloubce 80–100 metrů. Pivovar Budvar, n.p. získává vodu z artézských vrtů o hloubce 300 m z třetihorního podloží budějovické pánve. Z těchto důvodů je výroba značkových piv prakticky nepřenositelnou záležitostí.

Odpadní vody z potravinářského průmyslu často obsahují mikrobiologické a organické složky, tuky, čisticí prostředky, ale i nerozpuštěné látky. Legislativní požadavky na kvalitu vypouštěných odpadních vod v potravinářském průmyslu kladou vysoké nároky na použité čisticí technologie (mnohé z nich právě na bázi membránových separací) tak, aby odpadní vody splňovaly požadované výstupní parametry. Odpady a vedlejší produkty ze zpracování potravin vznikají při zpracování potravin v průmyslu, které ještě nejsou využívány pro jiné účely a nebyly recyklovány. Surové suroviny, jako jsou obiloviny, ovoce, zelenina a zvířata jsou zpracovávány na konečné produkty s produkcí velkého množství materiálů ve formě odpadů. Tyto odpady vznikající v potravinářském průmyslu se od sebe liší v závislosti na tom, o jaký typ potravin a vyráběného produktu se jedná, a rovněž o použité výrobní techniky. Dokonce i množství a koncentrace OV se liší a nezůstávají konstantní. Například odpady ze zpracovatelského průmyslu ovoce a zeleniny obsahují vysoké koncentrace polyfenolů a vlákniny, zatímco odpady z masné průmyslu obsahují vysoký obsah bílkovin a tuků. Pro zpracování potravin je typické velkým množstvím organických materiálů v odpadech ze zpracovatelského průmyslu. Nejčastěji ve formě lipidů, bílkovin a sacharidů s vysokou chemickou spotřebou kyslíku (CHSK) i

biochemickou spotřebou kyslíku (BSK). Proto jsou škodlivé a ovlivňují životní prostředí a lidské zdraví. Vhodné technologie, které se zaměřují na jejich opětovné využití pro tvorbu hodnotných produktů, jsou nákladné a mnohdy náklady převyšují náklady na přepracování, ale i přesto by měly být tyto postupy zváženy.

5.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění a podle specifického zdroje)

Charakteristiky a objem odpadních vod z potravinářského průmyslu závisí na typu produktu a operacích, které jsou součástí výrobního procesu. Konkrétně obsahují-li suspendované pevné látky, vysokou biologickou spotřebu kyslíku (BSK/BOD), chemickou spotřebu kyslíku (CHSK/ COD), sacharidy, proteiny, lipidy, hormony, antibiotika, pesticidy a živiny (dusík a fosfor). Je to však často obtížné toto složení odpadních vod předpovídat vzhledem k sezónním výkyvům a manipulačním procesům (Román-Sánchez et al., 2011). Typické vlastnosti odpadní vod potravinářského průmyslu jsou uvedeny v tabulce.

Tabulka 6 Typická jakost odpadních vod z odvětví potravin, nápojů a mléka po úpravě

Parametr	Koncentrace (mg/l)
BOD ₅	<25
COD	<125
Celkové pevné látky	<50
pH	6–9
Oleje a tuky	<10
Celkový dusík	<10
Celkový fosfor	0,4–5

Lze dosáhnout lepších úrovní BOD₅ a COD. Z hlediska místních podmínek není vždy možné nebo nákladově efektivní dosáhnout uvedených úrovní celkového dusíku a fosforu.

Odpadní vody z potravinářství mohou být i zdrojem biologicky aktivních látek (např. polyfenoly, proteiny, oligopeptidy, karotenoidy, hemicelulóza, pektin, laktóza apod.), které lze získat a mají zajímavé aplikace v kosmetice a farmacii. Potravinářský průmysl tak nabízí nový přístup k jejich recyklaci a poskytuje zároveň i ekonomické zdroje (Foti et al., 2021). Navíc s rostoucím nedostatkem pitné vody možnost opětovného využití vody ze zemědělsko-potravinářské odpadní vody je jednou z důležitých výzev pro udržitelné průmyslové procesy (Garnier et al., 2020). Celková spotřeba vody v pivovarství je velmi rozdílná, závisí především na **výrobní kapacitě** pivovaru, používané **technologii** a **zařízení**. Obecně se vzrůstajícím výstavem pivovaru spotřeba vody na objemovou jednotku vyrobeného piva klesá.

V 70. letech 20. století se uváděla celková spotřeba vody v rozmezí 10,0 až 24,0 hl na 1 hl piva (Hlaváček a Lhotský, 1972). Největší podíl připadl na předchlazení mladiny a na chlazení kondenzátorů.

Snížení nákladů na vodu lze obecně zajistit:

- úspornými opatřeními,
- opakovaným použitím vody u vybraných aplikací
- lokální úpravou odpadní vody.

Podle zprávy TWG z roku 2007 jsou v nejlepších dostupných technikách (BAT) hodnoty v porovnání s předchozími obdobími značně snižené.

Měrná spotřeba vody je výrazně ovlivněna receptem výroby konkrétního piva, technologickým zařízením, složením portfolia obalů (vratné vs. nevratné), objemem výroby apod. Obecně platí, že **tradiční výroba** založená na dekokčním rmutování, dvoufázovém kvašení a dlouhém dokvašování (postupy vyhovující CHZO České pivo) je **náročnější** na spotřebu vody a i energií. Zároveň tyto tradiční technologie zásadním způsobem **pozitivně** ovlivňují chuť piva.

Pokud se týká měrné spotřeby technologické vody, klesly na počátku 2. tisíciletí v pivovarech na hodnotu 0,45 – 0,70 m³/hl, střední hodnota se blíží horní hranici uváděného rozpětí, což je pokles o zhruba jednu třetinu za posledních 25 let. Největší spotřební místa pro vodu jsou varna (27 %) a stáčírna lahví (25 %). Měrná spotřeba vody ve sladovnách dosahuje hodnot 5–11 m³/t sladu, střední hodnota se blíží spodní uvedené hranici. Místy maximální spotřeby připadají na máčení ječmene (až 80 % celkové spotřeby).

Celkovou spotřebu vody ovlivňují dílčí spotřeby jednotlivých zařízení a opakované nebo další využití již použité vody (např. sběr poslední oplachové vody v CIP-stanicích a její použití na předoplachy, využití vody z oplachů PET lahví a plechovek pro jiné aplikace na stáčírnách a řada dalších faktorů).

Objem odpadních vod odpovídá dvojnásobku, ale i desetinásobku objemu vyráběného piva. Náklady na vodu a odpadní vodu podle údajů z Velké Británie (Reed, 2006) se přibližně rovnaly nákladům na energie spotřebované v pivovaru. Snižování těchto nákladů o 10 % bylo ekvivalentní ceně 1,5 % zpracovaného sladu.

Množství odpadních vod z pivovaru (sladovny) se liší **objemem**, ale i **obsahem** rozpuštěných a nerozpuštěných látek a kalů. Odpadní vody z pivovaru dosahují 45 až 90 % celkové spotřeby vody.

Objem odpadních vod v pivovarech je v rozmezí 0,3 až 0,55 m³/hl piva, ve sladovnách 4 až 10 m³/t sladu. V městských aglomeracích je voda vypouštěna převážně bez jakýchkoliv úprav do městských kanalizačních sítí nebo do komunálních ČOV, v ostatních případech jsou vybudovány biologické čistírny s aerobním i anaerobním systémem likvidace odpadních vod, s možností produkce bioplynu. Odpadní vody z pivovarů a sladoven jsou zatíženy snadno odbouratelnými látkami a původní hodnoty BSK₅, tj. 1500–2000 u piva a 800 u sladu, se snižují až na hodnoty 5 až 10 mg/l. Vzhledem k anorganickému složení odpadních vod není třeba přidávat do biologických čistíren žádné živiny pro bakterie, nehrozí rizika z toxických látek, protože v odpadních vodách jsou obsaženy v nulových nebo minimálních hodnotách. Hlavními zdroji odpadních vod jsou varny (výstřelkové vody) a kvasná zařízení (odpadní kvasnice). Obvykle se snižováním objemu odpadních vod vzrůstá jejich míra znečištění. Ta je celkově závislá na podmínkách procesů v jednotlivých odděleních pivovarů, ale především na tom, do jaké míry pivovar zajišťuje ve vlastním provozu zachycování organických nečistot, které zvyšují zatížení odpadních vod, a přitom jsou využitelné jako druhotné suroviny, krmivo apod. Jedná se především o zachycování mláta, odpadních kvasnic a kalů.

V odpadních vodách z **varny** pivovaru je velký podíl organických látek přítomných ve zbytcích mláta, hrubých kalů z vířivé kádě a mladiny.

Odpadní vody z **kvasného procesu** jsou zatíženy především kvasnicemi a zbytky piva – vykazují nejvyšší hodnoty BSK₅ ze všech pivovarských provozů.

Odpadní voda z **filtrace** mimo organické znečištění zbytky piva obsahuje především velké množství suspendovaných filtračních materiálů (hlavně křemeliny), případně i nerozpustných stabilizačních prostředků.

Ze **stáčení** lahvevého a sudového piva odchází odpadní voda znečištěná organickými látkami (zbytky piva) a roztoky použitých sanitačních prostředků.

Odpadní vody ze **sladoven** jsou zatíženy zejména organickými zbytky ječmene, sladu a dalšími nečistotami.

Většina vody, která se nepoužije jako surovina v potravině, se nakonec objeví v odpadní vodě. Nečištěná odpadní voda z výroby potravin, nápojů a mléka má obvykle vysoký obsah COD (chemické spotřeby kyslíku) a BOD (biochemické spotřeby kyslíku). Jejich úrovně mohou být 10–100krát vyšší než u odpadních vody z domácností. Koncentrace pevných látek se mění od zanedbatelné až po 120 000 mg/l. Nečištěná odpadní voda z některých odvětví, např. z výroby masa, ryb, mléčných výrobků a rostlinného oleje obsahuje vysoké koncentrace celkových tuků, olejů a mastných látek. Mohou se také objevit vysoké hladiny fosforu, zejména pokud se v technologickém postupu používá velké množství kyseliny fosforečné, např. při odstraňování klovatiny z rostlinných olejů nebo při čištění.

Odpadní vody ze sladoven s poměrně vysokou spotřebou kyslíku spadají do kategorie provozů, v nichž je legislativou striktně zakázáno jejich vypouštění do veřejných vodotečí bez předchozího účinného vyčištění z hlediska hodnot BSK₅ pod 25 mg/l přečištěné vody. Odpadní vody z farmaceutického průmyslu jsou charakteristické různým obsahem organických látek a výrazně proměnlivými hodnotami pH.

5.2.1 Potravinářství

Výrobci potravin a nápojů (F&B) čelí zvýšenému tlaku ze strany konkurentů a spotřebitelů, aby řešili výzvy související s hospodařením s vodou, změnou klimatu a péčí o životní prostředí. Kvůli těmto tlakům většina výrobců potravin a nápojů přijímá firemní cíle udržitelnosti a zveřejňuje cíle v oblasti vody. Stejní výrobci však čelí tlaku na zvyšování produktivity a bezpečnosti při současném řízení nákladů. Splnění regulačních norem a zajištění bezpečnosti výrobků výrobcům zároveň ztěžuje plnění cílů udržitelnosti. V potravinářském odvětví jsou užívány značné objemy vody pro různé činnosti, konkrétně praní/proplachování, reakční prostředí, čištění zařízení a přestup tepla. Voda je využívána také jako surovina (např. součást produktu). Vzhledem k velmi přísným hygienickým normám je kvalita vody důležitá pro zajištění jakosti a bezpečnosti produktu. Velká pozornost je věnována dobré jakosti vstupní vody. Dosud se vyžaduje pouze voda v kvalitě pitné vody. Dochází však k průběžně se zpřísňujícím požadavkům na kvalitu vody pro výrobu potravin v legislativě EU. Podle nařízení Evropského parlamentu EC 853/2004 (4.23) např. dosud postačuje, když příslušný odpovědný orgán souhlasí s tím, že „kvalita vody nemůže ovlivnit zdravotní nezávadnost potravin v její finální formě“. Hlavní pozornost je přitom věnována mikrobiologickému složení vody. Ostatními kritickými složkami ve vodním systému jsou čisticí prostředky, pesticidy, barviva a aromatizující složky. Pokud jde o celkové náklady na vodu, ty jsou tvořeny (kromě nákladů na její úpravu) také náklady spojenými se ztrátami při ohřevu a chlazení.

F&B odpadní vody mají tendenci obsahovat vysoké množství tuků, olejů a tuků (známých jako FOG), nerozpuštěných látek (TSS), organické hmoty (jako BSK nebo CHSK) a živin, jako je dusík a fosfor. Vysoké množství organického obsahu je způsobeno povahou F&B přísad, jako jsou cukry, bílkoviny, barviva/barviva a škrob. Při čištění odpadních vod z F&B musí být tyto organické sloučeniny rozloženy a odstraněny, často pomocí biologického čištění. Je důležité sledovat hladiny organických látek v odpadních vodách např. pomocí analýzy

celkového organického uhlíku (TOC), aby byly mikroorganismy vyváženy vhodným poměrem potravin (organické) a mikroorganismů.

Tabulka 7 Typická charakteristika OV v zemědělsko-potravinářského průmyslu (Pervez et al., 2021)

Parametry OV	Složení [mg.l ⁻¹]
Celkové nerozpuštěné látky	50
BSK	50
CHSK	250
Celkový fosfor	2
Celkový dusík	10
pH	5,5–9,0

Vyvážení „krmiva“ zajišťuje, že mikroorganismy nedostávají příliš mnoho nebo příliš málo živin a mohou účinně rozkládat a odstraňovat organické sloučeniny.

Někdy se zařízení F&B zaměří na výrobu jednoho typu produktu stabilním tempem, ale existuje mnoho okolností, kdy zařízení mění to, co vyrábí a četnost těchto změn. Tato změna ve výrobě produktů změní vlastnosti odpadních vod a čisticí zařízení bude vyžadovat lepší čištění mezi šaržemi a produkty. Mycí a čisticí zařízení mezi produkty přispívá k variabilitě zatížení odpadních vod. Tak významné změny v zatížení odpadních vod způsobí, že předchozí postupy čištění nebudou při odstraňování kontaminantů tak účinné.

V posledním desetiletí zaznamenal potravinářský průmysl obrovský růst a je jedním z nejrychleji rostoucích odvětví na světě. Zároveň je uznáván jako jeden z největších spotřebitelů vody (tj. jako přísada do výrobních procesů a produktů, pro čištění zařízení/závodů a potravinářských výrobků a při sanitaci.

Vzhledem k vysokému obsahu organické hmoty je pro čištění odpadních vod z F&B důležité biologické čištění. Některé příklady biologického čištění zahrnují anaerobní digesci a technologii aktivovaného kalu a membránového bioreaktoru (MBR).

Anaerobní fermentory mají další výhodu v zachycování metanu, který lze použít jako obnovitelný zdroj energie pro zařízení, čímž se snižují emise skleníkových plynů. Mají však vysoké provozní náklady a značnou počáteční investici, ale dokážou efektivně zvládnout situace s vysokou organickou pevností. Na druhou stranu má aktivovaný kal nízké počáteční náklady na instalaci. Přesto provozní náklady na provzdušňování a recyklaci kalu (zejména pokud je objem kalu vysoký) zvýší náklady na zpracování. MBR jsou stále oblíbenější pro čistírny odpadních vod F&B, protože mají menší půdorys než předchozí možnosti čištění, což vyžaduje méně pozornosti a energie obsluhy. Hlavním hlediskem u MBR je zajištění ochrany membrán před FOG, takže předčištění proudu odpadních vod je kritické.

Výhodou biologického čištění je, že mikroorganismy vykonávají práci, a tento přístup může být levnější než jiné metody čištění pro dané vlastnosti odpadních vod. Nejvýznamnější náklady jsou, pokud mikroorganismy zažijí stav šoku nebo hladovění. Pokud k tomu dojde, bude nutné mikroorganismy znovu inokulovat, což vyžaduje čas a další náklady. Dobrou zprávou je, že těmto typům událostí lze předcházet monitorováním organických látek v odpadních vodách a vyrovnávacím nádržemi (EQ) před proudem, aby se vyrovnalo zatížení.

OV ze zemědělsko-potravinářského průmyslu lze považovat za dostupné zdroje biologicky aktivních sloučenin (tj. polyfenolů, proteinů, oligopeptidů, karotenoidů, hemicelulózy, pektinu, laktózy), které lze získat pro zajímavé aplikace v kosmetickém, farmaceutickém a potravinářském průmyslu, což nabízí nový přístup k jejich recyklaci

a zároveň poskytuje ekonomické zdroje (Foti, 2021). S rostoucím nedostatkem pitné vody je navíc možnost opětovného využití vody ze zemědělsko-potravinářských OV důležitou výzvou pro udržitelné průmyslové procesy (Garnier et al., 2020). Mezi různými technikami, které byly navrženy pro nakládání s odpadními vodami ze zpracování potravin, představují membránové procesy nákladově efektivní řešení. Tyto procesy nabízejí mnoho výhod oproti tradičním separačním procesům (např. flokulace, odpařování, extrakce rozpouštědlem, odstředování, adsorpce), a to díky mírným provozním podmínkám teploty a tlaku, čímž se zachovávají funkční vlastnosti bioaktivních sloučenin obsažených v odpadních vodách potravin, vysoká účinnost separace vůči cílovým rozpuštěným látkám, nepoužití přísad a následně snížené riziko kontaminace, snadné škálování a nízká spotřeba energie (Castro-Muñoz, 2018; Nazir, 2019). Zejména tlakově řízené membránové operace, jako je mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), nanofiltrace (NF) a reverzní osmóza (RO), představují užitečné nástroje pro purifikaci, frakcionaci, koncentraci a regeneraci bioaktivních sloučenin na základě jejich specifické mezní molekulové hmotnosti (MWCO) a s využitím tlaku jako hnací síly (Cassano, 2018). Tyto procesy, kombinované v sekvenční formě nebo integrované s jinými separačními technologiemi, byly zkoumány v logice výroby obohacených frakcí bioaktivních sloučenin a vody s vysokým stupněm čistoty (Ahmad, 2022; Cassano, 2021). K tomuto účelu se MF a UF obvykle používají jako kroky předúpravy pro odstranění nežádoucích látek (např. nerozpuštěných látek, mikroorganismů, makromolekul) z odpadních vod při zpracování potravin, zatímco NF a RO lze použít k frakcionaci a koncentraci bioaktivních sloučenin a k výrobě čisté vody jako permeátového proudu. Cílem této kapitoly je poskytnout přehled tlakově řízených membránových procesů při separaci, koncentraci a čištění biologicky aktivních látek a při opětovném využití vody z potravinářských odpadních vod. Nejprve jsou diskutovány základy tlakově řízených membránových procesů. Poté jsou analyzovány a diskutovány vybrané aplikace těchto procesů, a to i v integrovaných systémech, přičemž jsou zdůrazněny klíčové výhody oproti tradičním separačním technologiím.

5.2.1.1 Pivovarnictví

Pivovarské kvasnice (*Saccharomyces sp.*), je druhý nejčastěji vznikající vedlejší produkt z pivovarnictví, obsahují bioaktivní a výživné látky s vysokou přidanou hodnotou, jako jsou bílkoviny (40–50 %), polysacharidy, vláknina a vitamíny. Molekuly, které by mohly být předmětem zájmu z vedlejších zemědělských produktů, musí být extrahovány, odděleny, koncentrovány a/nebo čištěny tak, aby bylo dosaženo minimální úrovně čistoty, která umožní jejich aplikaci. Enzymatická hydrolýza se úspěšně používá při výrobě peptidů a proteinových hydrolyzátů. Získané hydrolyzáty vyžadují účinné následné procesy, jako je membránová technologie, která je důležitým nástrojem pro získávání termolabilních a citlivých sloučenin z komplexních směsí s nízkou spotřebou energie a vysokou specifičností. Integrace membránových technik, které podporují separaci pomocí prosévání a mechanismů založených na náboji, je velmi zajímavá pro zlepšení čistoty získaných frakcí.

5.2.1.2 Mlékárenství

Potravinářský průmysl, zejména mlékárenský, je jedním z největších spotřebitelů vody a producentů odpadních vod celkově. Odpadní voda z potravin obsahuje mnoho živin, které mohou výrazně ovlivnit biologickou zátěž (Asgharnejad, 2021; Wang, 2022). Chemická spotřeba kyslíku (CHSK), biologická spotřeba kyslíku (BSK), vysoké živiny (dusík a fosfor) a další sloučeniny, jako jsou rozpouštědla a ionty, jsou obvykle přítomny ve vysokých koncentracích v odpadních vodách produkovaných potravinářskými jednotkami, což je obvykle

z neprocesních činností. Kromě toho tyto odpadní vody obsahují značné množství produktů nebo surovin v organickém zatížení, živinách a suspendovaných částicích, které lze rozlišit a využít během procesu čištění (Saxena, 2020; Udugama, 2020).

Navzdory tomu, co bylo zmíněno, je potravinový odpad často považován za nejméně znečištěnou vodu, když se hovoří o průmyslových provozech, a to kvůli minimálnímu počtu škodlivých sloučenin, které jsou obvykle spojeny s průmyslem kovů nebo meziproduktů chemikálií (ropa, plasty). Tyto kapaliny však mají "problémy" kvůli vysokým koncentracím určitých znečišťujících látek (Barbera, 2018).

Životní prostředí je ovlivňováno každým krokem mlékárenského průmyslu, včetně výroby mléčných výrobků, balení a skladování výrobků, efektivního uvádění na trh a distribuce. Pokud odpadní voda produkovaná na těchto úrovních v mlékárenském průmyslu není řádně zlikvidována, může to způsobit několik problémů se znečištěním. Velké množství odpadních vod obsahujících laktózu, bílkoviny, obsah solí (iontů) a tuk je produkováno mlékárenským sektorem (v menších množstvích). Před vstupem do kanalizace musí být vyčištěno značné množství odpadních vod z mléka.

Tabulka 8 Charakteristika odpadních vod z mlékárenství (Svalov, 2017; Jinka, 2017)

Typ	Charakteristika	Rozsah
Mlékárenské odpadní vody	BSK	40–95 000 mg l ⁻¹
	CHSK	80–48 000 mg l ⁻¹
	pH	4,7 – 11
	Zápach	Nepříjemný
	Teplota	17–25 °C (zima 17–18 °C; léto 22–25 °C)
Mléčné produkty	BSK	0,8–2,5 kg na tunu mléka
	CHSK	1,5násobek BSK
	NL	100–1000 mg l ⁻¹
	N ₂	6 % BSK
	P	10-100 mg l ⁻¹

Kromě toho má mlékárenský průmysl významný dopad na znečištění vody a její kvalitu. Proto jsou pro použití účinných metod likvidace nutné vhodné metody čištění odpadních vod, protože při zpracování mléka a výrobě mléčných výrobků se používá velké množství vody (Sonawane, 2023; Stasinakis, 2022). Toto velké množství vody již není užitečné, protože obsahuje vysoké množství kontaminantů, což ji činí nerecyklovatelnou (Kaur, 2021). Přínosy a nedostatky tradičního čištění mléčných odpadních vod budou zkoumány z hlediska principů, na kterých jsou tyto postupy postaveny, což vyvolalo požadavek na vytvoření nových technologií a jejich začlenění do čištění mlékárenských odpadních vod. Obecně platí, že tradiční čištění odpadních vod z mléka zahrnuje řadu fyzikálních, chemických a/nebo biologických metod a procesů ke snížení pevných látek z odpadních vod, jako jsou koloidy, organická hmota, živiny a rozpustné znečišťující látky (kovy, organické látky atd.) Lze použít mnoho přístupů, včetně tradičních metod, osvědčených procesů obnovy a vývoje technologií odstraňování. Výhody a nevýhody konvenčních metod jsou shrnuty v následující tabulce (Zinicovscaia, 2016; Chan, 2022).

Dle statistického úřadu ČR v roce 2021 mlékárny v ČR spotřebovaly 2 130 000 m³/rok vody, z čehož technologické vody bylo spotřebováno 1 109 000 m³/rok a 529 000 m³ chladicí vody.

Tabulka 9 Přehled nejčastěji používaných metod čištění OV v mlékárenství

Proces	Hlavní charakteristika (charakteristiky)	Výhody	Nevýhody
srážení	Příjem a separace znečišťujících látek z výsledných produktů.	Jednoduchost, hospodárnost a efektivita při práci s vysokým zatížením znečišťujícími látkami. Velmi účinný při odstraňování kovů, sloučenin fosforu a fluoridů. Významné snížení COD.	Spotřeba chemikálií (oxidanty, vápno, H ₂ S atd.). Předpokladem je úprava pH. Při nízkých koncentracích je eliminace kovových iontů neúčinná. Pokud jsou kovy složité, je nutný oxidační krok. Problémy s tvorbou, manipulací a likvidací kalů (úprava, hospodaření, náklady).
Koagulace/ flokulace	Příjem znečišťujících látek a separace výsledných produktů	Nízké kapitálové výdaje. Integrovaná jednoduchost. Fyzikálně-chemické metody. Komerčně dostupná je široká škála chemikálií. Účinný pro koloidní a SS částice. Perfektní usazovací a odvodňovací vlastnosti kalu. Signifikantní pokles CHSK a BSK. Potenciál inaktivace bakterií Nerozpustné znečišťující látky (například pigmenty) lze rychle a efektivně odstranit.	Je vyžadováno nerecyklovatelné chemické přísady (koagulanty, flokulanty, pomocné chemikálie). Fyzikálně-chemické monitorování odpadních vod. Zvýšil se objem produkce kalů (řízení nákladů, úprava).
Adsorpce/ filtrace	Nedestruktivní metoda Využití pevného materiálu	Nezbytné z hlediska technologie (jednoduché vybavení) a přizpůsobitelné různým léčebným modalitám. K dispozici je široký výběr komerčních položek. Zaměřuje se na širokou škálu znečišťujících látek (adsorpce). Adsorpce je velmi účinná technika s rychlou kinetikou. Vyčištěná odpadní voda má výjimečnou kvalitu. Vynikající separační schopnosti pro široké spektrum kontaminantů, zejména žáruvzdomých molekul. Vysoce účinná úprava v kombinaci s koagulací k odstranění nerozpuštěných látek, chemické spotřeby kyslíku a barvy. Omezené použití chemických látek.	Investice jsou poměrně vysoké. Materiálové náklady, neselektivní procesy. Druh materiálu ovlivňuje výkon. Regenerace je nákladná a vede k plýtvání materiálem. Chemická modifikace pro zvýšení adsorpční kapacity. Jsou vyžadovány adsorbenty různých druhů. Odstranění adsorbentu (vyžaduje spalování, regeneraci nebo výměnu materiálu). Rychlé nasycení a zablokování reaktoru (nákladná regenerace). Neefektivní pro určité typy barviv a kovů.
Biodegradace	Využití mikroorganismů	Schopnost rozkládat nebezpečné organické kontaminanty. Je zapotřebí méně energie. Může biologicky rozložit organické kontaminanty metabolickou aktivitou mikroorganismů Vzhledem k jejich specifické přizpůsobivosti abiotickým podmínkám, ve kterých vznikají, je použití mikroorganismů izolovaných z extrémních stanovišť výhodné. Díky své odolnosti vůči pH, teplotě a slanosti mohou napomáhat biologickému rozkladu. V závislosti na povaze znečišťujících látek je možné pracovat v aerobních nebo anaerobních podmínkách.	Kvůli inhibicím je tento proces pomalý a vyskytuje se pouze při nízkých koncentracích. Je vyžadována velká plocha pro rozvoj. Je vyžadována vysoká energie pro provzdušňovače. Je nutná další náprava.

Opakované použití a recyklace vody pro čištění v mlékárnách

Chladicí voda, kondenzáty z odpařovacích či sušících operací, permeáty získávané v membránových separačních procesech a čistící voda se v mlékárnách mohou používat opakovaně. V některých případech je pro opakované použití vody potřebné zvážit rizika vzájemné kontaminace, například mezi šaržemi startovacích kultur při výrobě sýrů. Zamezí-li se zbytečné kontaminaci kondenzátu, jeho potenciál pro opakované použití se zvyšuje na maximum. Nejčistší kondenzát může být vhodný i pro napájecí vodu pro kotle. Obsah vody v mléce je cca 88 %, v sýru např. cca 42 %. Ve výrobě se dále spotřebuje cca 0,8 l vody na 1 l mléka, především ke chlazení a v technologii. Vzniká tak 1,1 l odpadních vod. V holandském mlékárenském průmyslu se projekt LIFE Carbon Dairy zaměřil na opakované využití této odpadní vody. Podařilo se dosáhnout snížení spotřeby čerstvé vody až o 67 % a snížení produkce odpadních vod o 32 %, nicméně investiční nároky nedovolují počítat s přijatelnou

návratností. V projektu LIFE byl používán různé druhy membránových separací ale vždy v kombinaci s jinou procesní technologií separace.

Tabulka 10 Možnosti opakovaného využití vody v mlékárnách

	Použitý čisticí roztok z CIP	Závěrečný oplach z CIP	Kondenzát	Permeát z jednotky RO
Mytí vnějšku vozidel	1	1	1	1
Mytí přepravek	2	1	1	1
Ruční čištění vnějšku zařízení	3	3	1	1
Předběžný oplach při CIP	2	1	1	1
Dodávka hlavní mycí vody pro CIP	3	3	3	1
Závěrečný oplach CIP	NE	3	3	3
Proplach linek s produktem vodou	NE	3	3	1
Legenda (význam uvedených hodnot): 1 - bezprostřední opakované použití 2 - opakované použití po mechanickém odstranění pevných látek (sítem, česlicemi, filtrem) 3 - opakované použití po pokročilém čištění, např. na vhodné membránové úpravě nebo po desinfekci.				

Zpracování syrovátky, kaseinu a laktózy

Syrovátka byla jedním z odpadních proudů mlékárenství, v současné době je to ale zdroj cenných látek. Pro maximální využití potenciálu syrovátky je schopnost účinné separace a koncentrace jednotlivých komponent s jejich specifickými vlastnostmi. Zachování kvality výchozí syrovátky při účinném odstranění nežádoucích složek a zbytkového tuku je v tomto procesu zásadní. Proto je zde využívána široká řada membránových procesů k separaci a koncentraci pro vytvoření rozmanité nabídky koncových výrobků se sníženou nebo velmi nízkou spotřebou energie při jejich výrobě.

Bohužel přetrvávajícím problémem je v tom, že menší výrobci sýra si nemohou dovolit vybudovat centra na zpracování syrovátky a svoz nezkoncentrované syrovátky je drahý. V tomto případě je možné se vydat procesy fermentace syrovátky např. za účelem výroby bioplynu, alkoholu, slabých organických kyselin. V případě velkovýrobce se syrovátka přetransformuje na proteinové prášky, dětskou výživu, výživové doplňky a přísady nebo v krmiva pro zvířata.

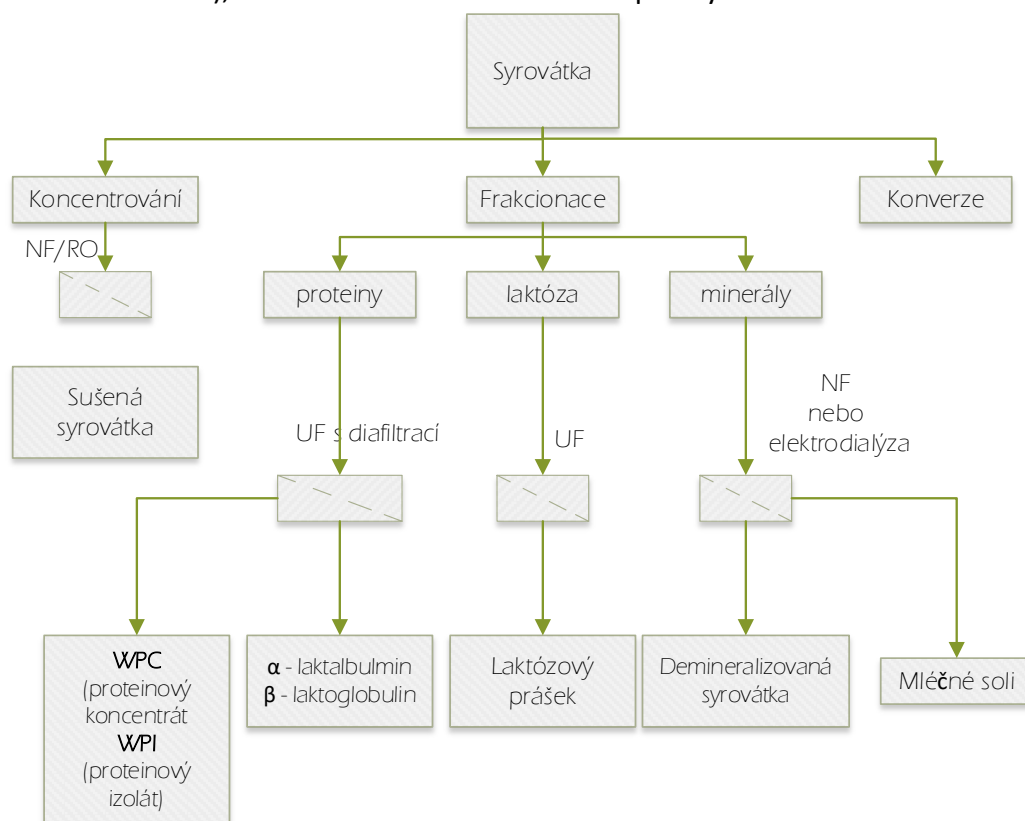
Syrovátka je vedlejší produkt výroby sýrů, tvarohů a kaseinu a jako excelentní zdroj bílkovin, vitaminů, minerálů a laktózy může být využita v široké škále průmyslové výroby. Pokud je brána jako odpadní surovina bez dalšího zpracování, má velmi negativní dopad na životní prostředí. Hlavní složky syrovátky jsou voda (93 % celkového objemu), laktóza (70 až 72 % sušiny), syrovátkové bílkoviny (8 až 10 % sušiny) a minerální látky (12 až 15 % sušiny). Z minerálních látek jsou nejvíce zastoupeny hořčík, fosfor, vápník, draslík, sodík, zinek a jejich soli, přecházející do syrovátky z mléka. Dále jsou minoritně zastoupeny i vitamíny rozpustné ve vodě B1, B2, B12, B6 a C, přičemž vitamíny B2, B12 a C jsou vázány k syrovátkovým bílkovinám. Nejvíce zastoupenými proteiny v syrovátce jsou beta laktoglobulin, alfa laktalbumin, glykomakropeptid, hovězí sérový albumin, imunoglobuliny, laktoferin a laktoperoxidáza. U každé z těchto bílkovin byly prokázány unikátní funkční, nutriční, nebo nutraceutické účinky, které jsou závislé na procesu zpracování v případě tepelných procesů dochází k jejich degradaci, proto jsou ke zpracování upřednostňovány membránové procesy.

Tabulka 11. Složení syrovátek produkovaných v ČR (Borková, 2019).

	Slabé organické kyseliny																	
	pH	Sušina	Popel	Tuk	Bílkoviny	TN	NCN	NPN	WP	Laktóza	Mravenčí	Citronová	Mléčná	Fosforečná	Jantarová	Aspargová	Octová	Glutamová
	1	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	mg/100ml					
Sladká syrovátka	6,59	6,84	0,5	0,06	0,62	0,14	0,144	0,043	0,646	5,21	5,9	172	27,7	106	n.d.	9,3	n.d.	n.d.
Sladká ředěná syrovátka	6,56	6,54	0,49	0,05	0,6	0,135	0,133	0,041	0,587	5,15	4,5	169	23,5	100	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Kyselá syrovátka	4,42	6,12	0,6	0	0,4	0,131	0,126	0,046	0,507	4,23	8	32,5	760	189	19	10,4	63,8	17,3
Kyselá syrovátka z termotvarohu	4,23	5,89	0,75	0,01	0,18	0,09	0,091	0,061	0,188	4,14	9,4	10,7	656	191	12,4	12,5	83,5	24,9
Kyselá zahuštěná syrovátka z termotvruhu	4,41	16,3	2,32	0,36	0,4	0,26	0,253	0,198	0,352	11,9	19,3	23,7	2247	138	31,4	29,5	170	45,6
Sladká zahuštěná syrovátka	6,05	16,5	1,97	0,14	2,42	0,48	0,489	0,102	2,47	11	3,73	517	104	315	12,5	14,2	20,8	24,3

TN celkový dusík, NCN nekaseinový dusík, NPN nebílkovinový dusík, WP syrovátkové bílkoviny

Organické kyseliny (OA) jsou sloučeniny se slabými kyselými vlastnostmi, které se obecně vyrábějí z neobnovitelných zdrojů. Vzhledem k nedostupnosti a vyčerpání těchto zdrojů se zkoumají obnovitelné způsoby výroby. Jedním z nich je výroba organické kyseliny z biokonverze. Produkce OA z mléčného odpadu se skládá z fermentace a následného využití membránových separací. Přidaná hodnota a udržitelné hospodaření s vedlejšími produkty mlékárenského průmyslu hlavně ze syrovátky je možné produkovat kyselinu mléčnou, kyselinu propionovou a kyselinu octovou. Kyselina mléčná má různé aplikace v potravinářském (hlavně jako konzervační látka), chemickém a farmaceutickém průmyslu.



Obr. 8 Procesní schéma zpracování syrovátky

Hlavní čeledí mikroorganismů produkujících kyselinu mléčnou je z rodu *Lactobacillaceae*. Sýrová syrovátka, vedlejší produkt získaný při výrobě sýra, je hlavním substrátem při výrobě kyseliny octové a kyseliny mléčné. Kyselina octová byla vyrobena ze syrovátky pomocí membránově integrované fermentační metody (Pal, 2016). Pro výrobu kyseliny propionové byla použita fermentace pomocí *Lactobacillus helveticus* a gramnegativní bakterie *Propioni freudenreichii* za použití odstředěné syrovátky jako substrátu (Ngome, 2017). Sýrová syrovátka je pozoruhodný agroodpad, který lze použít k výrobě OA, a je snadno dostupná ve velkém množství v sýrařském průmyslu. K identifikaci vhodných mikrobiálních kmenů a standardizaci metodik zpracování je však zapotřebí většího aplikačního VaV úsilí.

Enzymy jsou rozpustné, koloidní a jemné organické katalyzátory (Bhatia, 2018). Hlavními enzymy v mléce jsou proteináza, lipáza, alkalická fosfatáza, lysozym a laktoperoxidáza (Fox, 2015). Odpad z mlékárenského průmyslu je levným zdrojem pro výrobu enzymů (Ryan, 2016). Kromě toho může produkce enzymů z těchto substrátů nabídnout dlouhodobé řešení problémů se znečištěním v mlékárenském průmyslu. Některé bakterie, kvasinky a plísně mohou růst na laktózovém odpadu a produkovat enzymy, jako je galaktosidáza, amyláza, proteáza, penicilinacyláza, penicilinamidáza, polygalakturonáza, kutináza, inulináza a lipáza. Další možností je unikátní kmen *Paracoccus marcusii*, který dokáže přeměnit laktózu na β -galaktosidázu. α -amyláza může být vyrobena z mléčného odpadu spolu se zemědělským odpadem pomocí fermentace v polotuhém stavu. *Aspergillus* a *Mucorcan* rostou v syrovátce a produkují enzymy proteázy. Peroxidáza manganu, ligninolytický enzym, může být produkována kmenem *Bjerkandera* sp. BOS 55 ze sýrové syrovátky (Sar, 2021). Všechny produkty z těchto fermentačních produktů je nutné odfiltrovat a oddělit od reziduí, a i zde je možné využít tlakové membránové procesy MF/UF(DF)/NF/RO.

Bioaktivní sloučeniny z mlékárenství je možné získat z OV pomocí mikrobiální fermentace vedlejších mléčných produktů a tyto mohou být použity k výrobě zdravých produktů, které poskytují funkční a nutriční vlastnosti. Galakto-oligosacharidy (GOS nebo laktuloza) jsou produkovány přeměnou laktózy. GOS je možné produkovat pomocí endoenzymu β -galaktosidázy a mohou sloužit jako prebiotikum tím, že podporují růst bifidobakterií pro zdraví tlustého střeva. Stále existuje několik výzev souvisejících s výtěžností, produktivitou a kvalitou produktu při mikrobiální výrobě GOS. Mikrořasy se také používají při výrobě GOS ze syrovátky (Sar, 2021). Kyselina laktobionová (LBA) je bioaktivní sloučenina získaná oxidací laktózy pomocí kmene *Pseudomonas taetrolens*. Tento derivát kyseliny glukonové má chelatační anti-stárnoucí, antioxidační, okyselující a zvlhčující vlastnosti a našel využití ve farmaceutickém, kosmetickém a potravinářském průmyslu. Ekologická výroba LBA z levných surovin je středem zájmu výzkumu kvůli vysokým nákladům na chemické procesy a možnosti vedlejších reakcí při vzniku mnoha nebezpečných vedlejších produktů. LBA lze vyrábět ze sýrové syrovátky a hovězí scotty mikrobiální fermentací. Mikrobiální druhy jako *Myriococcus thermophilum*, *Acetobacter orientalis*, *Microdochium nivale*, *Zymomonas mobilis*, *Pseudomonas graveolens* a *Sclerotium rolfsii* byly také identifikovány pro produkci LBA (Sar, 2021). K závěrečné separaci a čištění produktu se úspěšně používá NF s elektrodialýzou.

Vedlejší produkty mlékárenského průmyslu mají vysoký obsah organických látek. Vedlejší produkt lze použít jako substrát pro výrobu metanu. Doporučuje se anaerobní digesce mléčných efenzí s jinými odpady, jako je sláma, dobytčí hnůj, drůbeží hnůj a odpady hospodářských zvířat. To umožňuje udržovat poměr uhlík/dusík (C/N), podporuje růst metanogenu a zvyšuje produkci bioplynu. Biovodík je čistá energetická alternativa ke

spalování fosilních paliv. Mléčné vedlejší produkty s vysokým obsahem organických látek působí jako vhodný substrát pro výrobu biovodíku za anaerobních podmínek. Teoreticky jednotka laktózy při konzumaci generuje 8 mol vodíku. Při současném technologickém vývoji může fermentační jednotka s následnou membránovou separací představovat přidanou hodnotu a udržitelné řízení vedlejších produktů mlékárenského průmyslu laktózy při spotřebě generovat pouze 3 mol vodíku (Ryan, 2016). Mikrobiální buňky elektrohydrogenyze (MEC) produkují biovodík za kontrolovaných podmínek ze syrové syrovátky. Vzhledem k tomu, že nízké hodnoty pH mohou narušovat funkci exoelektrogenů, musí být pH v systému přísně kontrolováno. Bionafta se skládá z extrahovatelných methylethylesterů z rostlinné, mikrořasové nebo olejovité houbové biomasy. Mikrořasy a plísně v mléčném odpadu mohou produkovat olejnatou biomasu a generovat bioenergií. Pro biogeneraci se běžně používají druhy mikrořas jako *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Anabaena* a *Acutodesmus* a druhy hub jako *Mortierella isabellina*, *Mucor sp.*, *Thamnidium elegans* a druhy *Fusarium* (Chan, 2018; Cherian, 2022).

Snaha o snížení množství odpadu a spotřeby energie v různých průmyslových procesech vede k nahrazení starších technologií membránovými procesy. Membránová technologie je základním zpracovatelským nástrojem v potravinářském průmyslu pro zpracování potravinářských výrobků, vedlejších produktů a potravinového odpadu (Daufin, 2001; Al-Shimmery, 2019; Arhin, 2016; Reig, 2021).

5.2.1.3 Cukrovarnický průmysl

Cukry a škroby patří do kategorie sacharidů, které jsou důležitým zdrojem energie pro organismus a nepodstatnými živinami v lidské stravě. Cukry jsou mono- nebo disacharidy, které mohou organismy okamžitě přeměnit na energii. Škroby jsou na druhé straně polysacharidy, prostorově efektivní úložiště energie pro organismy. Před přeměnou polysacharidů na energii pro organismy je proto nutné je přeměnit na mono/disacharidy, čehož lze dosáhnout různými metabolismy.

Zavedení membránové technologie do cukrovarnického a škrobárenského průmyslu souvisí s vynálezem fázové inverzní membrány Sidneyem a Souurirajanem v 60. letech 20. století (Loeb, 1962). Tento vynález odstartoval rychlý růst trhu s membránami a rozsáhlé zavedení membrán do potravinářského průmyslu obecně a následně do škrobárenského a cukrovarnického průmyslu. Úspěch membrán v potravinářském průmyslu, včetně škrobárenského a cukrovarnického průmyslu, souvisí s výhodami, které membránová technologie nabízí. Některé z klíčových výhod jsou:

- šetrné zacházení s produkty citlivými na teplo při nízkých/středních teplotách ve srovnání s jinými technologiemi vyžadujícími vyšší teploty;
- jedinečné separační mechanismy založené například na prosévání, difúzi roztoku nebo mechanismu iontové výměny pro koncentraci, frakcionaci, odsolování a čištění produktů;
- jednoduché uspořádání a rozšíření zařízení díky kompaktní a modulární konstrukci jednotek;
- nízká spotřeba energie ve srovnání s alternativními procesy, například s odparkami.

Membránová technologie je na základě svých výhod často uznávána jako nejlepší dostupná technologie (BAT), a proto je považována za klíčovou technologii pro intenzifikaci procesů v potravinářském průmyslu. Klíčovou nevýhodou a výzvou membránových procesů je zanášení membrány. V cukrovarnickém a škrobárenském průmyslu může přítomnost složek

znečišťujících nečistoty, jako jsou škroby, bílkoviny, pektiny nebo polyfenoly, výrazně snížit produktivitu a dále ovlivnit separační vlastnosti membránového procesu. Hlavní dopad zanášení lze snížit pravidelnými intervaly čištění, například jedním intervalem čištění za 24 hodin, nebo výběrem vhodných metod předúpravy, jako je předfiltrace, dekantace nebo sycení oxidem uhličitým. Výzkum se nyní dále zaměřuje na vývoj vylepšených a/nebo funkcionalizovaných membrán, aby se snížilo nebo dokonce zabránilo zanášení, a tím se minimalizoval.

Dalším omezením membránové technologie v cukrovarnickém a škrobárenském průmyslu je maximální stupeň koncentrace, kterého lze dosáhnout pomocí rezervní osmózy, nejmodernější technologie koncentrování cukrů. Osmotický tlak cukerného roztoku Brix 25 °C je přibližně 40 barů a blíží se limitům konvenčních konstrukcí zařízení a modulů, tj. spirálově vinutých modulů, zatímco konvenční technologie odpařování mohou koncentrovat cukry až do 75 °Brix. Jedním ze způsobů, jak tento problém překonat, je potřeba čištění a předúpravy.

5.2.1.4 Škrobárenský průmysl

Odvětví zpracování škrobu je charakterizováno OV, které se liší rozmanitostí a složitostí vyžadující rozsáhlé zpracování k dosažení vysoké kvality konečných produktů. Odstraňování vody a separace produktů jsou dva základní kroky zpracování, které ovlivňují kvalitu produktu a ekonomiku zpracování. Pro membránovou technologii bylo nalezeno mnoho využití v průmyslu zpracování škrobu; patří mezi ně předúprava sladké vody, regenerace pevných látek a čištění odpadních vod. V mnoha případech membránové aplikace zvýšily kvalitu výrobků, snížily náklady na energii a snížily problémy s likvidací související se zpracováním odpadu. Membrány lze použít k filtraci mnoha typů tekutin v procesech izolace bramborového, pšeničného a kukuřičného škrobu s různou mírou úspěšnosti. Robustní membránové materiály byly vyvinuty s jedinečnými zpracovatelskými schopnostmi vhodnými pro potřeby škrobárenského průmyslu. Membrány se komerčně používají ke zvýšení kvality produktů při současném snížení nákladů, například při čiření sirupů a sladidel. Membránová technologie se ukázala jako slibná pro snížení nákladů na odpařování, zlepšení regenerace produktu a odstranění pevných látek před čištěním odpadních vod. V mnoha aplikacích byly náklady na odvodnění pomocí membrán zlomkem nákladů na tradiční metody. Membrány lze použít k získávání proteinů ze zředěných procesních toků, ale je třeba více práce na změnách kvality živin, pokud se membrány používají místo konvenčních separačních technologií, jako je centrifugace, vakuová pásová filtrace a odpařování. Je třeba podrobně diskutovat analýzy týkající se ekonomiky dlouhodobého provozu a údržby membrán jako součásti zpracovatelského systému.

Tato kapitola pojednává o aplikacích membrán ve škrobárenském průmyslu, přičemž se zaměřuje nejprve na aplikace membrán při zpracování kukuřičného, pšeničného a bramborového škrobu a poté na výrobu sladidel na bázi škrobu.

V potravinářském průmyslu se škroby a jejich deriváty používají buď přímo jako potravinářské přísady, například jako zahušťovadlo do polévek, nebo se dále přeměňují na sladidla na bázi škrobu, jako je glukóza a dextróza, která se používají jako náhrada cukru. Dále, díky svým lepivým vlastnostem a vlastnostem zvyšujícím viskozitu, se škroby a jejich deriváty používají také v jiných průmyslových odvětvích, jako je papírenský, textilní a ropný průmysl.

Proces mokrého mletí kukuřice je dobře definovaný a dobře zavedený proces výroby kukuřičného škrobu rozdělením kukuřice na čtyři klíčové složky: škrob, klíčky, vlákna a bílkoviny. V počátečním kroku procesu mokrého mletí kukuřice bude kukuřice přicházející do škrobárny zkontrolována a vyčištěna, aby se odstranil prach, plevy a klas. V následujícím

kroku máčení se kukuřice namáčí po dobu přibližně 50 hodin v teplé vodě s 0,1% oxidem siřičitým ve velkých máčecích nádržích. Během tohoto kroku slabá kyselá voda nabobtná a změkčí kukuřici tím, že ztratí lepkové vazby a uvolní škrob. Výsledná máčecí voda se odpaří, aby se koncentrovaly její bílkoviny, a poté se buď použije jako louh z kukuřice – živina používaná například v bioetanolovém a farmaceutickém průmyslu – nebo se smíchá s vyčerpanými klíčky a slupkami a poté se suší jako krmivo na kukuřičný lepek, který se používá jako krmivo pro zvířata. Namáčená kukuřice se hrubě mele, což má za následek vodní kaši obsahující mletou kukuřici. Tato suspenze je pak odeslána do cyklónů, které oddělují zárodek od suspenze. Získaný klíček se dále promyje, odvodní, a nakonec se lisuje, aby se z klíčků extrahoval kukuřičný olej, zatímco výsledný výlisek z extrakce lze také použít jako krmivo pro zvířata. Po cyklónech se zbývající kaše velmi jemně rozemele, aby se z vláken v jádru uvolnil škrob a lepek. Následují dva kroky prosévání. V prvním kroku síta odstraní vlákna ze škrobu a lepku a shromážděná vlákna se promyjí a přejdou přes druhé síto, aby se odstranil veškerý zbytkový škrob a lepek. Regenerovaná vlákna se smíchají s koncentrovaným Máčení bílkovin jako krmiva pro zvířata, zatímco zbývající škrob-lepková suspenze se dále zpracovává v odlučovačích škrobu. V těchto odstředivých separátorech se lepek odděluje od škrobu. Proud lepku ze separátorů je koncentrován pomocí odlučovače lepkového zahušťovadla a vakuových pásových filtrů a sušen na kukuřičnou lepkovou moučku, která se používá v krmivech pro zvířata. Škrobová suspenze se dále čistí několikanásobným zředěním a promytím v hydrocyklonech. Výsledné škrobové mléko má čistotu obvykle vyšší než 99,5 % a je buď sušeno a prodáváno jako nemodifikované škroby, chemicky nebo mechanicky upraveno na speciální škrob nebo přeměněno na kukuřičné sirupy a dextrózu.

Většina membránových aplikací při mokřém mletí kukuřice souvisí se snížením spotřeby vody. První potenciální membránové aplikace v procesu mokřého mletí souvisejí s máčecí vodou. Typicky se na tunu kukuřice vyrobí 0,7–0,8 m³ máčecí vody (May, 1987), což je zředěné složení bílkovin, aminokyselin, kyseliny mléčné a minerálů plus cukry a etanol. Obvykle se máčecí voda koncentruje odpařováním z 6–12 % TS na více než 50 % TS. Reverzní osmóza kombinovaná s odpařováním v hybridním procesu byla zkoumána jako alternativa pouze k odpařování (Ray, 1986). Odstranění 57 % vody reverzní osmózou s následným odpařením pro další koncentraci může vést k významnému snížení elektrické a tepelné energie ve srovnání s výparníkem s mechanickou rekompresí par (Gienger, 1988). Dalším přístupem bylo použití kaskády centrifugace, ultrafiltrace a reverzní osmózy. V prvním kroku procházela máčecí voda odstředivkou a přepad z odstředivky byl dále leštěn ultrafiltrací. V závěrečném kroku byl ultrafiltrační permeát koncentrován v jednotce reverzní osmózy. Celková výtěžnost vody byla kolem 80 % v kvalitě přijatelné pro vypouštění z elektrárny (Wu, 1988). Navzdory těmto studiím byly toky získané v membránových procesech nízké a ovlivněné zanášením. Výměna výparníků může být navíc provedena pouze částečně nebo vyžaduje kaskádu procesů. Kromě toho je nízká rejeckce některých složek s nízkou molekulovou hmotností v máčecí vodě, jako je etanol nebo aminokyseliny, a to i reverzní osmózou. V souvislosti s odpařovači máčecí vody bylo zkoumáno použití reverzní osmózy jako leštičky kondenzátu ve výparníku. Kondenzát z výparníků máčecí vody obvykle obsahuje 1500 mg/l CHSK, což je příliš vysoká úroveň pro přímou recyklaci, a proto se běžně posílá do čistírny odpadních vod. Alternativně lze vzhledem k nízkému osmotickému tlaku kondenzátu použít RO rekuperaci až 98 % kondenzátu z výparníku při úrovni CHSK přibližně 100 mg/l (Singh, 1997). Alternativním využitím máčecí vody je jako živina ve farmaceutickém a bioetanolovém průmyslu. Pro snížení mikrobiologické aktivity máčecí vody lze mikrofiltraci použít jako alternativu k odstředování a pasterizaci před použitím. Výzkumy související s používáním strmé vody v bio etanolovém

průmyslu ukázaly, že investiční i provozní náklady byly nižší ve srovnání s tepelnou pasterizací a odstřediváním. Úprava mikrofiltrací dále snížila znečištění v následných fermentorech, destilačním kotli piva a odpařovačích máčecí vody. Navíc bylo možné získat nerozpustné bílkoviny a škrob, které mohly být přidány do krmiva s kukuřičným lepkem (Rane, 2001).

Koncentrování lepku

Při zpracování lepku může dojít ke ztrátě sušiny – živiny/bílkoviny – přepadem odlučovače lepku a filtrátu vakuových pásových filtrů. Alternativně byly testovány trubkové mikrofiltrační membrány z nerezové oceli jako alternativa k odlučovačům a vakuovým pásovým filtrům. Použitím mikrofiltrace jako alternativy k odlučovači lepkového zahušťovadla pro koncentraci lehkého lepku bylo možné dosáhnout podobného složení koncentrát/podtok a permeát/přepad. Při výměně vakuového pásového filtru za mikrofiltraci pro koncentraci těžkého lepku bylo složení koncentráту a proudu permeátu/filtrátu podobné, ale koncentrace sušiny v lepkovém koláči pásového filtru byla vyšší. Dále bylo poznamenáno, že mikrofiltrace odstranila z koncentráту více popela a anorganických látek, což by mohlo zvýšit hodnotu lepku. Je však nutná další validace (Thompson, 2006).

Promývání škrobu – přepad z první fáze hydrocyklonů na praní škrobu, tzv. lehké middlingy, jsou zředěné suspenze skládající se převážně z bílkovin a určitého množství škrobu. V konvenčním procesu tento proud proudí protiproudem z praní do přední části procesu, kde se koncentruje jako lehká máčecí voda. Aby se snížila spotřeba sladké vody a snížil objem máčecí vody, byla instalována reverzní osmóza, která odděluje lehké meziproducty. Reverzní osmóza rozděluje lehké meziplodiny do proudu permeátu, který je recyklován jako částečná náhrada sladké vody ve fázi praní a proud retentátu je použit v přední části procesu. Celkový proces tedy snižuje objem lehké máčecí vody o 50 % a spotřebu sladké vody o 30 %, což umožňuje, aby devítistupňové cyklónové mytí probíhalo stejně efektivně jako 15stupňové cyklónové praní (Cicutini, 1983; Kollacks, 1988).

Zpracování pšeničného škrobu

Tradičními procesy výroby pšeničného škrobu a vitálního lepku jako vedlejších produktů jsou proces Martin a Batter. Proces Martina neboli "těstové koule" byl původně vynalezen italským chemikem Beccarim v roce 1745 a dále jej rozvinul Martin v roce 1853 ve Francii (Sayaslan, 2004).

Klíčovou vlastností Martinova procesu je oddělení pšeničného škrobu a vitálního lepku promytím tuhého těsta. Moderní Martinský proces začíná smícháním pšeničné mouky s vodou v poměru přibližně 1:0,6, aby vzniklo tuhé těsto. Těsto se nechá krátce odpočinout, aby částice mouky a lepek mohly hydratovat a tím se mohla vytvořit souvislá matrice dlouhých propletených vláken lepku. Vypracované těsto se poté hněte s vodou ve žlabu, čímž dochází k oddělení částic lepku od škrobové suspenze. Tato směs lepku a škrobu se pak přenesse do myčky lepku, což je dlouhá rotující cívka se 40 síty. Síta zadržují lepek a umožňují průchod škrobového mléka. Na síta a přes ně se stříká voda, aby se vymyl škrob a vyčistil lepek. Pro extrakci zbývajícího škrobu se lepek přenesse do mixéru a hněte se přebytečnou vodou. Nakonec se lepek odvodní, rozdrtí a bleskově vysuší, aby se vyrobil suchý lepkový prášek. Škrobová suspenze se proseje/jemně prosévá, aby se odstranil zbývající škrobový lepek a otruby. Vyčištěná škrobová suspenze se poté rafinuje tryskovou odstředivkou s přísadkou promývací vody, aby se odstranil B-škrob pentosanem a rozpustnými látkami. Koncentrovaná frakce A-škrobu z trysek je dále čištěna a koncentrována vícestupňovými hydrocyklony s protiproudým promýváním. Výsledné škrobové mléko obsahující B-škrob ze středu

separátoru se před bleskovým sušením odvodní škrabkovou odstředivkou nebo vakuovým bubnovým filtrem. Počáteční nevýhodou Martinova procesu byla vysoká spotřeba vody kolem 10–15 m³ vody na tunu pšeničné mouky na praní. V moderním Martinově procesu bylo toto množství sníženo na 5–7 m³ vody na tunu pšeničné mouky recyklací procesní vody a zvýšenou účinností separace škrobu a lepku.

Batterův proces byl vyvinut v roce 1944 v Kanadě a USA (Sayaslan, 2004). Klíčovou vlastností procesu je oddělení pšeničného škrobu a vitálního lepku pomocí tenkého, ale hustého těsta z mouky. V počátečním kroku procesu se připraví těsto smícháním pšeničné mouky a vody v poměru 1:0,7–1,8. Těsto se nechá odpočinout, aby lepek hydratoval a začal aglomerace. Přídavek vody podporovaný mícháním s řezacím čerpadlem má za následek suspenzi lepkových pramenů podobnou tvarohu. Škrob se promyje z lepkové sýřeniny a oddělí se od škrobové suspenze krouživými síty, přičemž se zadrží lepek a nechá se projít škrobová suspenze. Konečné čištění a zahušťování škrobu v procesu těsta je podobné jako u Martinova procesu. Novější metodou zpracování pšeničného škrobu je proces Alfa Laval/Raisio, který byl poprvé instalován v roce 1976 ve Finsku. Proces začíná výrobou tekutého těsta, smícháním pšeničné příchuti a vody v poměru 1:1,2–2,0, která se míchá při vysokém smyku v kolíkovém mlýně, aby se vytvořila rovnoměrná směs. Pomocí dvoufázové dekantační odstředivky se tato směs poté rozdělí na frakci A-škrobu a frakci bohatou na bílkoviny obsahující lepek, B-škrob, rozpustné látky a pentosany. Frakce A-škrobu se čistí síty k odstranění vláken, centrifugací a hydrocyklony. Fáze bohatá na bílkoviny se pak nechá dozrát, což vede k agregaci lepku. Poté se přidá voda a promíchá se v kolíkovém mlýně, než se pomocí vibračních sít oddělí frakce lepku od B-škrobu a rozpustných látek a pentosánů. S lepkovou frakcí se zachází konvenčním způsobem, zatímco B-škrob a rozpustné látky/pentosany se oddělují odstředivkou. Další alternativou je takzvaný hydrocyklonový proces, vyvinutý v 70. letech 20. století v Nizozemsku s využitím hydrocyklonů namísto dvoufázové dekantační. Tento proces začíná přípravou těsta na základě poměru pšeničné mouky a vody 1:0,6–0,7 smykovým mícháním. Těsto se rozdělí hydrocyklony na frakci A-škrobu a frakci bohatou na bílkoviny obsahující lepek, B-škrob, pentosany a rozpustné látky. A-škrob a frakce bohatá na bílkoviny se oddělují a čistí podobně jako při procesu Alfa Laval/Raisio, ale bez procesu zrání fractia bohatého na bílkoviny.

Další alternativou je takzvaný hydrocyklonový proces, vyvinutý v 70. letech 20. století v Nizozemí, který využívá série hydrocyklonů místo dvoufázového dekantační. Tento proces začíná přípravou těsta na základě poměru pšeničné mouky a vody 1:0,6–0,7 se smykovým mícháním. Vzniklé těsto se rozdělí hydrocyklony na frakci A-škrobu a frakci bohatou na bílkoviny obsahující lepek, B-škrob, pentosany a rozpustné látky. A-škrob a frakce bohatá na bílkoviny se oddělují a čistí podobně jako u procesu Alfa Laval/Raisio, ale bez procesu zrání frakce bohaté na bílkoviny. Nejnovějším procesem je proces vysokotlaké dezintegrace (HD), který byl původně vyvinut pro bramborový škrob a v 80. letech 20. století upraven pro pšeničný škrob (Sayaslan, 2004). V počátečním kroku se pšeničná mouka a voda smíchají v poměru 1:0,9–1,0 a čerpají se pod vysokým tlakem a smykem přes ventil homogenizátoru. Výsledná směs se poté oddělí v třífázové karafě, čímž se získá frakce A-škrobu, lepku a B-škrobu a frakce skládající se z rozpustných látek a pentosánů. Frakce A-škrobu se poté čistí pomocí sít, centrifugace a hydrocyklonů. Frakce lepku a B-škrobu se agreguje před oddělením lepku od B-škrobu přidáním vody pomocí rotačních sít a pračky lepku. Rozpustná frakce obsahující pentosany a rozpustné látky se poté protřídí, aby se odstranil jemný lepek před koncentrací pentosanů odpařením.

Většina prací o membránových procesech při výrobě pšeničného škrobu souvisí s odpadními vodami z pšeničného škrobu. V závislosti na použitém procesu se na tunu

pšeničné příchuti vyrobí 1–3 m³ odpadní vody. Tyto odpadní vody se skládají ze zředěných rozpustných látek s vysokým obsahem CHSK. Počáteční studie založené na procesu Martina a těsta ukázaly, že UF v kombinaci s RO nebo RO samotným lze použít k oddělení těchto odpadních vod do proudu bohatého na bílkoviny, který lze sušit rozprašováním a použít jako náhradu lepku nebo krmivo pro zvířata, zatímco konečný permeát lze recyklovat do procesu. Celková ekonomika konceptu však byla nejistá a vysoce závislá na životnosti membrán a tocích (Fane, 1977; Meuser, 1976a; Meuser, 1976b). Související studie zlepšily membránové toky předúpravou krmiva enzymy (Harris, 1985; Harris, 1989). Navzdory zlepšení toku zůstávala celková ekonomická proveditelnost procesu nejistá a silně závisela na životním cyklu membrány, odmítnutí proteinu a koncentraci hemicelulázy (Harris, 1985). Alternativním přístupem k úpravě procesní vody z pšeničného škrobu je použití anaerobního fermentoru v kombinaci s ultrafiltrací. Připojením pilotní ultrafiltrační jednotky k anaerobnímu fluidnímu fermentoru, která čistí různé odpadní vody z produkce obilovin, včetně vody ze zpracování pšeničné mouky s ultrafiltrací, bylo zjištěno, že CHSK, BSK a celková pevná látka (TS) lze snížit o 99 % (Sutton, 1986). Permeát z ultrafiltrační jednotky byl vypuštěn a retentát byl vrácen zpět do fermentoru. Zatížení CHSK bylo 8,2 kg/m³ za den a výtěžnost metanu z výroby bioplynu byla 0,29 m³/kg CHSK nebo 68 % celkové produkce plynu. Použitelnost kombinace anaerobní digesce s ultrafiltrací pro čištění odpadních vod z pšeničného škrobu potvrzují také výsledky v plném rozsahu v Tenstar Products, Ashford, Velká Británie (Butcher, 1989). Fermentor je dimenzován na objem 2000 m³ a zvládá zatížení CHSK odpadních vod 5250 kg/den. Míra destrukce CHSK je 78 %, což má za následek produkci plynu 2150 m³/den. Dvě trubkové ultrafiltrační linky připojené k fermentoru mají membránovou plochu 144 m² a produkují dohromady 7 m³ permeátu za hodinu. Ultrafiltrační linky jsou v provozu 24 hodin denně s jedním cyklem čištění kyselinou za měsíc. Životnost membrány je 3 roky.

Zpracování bramborového škrobu

Výroba bramborového škrobu začíná dodáním brambor do továrny, odběrem vzorků a skladováním. Brambory se poté omyjí, aby se odstranily pískové kameny a listí. Brambory se pak rozkládají například pomocí rašple – rotujících bubnů vybavených rašplovacími noži – čímž vzniká směs převážně škrobových granulátů, vlákniny a vody z plodů brambor. V dalších fázích procesu se tyto tři složky oddělí a vyčistí. Jedním z přístupů je odstranění ovocné vody z vláken a škrobu pomocí karafy. Vlákna se extrahují ze škrobu pomocí sít za přídavku prací vody. Po extrakci se škrobová suspenze odděluje pomocí diskové odstředivky, která oddělí větší škrobové granuláty od menších škrobových granulátů a zbylých vláken. Odstředěná škrobová suspenze v koncentrátu odstředivky se poté rafinuje pomocí protiproudých hydrocyklonů s promývací vodou, aby se ze škrobu odstranily rozpustné bílkoviny, a poté se vysuší (válcové sušárny). Přepad z odstředivky obsahující malé granuláty a vlákna se extrahuje podruhé pomocí dalších sít s menšími oky. Získaná vlákna se přidávají do vláknité linky, zatímco škrob se dále rafinuje a také suší.

Jednou z klíčových výzev v odvětví bramborového škrobu je voda z bramborových hlíz. Hlízy brambor tvoří přibližně 75 % suroviny a obsahují přibližně 1,5–2 % bílkovin, aminokyselin, cukr, soli a některé zbytky škrobu. Tradičně se tato voda používala jako hnojivo na pole. Jedním z prvních přístupů ke koncentraci proteinů bylo použití ultrafiltrace (Eriksson, 1976; Oosten, 1976). Pomocí trubkových ultrafiltračních modulů bylo možné zvýšit množství celkových pevných látek z přibližně 6,5 % na 18 % a odstranit většinu solí z vodního koncentrátu plodů brambor. Tendence k zanášení a pění vody z hlíz brambor však byla identifikována jako potenciální problém pro ultrafiltraci (Rüffer, 1997). Alternativně reverzní osmóza vykazovala

vyšší výtěžky bílkovin a celkově sníženou spotřebu energie pro koncentraci bílkovin (Meuser, 1981); dále se zlepšilo snížení bílkovin v permeátu, což umožnilo recyklaci vody, například jako vody na praní brambor. Výhody použití tubulární reverzní osmózy pro zahušťování vody z plodů brambor byly zdůrazněny v poloprovozech zařízení v kombinaci s ekonomickým hodnocením ve společnosti Emsland Stärke v Německu. Jako nejekonomičtější řešení se ukázala kombinace koncentrace proteinů s následnou koagulací, separací a sušením proteinů a odpařením zbývající plodové vody po separaci odpařením (Rüffer, 1997). Později byla představena modifikace tohoto procesu, kdy se kondenzát z výparníku upravoval biologickým čištěním a filtrát se dočišťoval druhou jednotkou RO pro opětovné použití jako čištěná voda při rafinaci škrobu. Tento modifikovaný proces byl však spojen s vysokými investičními a údržbovými náklady (Bergthaller, 1999). Zatímco předchozí přístupy zahrnovaly koagulaci a sušení proteinů, což vedlo k proteinům s nízkou funkčností, které se obvykle používají ke krmivu pro zvířata, v poslední době se pozornost zaměřuje na získávání nativních proteinů, které lze použít v potravinářském, farmaceutickém a kosmetickém průmyslu. Pomocí tubulární ultrafiltrace v kombinaci s diafiltrací je možné získat proteiny s vysokými funkčními a organoleptickými vlastnostmi. Klíčem k úspěchu byla předúprava vody z hlíz brambor, odstranění vláken a vzduchu, což u předchozích přístupů způsobovalo problémy s pěnovitostí (Zwijnenberg, 2002).

Sladidla na bázi škrobu

Nejdůležitějšími deriváty škrobu jsou sladidla na bázi škrobu, která se vyrábějí kyselou a/nebo enzymatickou hydrolyzou škrobových sacharidů. Tato sladidla jsou výživná sladidla, která se používají jako levná náhrada sacharózy extrahované z cukrové třtiny a řepy. Dvě klíčové skupiny sladidel na bázi škrobu jsou glukózo-dextrózový sirup a sirupy s vysokým obsahem fruktózy (HFS). Koncept hydrolyzy škrobu pro výrobu sladidel na bázi škrobu lze datovat téměř do roku 3000 před naším letopočtem (Chang, 1992).

Komerční vývoj sladidel na bázi škrobu je však úzce spojen s průlomem v enzymatické technologii. Počátečním krokem ve výrobě výživných sladidel byl vývoj glukoamylázy – enzymu přeměňujícího škrob na glukózový sirup – ve 40. a 50. letech 20. století. Dalším milníkem ve výrobě sladidel na bázi škrobu byl objev glukózomerázy, která přeměňuje dextrózu na její izomer, fruktózu, což vedlo k obecné komercializaci kukuřičného sirupu s vysokým obsahem fruktózy (HFCS= high-fructose corn syrup) na začátku 70. let 20. století. Proces izomerizace obvykle produkuje sirup se 42 % fruktózy (42-HFCS). Zavedení chromatografické separace v průmyslovém měřítku v 80. letech 20. století bylo použito ke zvýšení koncentrace fruktózy na 90 %. Tento 90-HFCS se často mísí s 42-HFCS až 55-HFCS, které lze dále zpracovávat za vzniku krystalické fruktózy. Aby se napodobila chuť a pocit v ústech řepného a třtinového cukru, běžně se používá směs 55 % fruktózy a 45 % dextrózy, protože dextróza je méně sladká než sacharóza, zatímco fruktóza je sladší než sacharóza. Dnes je roční produkce sladidel na bázi škrobu celosvětově asi 17 milionů tun. Většina sirupů z glukózy a dextrózy je založena na kukuřičném škrobu. Asi 60 % trhu s HFCS souvisí s 55-HFCS, následuje asi 30 % trhu s 42-HFCS. Poptávka po HFCS souvisí s výrobou, ve které se používá jako přísada. Více než 90 % 55-HFCS se používá v nápojovém a nealkoholickém průmyslu, což také představuje 45 % spotřeby 42-HFCS. Dalšími klíčovými trhy pro 42-HFCS jsou výrobci potravin (22 %), producenti obilovin a pečáren (13 %) a mlékárenský průmysl (7 %). Vzhledem ke svému významu je zaměřen na výrobu HFCS, což přímo zahrnuje výrobu kukuřičného/dextrózového sirupu, 42-HFCS a 55/90-HFC.

Počátečními kroky v rafinérském procesu jsou zkapalňování, zcukernatění a odstranění kalu, aby se škrob přeměnil na kukuřičný/dextrózový sirup. V kroku zkapalňování se škrob suspendovaný ve vodě zkapalní buď zkapalňováním enzym-enzym, nebo zkapalňováním kyselinou a enzymem, aby se dosáhlo produktu zkapalňování s ekvivalentem 10–20 dextrózy (DE), což je míra stupně hydrolýzy škrobu. Je třeba poznamenat, že úplná přeměna škrobu na dextrózu se rovná DE 100. Při zkapalňování enzymů a enzymů se pH přírodní škrobové suspenze zvyšuje přidáním zředěné báze, například hydroxidu sodného. K aktivaci prvního enzymu se přidá chlorid vápenatý. Škrobová suspenze se poté zahřeje parním paprskem a uvolní se do primárního zkapalňovacího reaktoru s několikaminutovou dobou zdržení. Po bleskovém ochlazení a přidání druhého enzymu se suspenze přivádí do druhého zkapalňovacího reaktoru, kde zdrží asi 2 hodiny. V alternativním kyselém enzymu přidání zředěné kyseliny, například hydrochloridu, snižuje pH přírodní škrobové suspenze. Zahřívání pomocí tryskového proudu a uvolňování do primárního zkapalňovacího reaktoru s několikaminutovou dobou zdržení vede k počátečnímu rozpadu škrobu teplem a smykem. Po bleskovém ochlazení a úpravě pH se suspenze přivádí do druhého zkapalňovacího reaktoru s enzymem pro další konverzi. Pro krok cukernatosti se pH sníží přidáním kyseliny, tj. kyseliny chlorovodíkové. V tomto kroku je dosaženo úplné přeměny škrobu na dextrózu přidáním enzymů, amyloglukosidázy a pullanázy. Zcukernatění probíhá v řadě kontinuálně míchaných nádrží s dobou zdržení asi 2 dny. K oddělení bahenní frakce skládající se převážně z bílkovin a tuků z kukuřičného/dextrózového sirupu se běžně používá odstředivka a/nebo rotační vakuový filtr (RVF). V této fázi může být kukuřičný/dextrózový sirup dále zpracován odbarvením, deionizací, koncentrací atd. a prodáván jako sirup nebo maltodextrin nebo dále přeměněn na 42-HFCS. V kroku rafinace dextrózy se kukuřičný/dextrózový sirup připraví pro izomerizaci 42-HFCS. Sirup prochází uhlíkovou úpravou, aby se odstranily rozpustné bílkoviny a barvivo. Sirup se proto zahřeje, upraví na vysoce kyselém pH a poté prochází kolonami obvykle naplněnými granulovaným uhlíkem. Alternativně se do sirupu v míchané nádobě přidá práškový uhlík. K odstranění uhlíku z procesu se používají proudové listové filtry. V dalším kroku se odbarvený sirup nechá projít iontovou výměnou, aby se ze sirupu odstranily iontové látky pocházející ze škrobu a chemických přísad, jako jsou kyseliny a zásady. Tohoto odstranění se běžně dosahuje pomocí dvouprůchodového katexu a aniontu. Před izomerizací se sirup asi 1,5krát koncentruje odpařením, odkyslíčí a upraví se na neutrální/mírně zásadité pH. Kromě toho se přidává hořčík jako aktivátor enzymů. Deoxygenace a přidání hořčíku se dosahuje buď speciálními chemikáliemi, které působí jako lapač kyslíku a hořčíku, nebo přidáním síranu hořečnatého s následným vakuovým bleskovým odvzdušňovačem. Samotný proces izomerizace probíhá v reaktorech s napěchovaným ložem s imobilizovanou glukózou, izomerázou konvertující dextrózu na 42% fruktózu. Výsledný proud se pak koncentruje odpařováním, aby se vytvořil proud, který se buď použije k výrobě 55/90-HFCS, nebo se nechá projít přes kazetové filtry a poslední krok odpařování k výrobě 42-HFCS. Kromě toho může být při výrobě 42-HFCS před filtrací přidán krok iontové výměny, aby se zvýšila čistota produktu. V konečné fázi je 42-HFCS koncentrován chromatografickou separací za rovnovážný bod izomerázové reakce. Koncentrace 90 % fruktózy je dosažena ve vícestupňovém chromatografickém systému s pohyblivým ložem s iontoměničovou pryskyřicí vápenatou, která má silnou afinitu k fruktóze. Výsledný 90-HFCS se poté přímo čistí průchodem přes poslední iontoměničový stupeň, aby se odstranil iontový obsah a nečistoty, patronový filtr, a nakonec se koncentruje odpařením nebo se smíchá s 42-HFCS, aby se po konečném čištění získal 55-HFCS.

K odstranění sladidla dochází obvykle na rotačních vakuových filtrech (RVF) s povlakem z křemeliny k odstranění tzv. bahenní fáze, která se skládá převážně z bílkovin, tuků a enzymů po kroku zkapalnění a zcukernatění. Použití těchto RVF je obvykle spojeno s vysokými investičními a provozními náklady, například s vysokými náklady na křemelinu a na likvidaci křemeliny v kombinaci se ztrátami cukru v křemelině. Kromě toho RVF vnášejí do procesu vysokou složitost spojenou s bezpečnostními otázkami pro operátory. Alternativně bylo navrženo použití ultrafiltrace pro koncentraci bahenní frakce a čištění sladidel. Tento přístup odstraňuje potřebu filtrační pomůcky a odstraňuje ze sladidla více barvy a zákalu, čímž se snižuje potřeba následného zpracování (Chang, 1992; Lancrenon, 1994). Výťažnost dextrózy při tomto procesu při použití modulů s otevřeným kanálem – deskových a rámových modulů nebo trubkových modulů – je obvykle mezi 93 % a 97 %, což lze zvýšit použitím diafiltrace na 99 %. Alternativně lze použít mikrofiltraci/ultrafiltraci v konfiguraci se spirálovým vinutím v kombinaci s vysokorychlostními separátory nebo dekantéry. Při tomto přístupu by vysokorychlostní separátor/dekantér odstranil většinu frakce kalu, zatímco následná membránová jednotka by odstranila hlavně barvu a zákal. Čištění a sacharifikace mohou být prováděny současně v enzymatickém membránovém reaktoru s ultrafiltrační membránou, která odmítá enzymy a rekuperuje sladidlo v permeátu (Amar-Rekik, 1994).

K odstranění minerálů a iontových látek se k čištění dextrózových sirupů používají konvenční iontovýměnné pryskyřice. Alternativně byla pro tento krok navržena elektrodialýza (Sims, 1992; Smith, 1992) a nanofiltrace. Vzhledem k tomu, že vysoké čistoty jsou vyžadovány zejména pro enzymatickou přeměnu glukózy na fruktózu, může být stále vyžadován závěrečný krok leštění iontovou výměnou (Singh, 1998). V případě, že je požadována velmi vysoká čistota sirupů, například bezpyrogenních sladidel, může být po kroku iontové výměny a odpařování umístěn další krok leštění. Obvykle se pro tento krok používají kazetové filtry. Byla použita alternativní cross-flow ultrafiltrace s keramickými trubkovými membránami nebo polymerními membránami v deskových a rámových a/nebo spirálně vinutých modulech.

Podobně jako v cukrovarnickém průmyslu se kondenzát z výparníku vyrábí v průmyslu škrobu a sladidel na bázi škrobu. V důsledku přenosu může mít proud kondenzátu ve výparníku vysoký obsah CHSK/BSK. Pomocí reverzní osmózy lze kondenzát z výparníku rozdělit na proud koncentrátu obsahující většinu CHSK/BSK a proud čištěného permeátu s výrazně sníženými koncentracemi CHSK/BSK pro recyklaci/opětovné použití. Jako předúprava před reverzní osmózou by měl být kondenzát z výparníku předfiltrován, aby se odstranily částice, jako je jemná pryskyřice a upravené pH.

Při výrobě sladidel na bázi škrobu vznikají rovněž sladké vody, zředěná sladidla, například z promývání/oplachování iontovýměnných, chromatografických a uhlíkových kolon, jakož i ze skladovacích nádrží a cisteren nákladních automobilů. Sladká voda obvykle obsahuje mezi 1 % a 10 % sladidel v závislosti na jejich zdroji. Sladidla ve sladké vodě často vedou k vysokým hladinám CHSK/BSK v tocích. Reverzní osmózu lze použít ke koncentraci sladidla pro potenciální opětovné použití v procesu nebo jako přísadu do krmiv pro zvířata a k vytvoření proudu permeátu, který lze buď recyklovat, například jako proplachovací vodu, nebo snadno zpracovat při čištění odpadních vod. Při použití běžných spirálově vinutých modulů vhodných pro tlak až 80 barů lze dosáhnout koncentrace sladidla až 50 %, přičemž koncentrace závisí na osmotickém tlaku sladidla. Vzhledem k nízké počáteční koncentraci a vysokým konečným koncentracím.

5.2.1.5 Zpracování masa

Je známo, že maso představuje pro mnoho lidí na celém světě první volbu živočišných bílkovin a spotřeba masa se každým dnem zvyšuje. Odpadní voda pocházející z tohoto odvětví se vyznačuje silným barevným indexem a zákalem a vysokým obsahem organické hmoty, nerozpuštěných látek a směsí tuků (Alfonso-Muniozguren, 2021), což vyžaduje zvláštní péči před jejich likvidací do životního prostředí. Z jatečních odvětví se vypouští značné množství odpadních vod, které jsou výsledkem porážky, zpracování masa nebo čištění zařízení, jako je chov zvířat, porážky nebo mrazírny (Aziz, 2019). Uvádí se, že přímo či nepřímo se přibližně 29 % celkové sladké vody používá k výrobě živočišných produktů, a to jak masa, tak mléčných výrobků (Gerbens, 2013). Odpadní vody z jatek jsou bohaté na sacharidy, bílkoviny, lipidy a nejnepokojivější ze všeho jsou patogeny a mikroby odolné vůči antibiotikům, které umožňují šíření znečišťujících látek v životním prostředí (Deng, 2022). Kromě toho je v tomto typu odpadních vod přesvědčivá přítomnost veterinárních farmaceutických přípravků (Zahedi, 2021).

Masný průmysl je tak odvětvím potravinářského průmyslu, které je zodpovědné za významné zhoršování životního prostředí. Množství odpadních vod, které vzniká při každém poraženém zvířeti, může dosáhnout až 2900 l (Espinoza, 2000). Odpadní voda v tomto odvětví obsahuje různé organické a anorganické znečišťující látky a vysokou koncentraci etherového extraktu, zejména díky jejich organickému složení vedlejších produktů, jejichž původ zahrnuje krev, skvrny od odstranění bachoru, střevní zbytky z procesu vykuchávání, tuky z porcování masa a také včetně kostí, díky čemuž má vysoký obsah bílkovin a lipidů (Banks, 2004; Miranda, 2005; Su, 2019). Koželužský průmysl také používá chemikálie k přeměně surových zvířecích kůží na komerční kůži v řadě kroků. Na jatkách a v koželužském průmyslu proto vzniká značné množství organického odpadu. Jejich odpadní voda je bohatá na rozpustné bílkoviny, sacharidy, lipidy a anorganický odpad, jako je chrom, soli, rozpouštědla a přísady. Kromě toho, stejně jako dříve představené prvky a biomolekuly, mají tyto sloučeniny přidanou hodnotu a uplatnění v potravinářském, farmaceutickém a veterinárním průmyslu. V tabulce xx7 jsou uvedeny některé z těchto sloučenin, které se nacházejí v kalech z masného průmyslu. Neexistuje žádná dokumentace o superkritickém čištění kapalin z odpadních vod masného průmyslu. Vzhledem k bohatému složení tohoto kalu by však bylo zajímavé provést studie v tomto odvětví.

Tabulka 12. Prvky a biomolekuly přítomné v OV a kalech vznikajících v masného průmyslu

Složení OV a kalů	Biosložky/prvky
Prvky	N; P; K; Cr; Cd; Cu; Pb; Zn; Fe
Mastné kyseliny	Kyselina myristová; Kyselina palmitová; Kyselina stearová; Kyselina olejová; Kyselina cis-vakcenová
Antibiotika	Enrofloxacin; Tetracyklin; Ceftiofur
Krev	Lysin, Fe

Krev je prvním a nejvyhnutelnějším vedlejším produktem masného a drůbežářského průmyslu, která je velkým problémem kvůli vysokému obsahu znečišťujících látek. Krev však obsahuje řadu sloučenin, které mají potenciální hodnotu, a je dobrým zdrojem bílkovin, což z ní činí důležitý jedlý vedlejší produkt. Krev zdravých zvířat je obvykle sterilní. Pokud bude v budoucnu schválena pro použití v potravinách a bude získána z vykruvení zdravého zvířete nemělo by nic bránit jejímu dalšímu využití. Vzhledem k rostoucímu počtu hladových lidí

a trendu celosvětového nedostatku bílkovin je používání zvířecí krve jako zdroje bílkovin stále častější. Tedy další extrakce bioaktivních peptidů z krve by měla být prozkoumána, aby bylo možné krev využívat ve velkém měřítku, a i zde jsou k separaci vhodné membránové procesy.

Krev odebraná na jatkách v současnosti představuje značné objemy OV. Pokud není zpracována vysušením na krevní moučku. Ta se po vykrvení stabilizuje proti srážení (chemickou stabilizací), konzervuje se a dále zpracovává k lidské výživě (krevní masné výrobky, konzervy), na krmiva nebo pro technické účely. Po odstředění se získá plazma, která v nativním stavu nebo po úpravách může sloužit jako zdroj aditivních bílkovin, náhrada vaječného bílku.

Například jen pro vepřové maso to ročně je v ČR cca 8,5 mil m³ krve, ze skotu cca 9,3 mil m³ z drůbeže 12,1 mil. m³. Krev je zdroj bílkovin, lysinu a Fe, bohužel je zpracovávána jen na krevní moučku pomocí tepelných procesů, což zejména poškozuje lysin. Bohužel pro chov hospodářských zvířat je krevní moučka v EU zakázána.

Pro nakládání s těmito vodami nebo vedlejšími produkty se používá několik způsobů zpracování, např. biologické, chemické nebo fyzikálně-chemické metody, v závislosti na cílech. Biologické metody jsou založeny na schopnosti mikroorganismů biologicky rozkládat znečišťující látky, ale vysoké koncentrace solí nebo toxických sloučenin mohou inhibovat jejich růst nebo produkci určitých látek. Tyto problémy je možné eliminovat integrací membránových procesů a zejména MBR.

Průmysl zpracování ryb

Průmysl zpracování ryb vytváří velké množství procesních odpadních vod v důsledku operací, jako je praní, chlazení, rozmrazování, oplachování, blanširování, porcování a vaření. Objem a koncentrace těchto odpadních vod se značně liší v závislosti na rybách, které mají být zpracovány, použitých přísadách (např. sůl, olej, koření) a jednotkových procesech (Botelho, 2015). Obsahují vysoké množství znečišťujících látek (např. organických kontaminantů v rozpustné, částicové a koloidní formě) s hodnotami CHSK do 9 g l⁻¹, hodnotami NL do 3 g l⁻¹ a obsahem solí v rozmezí 7–49 g l⁻¹. V důsledku toho je pravděpodobné, že vypouštění těchto neupravených nebo nedostatečně vyčištěných odpadních vod ze zpracování ryb bude mít významné dopady na životní prostředí (Land, 2020). Adekvátní proces čištění odpadních vod zaměřený na recyklaci vody a získávání cenných živin je proto pro udržitelný rybí průmysl klíčový. Odpadní vody z rybiho průmyslu jsou bohaté na bioaktivní molekuly, jako jsou polynenasycené mastné kyseliny, bílkoviny, karotenoidy, aroma a chuťové sloučeniny, které lze potenciálně získat a znovu použít v potravinářském sektoru (Venugopal, 2021). V této souvislosti je membránová technologie užitečným přístupem k rekuperaci těchto látek a vody, snižuje riziko znečištění a zlepšuje ekonomické přínosy.

Integrovaný membránový proces založený na použití MF a UF (nebo NF) pro regeneraci proteinů z odpadních vod rybí moučky studovali Afonso a Borquez (2002a). Předúprava MF umožnila snížit obsah suspendovaných látek, tuků a olejů z původní odpadní vody. Následná úprava MF permeátu UF umožnila výtěžnost cenných látek, včetně bílkovin, a snížení organické zátěže. Zejména vybraná tubulární UF membrána (Carbosep M2, 15 kDa) vykazovala míru rejekce vůči proteinům v rozmezí 49–62 % v závislosti na provozních podmínkách. Vyšší míra rejekce proteinu, mezi 63 a 82 %, byla dosažena, když byl MF permeát ošetřen keramickou vícekanálovou NF membránou (Kerasesp NanoN01A) (Afonso, 2002b). Na základě experimentálních výsledků byl navržen proces založený na použití MF a UF membrán pro úpravu 10 m³ hodinu odpadní vody z rybí moučky, aby se získala 1 m³.h⁻¹ koncentráta obsahujícího 112 g l⁻¹ bílkovin a 170 g l⁻¹ pevných látek. Z ekonomického hlediska navrhovaný proces, dosažený pro výrobu 544 tun rybí moučky ročně (při 66% obsahu bílkovin), přinesl

čisté jmění 160 000 USD, úrokovou míru návratnosti 17 % a dobu návratnosti 8 let, což naznačuje jeho proveditelnost jak pro regeneraci bílkovin čištění odpadních vod v potravinářství membránovými provozy a snížení znečištění.

Mameri (1996) naměřil zjevnou míru rejekce mezi 70 % až 80 % vzhledem k obsahu proteinům ve vodě na mytí ryb pomocí vícekanálových keramických membrán s velikostí pórů 0,1 μm a tubulární polysulfonové membrány s MWCO 20 kDa, a to navzdory jejich různým průměrům pórů. UF procesy umožnily snížení BSK o 80 % a zvýšení koncentrace bílkovin ve vstupním roztoku z 5 na 35 g l^{-1} . Integrované membránové procesy založené na použití UF, NF nebo RO pro snížení zátěže znečištěním a koncentrace aromatických sloučenin z vody na vaření mořských plodů krevet a tuňáku zkoumali Vandanjon (2002). RO membrány byly účinnější při zadržování aromatických látek z krevetových šťáv ve srovnání s 300 – Da NF membránami a vykazovaly také vyšší odstranění CHSK (95 % pro mušle a krevety a 85 % pro tuňákové šťávy). V jiném přístupu Walha (2011) studovali koncentraci aromatických sloučenin a snížení environmentální zátěže šťávy z vaření tuňáka pomocí NF. Dále byl zkoumán vliv předúpravy MF na toky NF permeátu a kvalitu aroma. Předúprava MF, prováděná keramickou vícekanálovou membránou (Keracomp K01, Orelis) s velikostí pórů 0,1 μm , pozitivně ovlivnila permeační toky NF až do 90100 $\text{l.m}^{-2}.\text{h}$. V NF permeátu se celková intenzita šťávy snížila. V důsledku toho byly změněny aromatické vlastnosti šťávy, ale mořský tón příchutě byl dobře zachován. Nedávno de Oliveira (2021) úspěšně použili 30kDa PES UF membránu při úpravě OV ze zpracování Surimi (mycí vody). UF permeát vykazoval snížení celkového obsahu pevných látek, CHSK o 63 % a bílkovin 99 % a 93,13 %. Vybraná membrána redukovala organickou hmotu z promývacích vod Surimi, což umožnilo jejich likvidaci a případné opětovné využití v procesu zpracování ryb a zároveň regeneraci bílkovin ($\geq 93 \%$), které lze díky vysokému obsahu esenciálních aminokyselin (leucin, lysin, valin a fenylalanin) použít jako doplňky stravy.

5.2.1.6 Zpracování ovoce a zeleniny

Vzhledem k tomu, že produkce plodin roste současně roste množství vedlejších produktů, které vznikají při pěstování zeleniny. Vedlejší produkty ze zpracování ovoce a zeleniny jsou považovány za odpad a jejich odstraňování ze životním prostředím způsobuje problémy ekosystémům, protože jsou náchylné k mikrobiálnímu rozkladu. Vedlejší produkty a odpady z výroby ovoce a zeleniny jsou však velmi dobrým zdrojem bioaktivních látek, jako je vláknina a fenolické látky, které se vyskytují rovněž v primárních potravinách. Mají i antibakteriální, kardio-protektivní a protinádorové účinky. V současné době se vyvíjejí snahy o vyvinutí metod pro opětovné využití těchto odpadů a vedlejších produktů a získáváním bioaktivních sloučenin za účelem prospěšnosti pro zdraví, vytváření zisku a umožnění jejich ekologické likvidace.

Při zpracování mrkve na výrobu mrkvové šťávy vznikají odpady ve formě mrkvové šťávy slupek a výlisků. Tyto odpady tvoří až 12 % čerstvé mrkve a obsahují několik cenných sloučenin, např. karoteny, kyseliny uronové a cukry, které se obvykle vyhazují nebo používají v krmivech a hnojivech.

Membránové procesy mohou být klíčové technologie používané při zpracování ovoce a zeleniny. Tyto procesy mohou zahrnovat různé metody, jako je filtrace, ultrafiltrace, nanofiltrace, reverzní osmóza a další. Tyto technologie jsou již nyní využívány k odstraňování nežádoucích látek, koncentraci cenných složek, a i k recyklaci odpadních vod.

Při zpracování ovoce a zeleniny se mohou používat různé metody, jako je předváření, výjimečně barvení, plnění do obalů, zalévání nálevem, odvodušňování, uzavírání, sterilace, chlazení, skladování, vnější úprava, při které je zapotřebí pitná voda.

Moderní metody skladování ovoce také hrají důležitou roli. Například skladování ovoce v řízených atmosférách podporuje skladovatelnost ovoce. U jablek se jejich konzumní jakost rozšiřuje na 9 až 12 měsíců. Skladování ovoce zeleniny se dnes děje v řízené atmosféře a teplotě, pro tento účel je možné využít separaci vzduchu membránovými difusory s využitím dusíkové frakce. V membránovém modulu se separuje O_2 od N_2 při relativně vysokém tlaku, kterým se rychlost difuze O_2 zvýší na tolik, že tento plyn prochází membránou a zůstávající N_2 se odvádí do zásobníku. Modul je trubkový, avšak v poslední době se upřednostňují separační moduly s dutými vlákny.

Pro mytí ovoce a zeleniny pro likvidaci mikroorganismů díky vysokému oxidačnímu potenciálu je možné použít v mycích žlebech ozónovanou vodu, ozón pro tuto vodu je nutné vyrobit na místě. Vyrobený ozon (O_3) je nestabilní plyn, těžší než vzduch, který se samovolně rozpadá na kyslík, poločas rozpadu je závislý na teplotě, prostředí a dalších faktorech. Z tohoto důvodu není ozon možné skladovat a je nutno ho připravovat přímo na místě v zařízeních nazývaných generátor ozonu.

Výroba ozonu pomocí membrán je proces, který je založen na principu separace a koncentrace ozonu pomocí speciálních membrán.

Základní kroky procesu jsou následující:

- Generování ozonu: Ozon se obvykle generuje z kyslíku nebo vzduchu pomocí elektrického výboje.
- Separace ozonu: Ozon se pak separuje od ostatních plynů (např. kyslíku a dusíku) pomocí speciální membrány. Membrána umožňuje průchod ozonu, zatímco ostatní plyny jsou zadrženy.
- Koncentrování ozonu: Ozon, který prošel membránou, je pak koncentrován pro další použití. To se obvykle děje pomocí komprese.

Ozonace je efektivní a bezpečná pro využití v různých aplikacích, jako je čištění vzduchu, dezinfekce vody, potravin, a další.

Loupání ovoce a zeleniny

Slupka je další částí plodů, kterou je při zpracování ovoce a zeleniny nutné odstranit. Přitom se využívají tři základní principy loupání, v praxi je pak častá i jejich kombinace. Těmito základními typy jsou:

- mechanické, pomocí nožů a abrazivním principem odírání povrchu
- chemické, principem chemického loupání používaného při zpracování ovoce a zeleniny je aplikace louhu, při vyšší teplotě po dobu až 10 minut (viz. tabulka 10)
- změnou teploty, principem uvolnění slupky v důsledku změn teploty. Ty musí působit jen na velmi tenkou vrstvu dužniny pod slupkou, rozrušit ji tak, aby bylo možné následné odstranění slupky.

U všech typů loupání vzniká velké množství oplachové vody, které je opět možné vyčistit a použít, např. uvedeným způsobem: Filtrace (odstranění pevného podílu) → UF/NF/RO → dezinfekce.

Chemické loupání ovoce a zeleniny a regenerace louhů

Tento druh loupání se používá v kontinuální uspořádání, pro zlepšení loupacího účinku aplikace smáčedel, to probíhá před louhováním (roztoky o koncentracích 0,1–0,6 %), v některých případech jsou někdy smáčedla přidávána do loupacího roztoku louhu. Kvalita (koncentrace) roztoku louhu se musí průběžně kontrolovat, slupka se nesmí uvolňovat do roztoku louhu, pouze se po celé ploše naruší. Po výstupu z louhové lázně se surovina

neutralizuje (lázeň kyseliny citrónové). Narušená slupka se pak odstraní v následující pračce odíráním gumovými „plácačkami“ či kartáči a opláchnutím vodou.

Odpadní vody vznikající při loupání pomocí louhu mají vysoké pH kolem 13, CHSK, BSK a NL. Takovouto odpadní vodu je nutné nejprve zneutralizovat a poté zpracovat.

Tabulka 13. Podmínky při chemickém loupání vybraných druhů zeleniny a ovoce (Dobiáš, 2004)

Surovina	Koncentrace NaOH %	Teplota °C	Doba min
Ovoce			
Jablko	12–15	60–80	3–5
Hrušky	8–12	60–80	3–5
Broskve	1–5	60–70	1–3
Zelenina			
Čerstvé brambory	8–10	80–90	2–3
Skladované brambory	14–20	50–60	5–10
Cibule	18–20	70–80	1–2
Červená řepa	4–6	80–90	4–6
Celer	4–6	80–90	4–6
Dýně	18–20	95–99	5–10
Mrkev	4–6	90–95	1,5–3
Petržel	2–4	80–90	4–6

Při chemickém loupání je možné opět recyklovat oplachovou vodu výše uvedeným membránovým postupem. Ale je možné regenerovat louh. V závislosti na požadované koncentraci je možné zvolit proces pomocí difuzní dialýzy pro koncentrace do 8 % NaOH. Pro vyšší koncentrace je možné použít kombinaci tlakových membránových procesů, bipolární elektrodialýzy, pro zkoncentrování je možné použít na vyčištěný louh membránovou destilaci.

Loupaní horkou vodou zhoršuje ztrátu rozpustných živin, jako jsou ve vodě rozpustné minerály, sacharidy a vitamíny, a vytváří velké množství odpadních vod (Deng, 2019). Tyto odpadní vody obsahují určitou koncentraci biochemických látek, které mohou způsobit znečištění životního prostředí, jako je eutrofizace, což značně zvýší výrobní náklady na čištění odpadních vod (Xiao, 2017). OV z těchto procesů je možné čistit pomocí zařazení MBR umístěného do stávající ČOV nebo pomocí tlakových membránových procesů. V tomto případě je schéma následující: předúprava OV → filtrace/sedimentace → tlaková membránová separace → dezinfekce.

V OV se ve zbytcích z ovocnářského a zeleninového průmyslu nacházejí prvky a biomolekuly které by bylo možné využít pro další zpracování (viz Tabulka 14).

Tabulka 14. Prvky a biomolekuly přítomné v OV ze zpracování zeleniny a ovoce

Typ OV	Biosložky/prvky
Výroba cukru	Glukóza, xyloza
Zpracování jablek	Celulóza, hemicelulóza. Lignin, pektin, glukóza, fruktóza, arabinóza
Zpracování rajčat	Karetinoidy, tokoferoly, steroly terpeny

5.2.1.7 Výroba tuků a olejů

Zde uvažujeme hlavně o průmyslu rostlinných olejů zejména z řepky olejky, jehož odpadní voda pochází z fází odslizování, odkyselování a dezodorizace. Zaměření na rostlinné oleje a živočišné tuky pro výrobu bionafty vzrostlo, protože regulace fosilních paliv vedla k alternativám využívající levné suroviny. Tímto způsobem mají sloučeniny, které se nacházejí v recyklovaných nebo použitých olejích, vedlejších produktech z rafinace rostlinných olejů a látkách v odpadních vodách z ropného průmyslu, potenciál k opětovnému použití v palivovém průmyslu. Takový potenciál je proveditelný, protože bionafta je palivo využívané v dopravě, které je považováno za obnovitelné a skládá se ze souboru esterů kovů mastných kyselin, které jsou přítomny v rostlinných a živočišných tucích (Hoekman, 2012). V Tabulce 15 je uvedena kvantifikace mastných kyselin v OV z výroby řepkového oleje. Vysoký obsah mastných kyselin v rostlinných olejích činí z odpadních vod z olejového průmyslu velmi zajímavou surovinu pro získávání nepolárních sloučenin pomocí superkritické CO₂ extrakce. Vzhledem ke slibné použitelnosti mastných kyselin, včetně molekul uvedených v tabulce 7x, provedli Yeo (2021) experiment fázové rovnováhy několika mastných kyselin v superkritickém oxidu uhličitým (scCO₂). Autoři zjistili, že kyselina olejová má největší rozpustnost a linolenová má nejhůrší rozpustnost v scCO₂. Superkritická technologie CO₂ může být použita k regeneraci olejovaných vzorků, které jsou obohaceny o mastné kyseliny průmyslového zájmu díky vysoké selektivě nepolárních sloučenin.

Tabulka 15. Mastné kyseliny přítomné v OV ze zpracování řepkového oleje (Ngoie, 2020)

Mastné kyseliny	Typ	% hmotnostní podíl
Kyselina palmitová	nasyčená	11
Kyselina stearová	nasyčená	4–6
Kyselina linolová	polynenasycená	12–14
Kyselina olejová	polynenasycená	43–49

5.2.1.8 Výroba vína, lihu a droždí

Pro systémy čištění odpadních vod z vinařství obecně platí, že čištění odpadních vod je založeno na fyzikálních, fyzikálně-chemických, biologických, membránových filtračních a pokročilých oxidačních procesech (AOP). Mohou být použity v různých kombinacích (a sekvencích) a jsou obecně seskupeny jako primární, sekundární a terciární čištění. Téměř všechny operace čištění odpadních vod ve vinařství zahrnují alespoň jeden fyzikální krok, převážně se jedná o sedimentaci, usadit velké pevné látky, včetně hroznových semen, stonků a listů, čímž se zabrání ucpání jiných ošetrovacích strojů pevnými látkami během primárního ošetření. Byly studovány použitelnosti různých fyzikálních úprav, jako je odpařování (přirozené nebo nucené), odpařování frakční kondenzací, mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), elektrodialýza a reverzní osmóza (RO) pro vinařství odpadních vod (Durham, 2001; Giacobbo, 2013b; Jacob, 2010; Portilla, 2021; Rengaraj, 2001; Zhang, 2011) jako sekundární a terciární stupeň čištění. Ve středomořských oblastech se ve vinařství již dlouhou dobu používají přírodní odpařovací nádrže, a to díky nízkým investičním nákladům a nákladům na údržbu. Ačkoli je tato metodika technicky jednoduchá, má několik nevýhod, včetně emisí zápachu a kontaminace půdy a podzemních vod. Odpařovací nádrže fungují jako rezervoár odpadních vod, které jsou vystaveny odpařovacímu efektu, který může být přirozený nebo nucený, což vede ke koncentraci suspendovaných částic organické hmoty. Systém nuceného odpařování se skládá z vyrovnávací nádrže malých rozměrů a alveolárních panelů s vysokým povrchem

(které zvyšují množství odpaření) s automatickým vstřikováním biocidního čisticího roztoku (Clerc, 2004). Odpadní voda z tohoto procesu může být použita v zemědělství, aplikována prostřednictvím zavlažování (Masi, 2002). V oblastech s vysokou hodnotou půdy je stopa spojená s touto technologií relevantním problémem (Mosse, 2011). Saraiva (2020) uvedli průměrnou vodní stopu 2,6 l/FU³ která závisí na studovaném roce. Evaporační koncentrace na frakční kondenzaci (ECCF; zkratka z francouzštiny) je nový biofyzikální proces zahrnující dvě fáze:

V prvním případě dochází k fermentaci cukrů tvorbou ethanolu (biologický proces) a ve druhém stupni dochází k oddělení etanolu od konečného odpadu.

Tento proces lze použít jak pro kompletní vyčištění OV nebo předúpravu. U kompletního čištění, které zahrnuje demineralizaci vyčištěné vody. Colin (2005) uvedli účinnost odstranění CHSK 99–99,7 % a u předúpravy (zahrnující pouze separaci etanolu) bylo dosaženo 80% odstranění CHSK. Konečnou odpadní vodu lze znovu použít (např. v mycích provozech a průmyslových aplikacích). Alkoholický výrobek může být prodáván nebo používán jako palivo. Zbytkový produkt lze také použít jako hnojivo kvůli obsahu organických sloučenin a anorganických sloučenin. ECCF se tak jeví jako nová koncepce čištění odpadních vod z vinařství, která otevírá cestu pro novou generaci čištění odpadních vod s ohledem na udržitelný rozvoj prostřednictvím zlepšení produkovaných sloučenin a opětovného využití konečné odpadní vody (Colin, 2005; Fillaudeau, 2008). K odstranění soli se používají fyzikální úpravy, což je důležitý krok, když je v odpadní vodě přítomna vysoká koncentrace iontů sodíku a vyčištěná voda je znovu použita nebo uložena na pevninu (Tillman, 2002). Jak shrnul Mosse (2011), existuje několik technologií pro odstraňování soli, jako je elektrodialýza, iontová výměna a RO, které bývají pro použití ve většině vinařství nevýhodné, a to kvůli vysoké spotřebě energie a nákladům na údržbu, zejména pro ta menší. Proces odsolování navíc produkuje vysoce koncentrovanou solanku, která vyžaduje likvidaci, a pokud je nám známo, tyto technologie se v čistírnách odpadních vod vinařství zatím nepoužívají. Elektrodialýza, iontová výměna a RO jsou však již dobře známé technologie s rozsáhlým uplatněním v široké škále průmyslových odvětví pro odsolování odpadních vod pro účely průmyslového opětovného použití. Tyto metody, i když jsou v podstatě fyzikální. V rámci fyzikálně-chemických metod existují některé procesy, které jsou použitelné pro čištění vinařských odpadních vod, zejména chemické srážení s přidávkou chelatačních činidel, sedimentace s přidávkou flokulantů, koagulace/flokulace a elektrokoagulace a AOP. Jak přezkoumal Ioannou a kol. (2015), existuje několik parametrů, které ovlivňují účinnost odstraňování procesu čištění. Ukázalo se však, že vhodnou technologií je elektrokoagulační proces, který dosahuje účinnosti odstranění velmi blízké biologickým procesům. Na druhou stranu hledání udržitelnějších technologií čištění ukázalo, že použití přírodního koagulantu chitosanu by mohlo být alternativou k chemickým koagulantům, přičemž by bylo dosaženo odstranění CHSK až o 73 %.

Vinařský průmysl je jedním z nejdůležitějších potravinářských a nápojových odvětví na světě a také průmyslem s velkým potenciálem znečištění kvůli velkému objemu a zatížení odpadních vod, které vznikají. Vezmeme-li tedy v úvahu průměrné hodnoty produkce odpadních vod, 2,2 l na litr vyrobeného vína (Oliveira, 2019; Welz, 2016), průměrná produkce vína za poslední desetiletí, 270 Mhl (Oiv, 2021) a střední hodnoty koncentrace fenolických sloučenin v odpadních vodách 5 mg l⁻¹. Odhaduje se, že vinařský průmysl v ČR ročně vyprodukuje asi 60 mil. litrů vína odpadních vod obsahujících asi 760 kg fenolických sloučenin.

³ FU: funkční jednotka. Funkční jednotkou (FU) vybranou Saraiva (2020) byla láhev o objemu 0,75 l, která se běžně používá pro víno.

V současné době jsou tyto odpadní vody považovány za environmentální závazky, které musí být před vypuštěním do životního prostředí upraveny, i když ve skutečnosti jsou důležitými a levnými zdroji surovin, jako jsou fenolické sloučeniny a voda. Ačkoli se jedná o hrubý a zjednodušující výpočet, slouží k získání představy o množství zdrojů, které se ročně vyplývají v odpadních vodách z vinařského odvětví, protože tyto fenolické sloučeniny nejsou rekuperovány a pouze malá část této vody se znovu používá k zavlažování. V tomto ohledu se membránové technologie ukázaly jako účinné při rekuperaci, čištění a koncentraci fenolických sloučenin a dalších biomolekul z odpadních vod a extraktů zemědělského odpadu, což se jeví jako slibný koncepční přístup k regeneraci sloučenin s přidanou hodnotou a opětovnému využití odpadních vod ve vinařství. Kromě toho lze membránové technologie integrovat s jinými metodami čištění odpadních vod, což vede k vysoce kvalitním vyčištěným odpadním vodám pro průmyslové nebo zemědělské opětovné použití, které splňují koncepty oběhového hospodářství. Je důležité zdůraznit, že akce tohoto rozsahu, spojené s těmi, které již existují v souvislosti se získáváním sloučenin s přidanou hodnotou z pevných odpadů, mají tendenci přibližovat tradiční vinařství ke konceptu biorafinérie, ve které jsou minimalizovány ztráty a zdroje jsou plně využívány, což přináší úspěchy v oblasti hospodářství, životního prostředí a sociální oblasti, jak je stanoveno v Cílech udržitelného rozvoje Organizace spojených národů do roku 2030.

Membránové bioreaktory

Membránové bioreaktory (MBR) představují důležitou technickou možnost pro čištění a opětovné využití odpadních vod, protože jsou velmi kompaktními a účinnými systémy pro separaci suspendovaných a koloidních látek (Delgado, 2011; Valderrama, 2012). Tato technologie je založena na kombinaci biologického čištění, obvykle konvenčního aktivovaného kalu, s membránovým procesem MF nebo UF. Membrána je bariéra, která zadržuje všechny částice, koloidy a mikroorganismy, zajišťuje kompletní dezinfekci vyčištěné odpadní vody a umožňuje vysoce kvalitní odpadní vodu. Mezi výhody tohoto systému patří eliminace pěnivosti a nerozpuštěných látek v odpadní vodě, menší půdorys, nižší produkce kalu a zlepšení kvality vyčištěné odpadní. Ukázalo se, že čištění pomocí MBR vinařských odpadních vod je vysoce účinné, přičemž míra odstranění CHSK je vyšší než 97 % (Artiga et al., 2005). Podle Bolzonelly a kol. (2010, 2019) byl MBR schopen zvládnout špičky hydraulického a organického zatížení beze změn ve výkonu reaktoru. Dokonce i pro rychlost organické zátěže do 2 g.l⁻¹ CHSK byla účinnost odstraňování CHSK vyšší než 95 % a bylo experimentálně prokázáno také i odstranění dusíku (Bolzonella, 2010). Rostoucí zájem o tento systém vedl k jeho aplikaci v několika plnohodnotných čistírnách odpadních vod (Andreottola, 2009; Bolzonella, 2010; Delgado, 2011; Ferre, 2009). Kombinovaná ČOV a MBRRO také prokázala životaschopnost integrace membránové technologie s bioreaktorem, která umožnila významné úspory vody (Dolar, 2012; Vanossi, 2009).



Obr. 9 Koncepční přístup k rekuperaci sloučenin s přidanou hodnotou a opětovnému využití odpadních vod ve vinařství

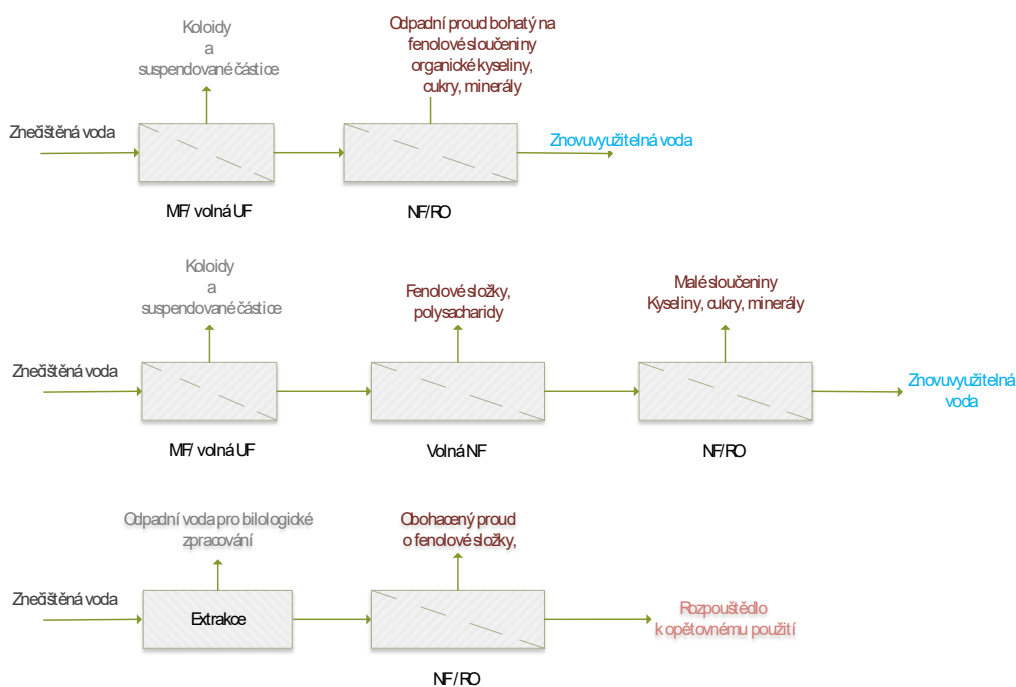
Existují některé specifické systémy aerobního čištění, které byly studovány pro odpadní vody z vinařství; mezi ně patří biofilmový reaktor s pevným ložem, vzduchový mikrobublíkový bioreaktor (AMBB) nebo reaktor „jetloop“ (JLR), využívající mikrobiální populaci, která se sama přizpůsobí, a to buď ve volné formě nebo imobilizované (Eusébio, 2004; Eusébio, 2005; Oliveira, 2009; Petruccioli, 2000). V JLR a AMBB (vertikální reaktory) je kyslík přiváděn recirkulací odtoku z reaktoru přes Venturiho injektor, což umožňuje dobrou rychlost difúze kyslíku, tím překonává energetické náklady spojené s provzdušňovacími systémy, s výhodou požadavku na malou plochu. Vysoké smykové napětí působící na Venturiho injektor však ovlivňuje složení mikrobiální populace (Eusébio, 2005; Oliveira, 2011; Oliveira, 2009; Petruccioli, 2000), což v některých případech vede k problémům s kaly, které je nutné vyřešit. Tyto reaktory dosahují účinnosti odstraňování CHSK až 95 % při aplikovaném organickém zatížení 0,4 – 5,9 g CHSK l⁻¹ d⁻¹. Vertikální reaktory se zdají být jednou z nejslibnějších technologií, a to nejen kvůli úspoře prostoru, ale také proto, že se vyznačují dobrou schopností přenosu kyslíku a vysokou mírou biologické konverze. Údaje z literatury poukazují na několik problémů souvisejících se systémy čištění odpadních vod ve vinařstvih, konkrétně na sezónnost, objemové a kvalitativní rozdíly v odpadních vodách a vysoké požadavky na přenos kyslíku, jakož i na přítomnost odolných sloučenin. Kritéria pro výběr technologie čištění zahrnují velikost vinařství, polohu, dostupnost půdy a vody, náklady na energii a požadovanou kvalitu vyčištěných odpadních vod. Kromě toho je třeba vyhodnotit kvantifikaci a charakterizaci nových toků z výroby vína. Vzhledem k variabilitě a jedinečným vlastnostem těchto roztoků má výběr nejvhodnějšího systému čištění prvořadý význam. Ve skutečnosti je nejvhodnější metodou použití procesů, které umožňují současné čištění odpadních vod a regeneraci bioproduktu.

Technologie MBR byla aplikována na vinné odpadní vody a porovnána s konvenčními systémy aktivovaného kalu, přičemž byla zjištěna podobná rychlost odstraňování CHSK. MBR byl velmi účinný při odstraňování nerozpuštěných látek a mikrobiologické kontaminace a produkoval vyčištěnou odpadní vodu, která splňovala požadavky na opětovné použití v zemědělských postupech (Valderrama, 2012) a ve všech druzích průmyslových aplikací (Töre, 2021). Kromě toho byla vyčištěná odpadní voda z SBR použita pro závlahové účely a nebyly zjištěny žádné negativní dopady (Mosse, 2012). Pokud jde o odstraňování CHSK, systém čištění skládající se z hydrolytického kalového krytu proti proudu (HUSB) a CW umožňoval opětovné použití vyčištěné odpadní vody pro zavlažování, pokud přítok nepřekročil hodnoty CHSK vyšší než 2000 mg l⁻¹ (Pascual, 2021). Ačkoli systém úpravy zpracovával průmyslový a domácí průtok kombinovaně, studie nehodnotila odstranění *Escherichia coli*. Z výsledků lze vyvodit závěr, že kombinaci CWs a HUSB lze přizpůsobit tak, aby ošetřila vysoké a proměnlivé organické zatížení z vinařského průmyslu a zároveň vyráběla vodu, která je vhodná pro zemědělské zavlažování (Pascual, 2021). Vzhledem k významu obsahu soli v těchto odpadních vodách je naléhavé vyhodnotit účinnost systémů čištění vinných odpadních vod ve srovnání s těmito parametry. Studie provedené v CW ukázaly potenciální využití halofytů při odstraňování obsahu soli z vinných odpadních vod, jmenovitě Na⁺ a K⁺ (Mader, 2022; Matinzadeh, 2019). Složení a koncentrace kontaminantů by však měly být známy před výběrem halofytických rostlinných druhů. Potenciální ekologické riziko spojené s aplikací vyčištěných odpadních vod nelze posoudit pouze chemickou charakterizací, protože to neumožňuje posoudit možné kombinované účinky různých kontaminantů smíchaných dohromady, jakož i vyhodnotit jejich biologickou dostupnost. Jednou z metod, která se používá, je hodnocení fytotoxicity prostřednictvím klíčení a růstu semenáčků (*L. sativum*) k pochopení schopnosti rostlin

konkurovat a přežít ve svém prostředí. Z tohoto důvodu je třeba vyhodnotit potenciální fytotoxicitu odpadních vod po čištění, vzhledem k možným synergickým a škodlivým účinkům různých látek znečišťujících vodu, by měly být zváženy biologické testy, jako je řeřicha jako indikátor rostlin (Fjällborg, 2005; Mekki, 2007; Mosse, 2010; Muyen, 2011; Oliveira, 2009; Stutte, 2006; van Gestel, 2001). Studie provedené s AMBB ukázaly, že zředěná vyčištěná odpadní voda je také vhodná pro zavlažování. Tyto závěry byly založeny na fyzikálně-chemických analýzách a testech fytotoxicity.

Membránové separační procesy pro získávání biomolekul z odpadních vod z vinařství

Membránové separační procesy, jako je MF, UF, nanofiltrace (NF) a RO, jsou jednotkové operace, které byly navrženými procesy membránové separace, zejména ty, které jsou poháněny tlakovým gradientem, pro získávání biomolekul z různých odpadních vod a extraktů z produkce vína v kombinaci s agroprodukty. V procesu obnovy biomolekul pomocí kaskády membránových technologií lze MF nebo volné UF použít k odstranění složek odpovědných za zákal odpadních vod, jako jsou nerozpuštěné látky a koloidy, což vede k toku permeátu obsahujícího fenolické sloučeniny, organické kyseliny, cukry a minerály. Následně může být permeát z MF a volné UF koncentrován NF nebo RO a retentát může být použit pro potravinářské nebo farmaceutické přípravky a kosmetické výrobky, zatímco permeát z NF/RO může být po hygienickém ošetření využit jako voda pro opětovné použití (Obr. 10). Navíc přidáním NF kroku mezi MF/volnou UF a NF/RO by mohl být MF/UF permeát frakcionován, což by vedlo ke koncentrátu, který je bohatý na polyfenoly a polysacharidy nebo permeát obsahující monosacharidy (glukóza, fruktóza, sacharóza) a malý podíl organické kyseliny, které pak mohou být podrobeny konečnému koncentračnímu kroku pomocí NF nebo RO a později použity jako potravinářská přídatná látka (obr. 10). Kromě toho mohou být operace znázorněné na obr. 10 prováděny v režimu diafiltrace, což vede k větší výtěžnosti cílových sloučenin v proudu MF/ volného UF permeátu a k získání proudů koncentráту s vyšším stupněm čistoty v následujících krocích.



Obr. 10 Konceptní rámec integrovaného membránového procesu pro selektivní zpětné získávání fenolických sloučenin z vinařských odpadních vod.

Alternativně lze také použít extrakční krok zaměřený na selektivní extrakci cílových sloučenin (např. fenolických sloučenin) a integrovaný s membránovými technologiemi, které by fungovaly jako koncentrační krok pro cílové sloučeniny přítomné v extraktu (obr. 10). V tomto smyslu Canadas (2021) posoudili hydrofobní eutektická rozpouštědla na bázi chloridových amonných solí jako ekologičtější alternativu k organickým rozpouštědlům pro regeneraci fenolických sloučenin z odpadních vod z vinařství. Použitím trimethyl-oktylamoniumchloridu-DLmentolu v molárním poměru 1:2 a trimethyloktylamoniumchloridu a oktanové kyseliny v molárním poměru 1:1 dosáhli autoři účinnosti výtěžnosti fenolických sloučenin až 83,64 %, respektive 84,10 % z odpadních vod z vinařství. Prováděli extrakci kapalina-kapalina při poměru rozpouštědlo/odpadní voda 1, doba extrakce 15 minut za míchání při 500 ot/min a zadní centrifugace po dobu 15 minut při 3500 ot/min., ve které fenolická sloučenina obohacená frakcí (méně hustá) byla získána a oddělena nahoře a frakce bohatá na vodu zůstává na dně. Zpětné získávání biomolekul by mohlo být považováno za slibnou alternativu pro zhodnocování vedlejších produktů vinařského průmyslu, protože kromě zlepšení environmentální výkonnosti díky snížení zatížení odpadních vod znečišťujícími látkami také usnadňuje jejich čištění v navazujících fázích, zejména díky odstraňování fenolických sloučenin, které byly považovány za toxické pro mikroorganismy přítomné v biologické části ČOV (Mosse, 2013). Tímto způsobem je možné získat vyčištěnou odpadní vodu s lepší kvalitou, což umožňuje její opětovné použití např. v zemědělství. Zprávy poukázaly na to, že polyfenoly mají fyto toxické účinky na rostliny a půdní mikroorganismy (Mosse, 2010; Shilpi, 2018), přičemž se doporučuje odstranění těchto sloučenin před použitím odpadních vod z vinařství pro účely zavlažování. Kromě toho hrají membránové technologie důležitou roli také z hlediska opětovného využití vody a odpadních vod, o kterých je pojednáváno v dílčích částech uvedené publikace.

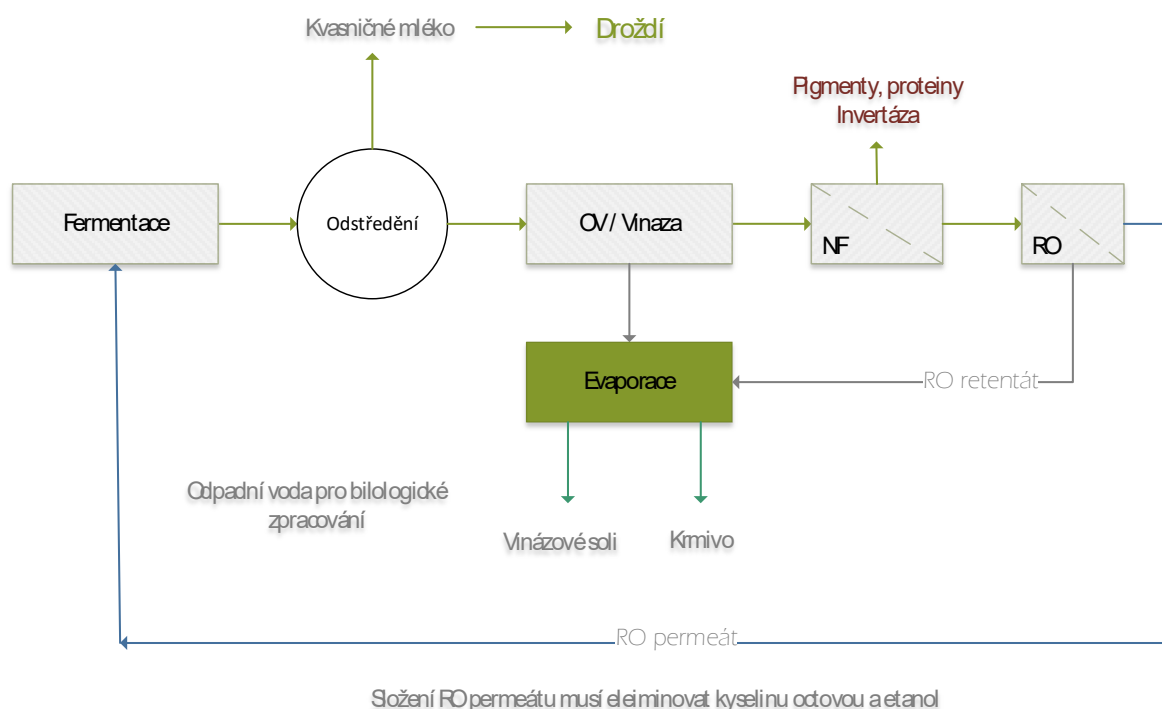
Pro následné čištění OV lze použít různé metody, jako je iontová výměna, ED a RO, které jsou účinné při odstraňování soli ve vinařských odpadních vodách. Proces iontové výměny je charakterizován výměnou iontů mezi roztokem, který má být ošetřen pomocí ED. Jedná se o široce rozšířený proces v systémech čištění odpadních vod pro odstraňování iontů, včetně amoniaku. RO je dle výše uvedených zdrojů považována za nejvhodnější technologie pro odstraňování soli a čištění vody, která se používá při čištění odpadních vod pro výrobu pitné vody. I když je RO velmi účinná, je nutná předběžná úprava MF (Durham, 2001) nebo UF (van Hoof, 1999), aby se zabránilo biologickému znečištění membrány RO a zajistilo se, že systém RO bude fungovat s projektovanou kapacitou (Jacob, 2010). Dalším klíčovým problémem pro membránové čištění je vysoká energetická náročnost provozu, i když bylo prokázáno, že fáze předúpravy snižují energetické požadavky (Pearce, 2007). Ačkoli je RO přivlastněna pro čištění odpadních vod (Dolar, 2012; Ioannou, 2013; Jacob, 2010; Zhang, 2011), je třeba vzít v úvahu ekonomické a environmentální náklady (Mosse, 2011). Pokud se však kromě vody používá membránový systém také k získávání biomolekul a dalších produktů, dochází k částečné kompenzaci této nevýhody. Zásadní význam má výběr vhodného systému čištění membrány, který umožňuje splnění zákonných požadavků na opětovné využití a zároveň předchází negativním dopadům na ekosystém.

5.2.1.9 Pekařství (Droždářství)

Pekařský kvasnicový průmysl generuje velké množství odpadních vod s vysokým obsahem organických látek a velmi tmavého zabarvení. Odpadní vody obsahují zejména tzv. „bezbuňčný vývar“ tj. vinázu, který se vyznačuje vysokou chemickou spotřebou kyslíku,

dusíku a solí. V současné době v procesu biologického čištění v odpadních vodách z kvasnic jsou zničeny některé vedlejší produkty s vysokou přidanou hodnotou (tj. enzymy, betain a aminokyseliny) z pekařského droždí (León-González, 2016; Vukušić, 2019). Vezmeme-li například betain a invertázu, lze dosáhnout potenciální výtěžnosti až 593 t/rok betafinu podobného přírodnímu betainu (6–7 €/kg) a 1486 t/rok bílkovin bohatých na betain (5 €/kg), vezmeme-li v úvahu závod na pekařské droždí s roční produkcí 50 000 tun lisovaného pekařského droždí v sušině (Vukušić, 2019). Kromě toho se několik prací zabývá i tím, že odpadní voda může být využita k výrobě elektřiny, a to buď prostřednictvím mikrobiálních palivových článků (Włodarczyk, 2018), výrobou bioplynu (Kamyab, 2021; Mischopoulou, 2017; Turker, 2021) a produkce lipidů a karotenoidů (Dias, 2020). Přímé vypouštění odpadních vod z pekařského kvasnicového průmyslu do čistírny odpadních vod za účelem odstranění CHSK a BSK není v současnosti možný.

Náklady na úpravu na pitnou vodu z tohoto procesu jsou vysoké a opětovné využití odpadních vod po řádném vyčištění jako procesní vody v pekařském kvasnicovém průmyslu budou dobrou volbou. Ale aby se zlepšila celková ekonomika procesu, alternativou by mohlo být, že vedlejší produkty s přidanou hodnotou se nejprve koncentrují a poté se koncentrovaný proud přepraví do jiných zařízení k extrakci vedlejších produktů s přidanou hodnotou, protože velké objemy (až 300–400 m³/den) odpadních vod jsou denně čištěny v závodě na výrobu pekařského droždí (Vukušić, 2019). I nízké koncentrace vedlejších produktů s přidanou hodnotou vést k jejich vysokému množství. Proces membránové filtrace je slibnou technologií pro frakcionaci vedlejších produktů s přidanou hodnotou z velkých objemů odpadních vod díky své šetrnosti k životnímu prostředí, vysoké účinnosti a flexibilitě provozu (Balcioglu & Gónder, 2014, 2018; Beier, 2007; Kaushik, 2018; Vukušić, 2019). Proto by měl být dále zkoumán přístup k nakládání s odpady prostřednictvím integrovaného procesu membránové separace.



Obr. 11 Možnosti využití odpadní vody z výroby droždí upraveno z (Xu, 2022)

Další možností zefektivnění čištění OV při výrobě droždí je vložení membránového bioreaktoru s kontinuálními prostřiky vzduchem pro zajištění aerobních podmínek do stávajících ČOV. Tato technologie MBR by měla prokázat přiměřený výkon při čištění takovýchto odpadních vod, a to zejména z pohledu významného snížení CHSK, BSK₅ a zákalu.

5.2.1.10 Zemědělství

Závlahy jsou v ČR vybudovány přibližně na 4 % plochy ZPF. Největší výstavba závlahových soustav, převážně velkoplošných systémů na plochách několika tisíc hektarů, se prováděla v šedesátých až osmdesátých letech minulého století. Počet provozovaných závlah se od roku 1990 výrazně snížil (z cca 160 tis. ha na 65 tis. ha; zdroj: VÚMOP, 2016). Všechny větší projekty a stavby byly zastaveny, značná část zejména velkoplošných závlahových systémů v Polabí a na jižní Moravě se nevyužívá, protože je jejich provoz neekonomický. Rozsáhlé vodní nádrže, původně určené k provozu závlah (Nové Mlýny, Rozkoš) tak slouží k jiným účelům. Přes tento nepříznivý stav se závlahy považují za strategický nástroj k eliminaci dopadů sucha v zemědělství. V posledních zhruba dvanácti letech byly vybudovány závlahy asi na 3–4 tis. ha (jednalo se o kapkové závlahy, hlavně chmele, sadů, vinogradů, zelenin a brambor). V letech 2018–2019 byly realizovány studie pro rozvoj závlahových systémů pro Státní pozemkový úřad (celá ČR a Hustopečsko).

Acidifikace neboli okyselování je jedním ze závažných typů degradace půd. Acidifikace je však přírodní degradační proces, který je možné definovat jako snížení pufrční schopnosti půdy. Obecně je to důsledek tvorby kyselin v půdě nebo jejich přísunu zvenčí. Druhotnými jevy je v půdách především ztráta bazických kationtů (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) a uvolňování hliníku a železa. Zhoršení kvality půd vlivem acidifikace lze také sledovat ve vlastnostech sorpčního komplexu, kdy zejména klesá saturace bázemi. Sorpční komplex zabezpečuje omezenou odolnost půd vůči vnějším vlivům typu přísunu kationtů vodíku.

Činnost člověka se negativně projevuje používáním kyselých působících průmyslových hnojiv (ale i statkových hnojiv, kejdy), účinkem imisí a kyselých dešťů (tj. přísunem oxidů – slabých kyselin síry a dusíku), odebíráním bazických prvků (především Ca) z půdy plodinami, intenzivními závlahami, ale i monokulturami nebo nízkým zastoupením víceletých pícnin a vysokým podílem obilovin.

Důsledkem acidifikace je pokles hodnoty půdní reakce (pH). Nižší pH půdy pak může mít negativní vliv na výnos pěstovaných plodin. Při poklesu půdní reakce hrozí nedostatek některých živin potřebných pro růst rostlin (Ca, Mg). Při poklesu půdní reakce se rovněž výrazně zvyšuje rozpustnost většiny rizikových prvků, které se následně uvolňují do půdního roztoku a mohou být přijímány do rostlin a vstupovat tak do potravního řetězce. S poklesem pH půdy souvisí i destrukce půdní struktury a zvýšení náchylnosti půdy k erozi. Dalšími důsledky acidifikace jsou: zhoršení kvality humusu, zpomalování uvolňování minerálního dusíku z humusu nebo petrifikace fosforu do sloučenin, ze kterých je těžko přístupný rostlinám. Dle údajů VÚMOP, v.v.i. je acidifikací vysoce ohroženo 43 % půd ČR. Vysoká náchylnost půd k acidifikaci je zejména v kraji Vysočina, dále v krajích Jihočeském a Karlovarském.

Nedostatek vody v půdě, způsobený meteorologickým suchem, vyjádřeným výskytem srážek a hodnotami výparu, rychlosti větru, teploty a vlhkosti vzduchu, označujeme jako „zemědělské sucho“. Jedná se o specifický typ sucha s významnými dopady na produkční schopnost půdy. Vyskytuje se na našem území nahodile s různou intenzitou, v různých částech kalendářního roku. Zvláště v posledních letech jsou podnormální srážky doprovázeny

vysokými teplotami vzduchu. Nahodilost výskytu významně snižuje možnosti prevence. O zemědělském suchu mluvíme tehdy, kdy plodiny mají nedostatek vláhy v půdě způsobený kombinací půdních a klimatických podmínek. Každá půda má jisté dispozice, které ji předurčují k hospodaření s vodou. Tyto vlastnosti jsou dominantně dány zrnitostním složením, které ovlivňuje pohyb i zadržení vody v půdním profilu. Podstatný vliv na koloběh vody v půdě má ale i obsah a kvalita humusových látek, půdní typ a stupeň degradace půdy, především jejich fyzikálních parametrů.

Podle hodnoty využitelné vodní kapacity (maximální objem vody dostupné rostlinám) lze půdy dělit podle vysychavosti, kdy písčité regozemě zadrží pouze cca 80 l/m², zatímco kvalitní černozemě až 360 l/m². Zemědělské sucho je však kombinací půdních podmínek a stavů klimatu. Právě na podkladě kombinace těchto faktorů lze predikovat území s určitým potenciálem k projevům zemědělského sucha. Jeho častější výskyt je patrný v posledním desetiletí s nástupem a akcelerací klimatických změn, kdy se klima v České republice otepluje při současném zachování průměrných ročních úhrnů srážek. Mění se však jejich časové rozložení, kdy stejné množství spadne během menšího počtu srážkových událostí. Tímto je dán stále rostoucí deficit vláhové bilance, která vyjadřuje rozdíl mezi srážkami a evapotranspirací.

5.2.2 Farmacie a zdravotnictví

Některé farmaceutické podniky vyrábějí velké objemy několika málo chemických látek a jiné vyrábějí malé objemy mnoha různých chemických látek. I když celkový sortiment chemických látek a přípravků vyráběných chemickým průmyslem je značný, počet cest k jejich výrobě je omezený. Voda je podstatná pro většinu chemického průmyslu. Pro specifickou výrobu hlavními faktory jsou výběr jednotkových procesů a jednotkových operací, volba surovin a aparatur. Ty určují potřebu a využití vody. Větší podíl vody je využíván v jednotkových operacích. Odpadní voda je také generována v jednotkových procesech z vody přítomné ve vstupních surovinách, vody vznikající chemickou reakcí nebo vody jako součásti reakčního prostředí a/nebo media pro regulaci procesních podmínek. Rozdělení spotřeby vody a výstup polutantů vody podle jednotkových procesů a jednotkových operací se může značně měnit v závislosti na chemickém produktu a zvoleném jednotkovém procesu.

Voda je dále využívána jako rozpouštědlo, k propírání produktu, čištění zařízení a přestupu tepla (chlazení, ohřev). Rozdělení koncentrace polutantů do proudů odpadních vod není rovnoměrné. Praxe vede k odhadu, že 20 % celkového objemu odpadních vod obsahuje 80 % zatížení polutanty.

Farmaceutický průmysl je ekonomicky sektor vysoce závislý na vodě a vyžaduje různé stupně čistoty vody. Spotřeba vody v ČR pro výrobu základních farmaceutických výrobků a farmaceutických přípravků je cca 0,85 mil.m³ vody.

Mnoho farmaceutických procesů vyžaduje velmi čistou vodu, která splňuje přísné standardy kvality, současně mohou vytvářet silně znečištěné a toxické odpadní vody, které vyžadují složité a nákladné vícestupňové čištění, aby byly splněny regulační požadavky (Larsson, 2014). Farmaceutické závody obvykle používají širokou škálu chemikálií a technologických procesů, což představuje velké výzvy pro technologie a postupy čištění odpadů. Mineralizace představuje nejúčinnější postup odstranění znečištění, která je konečným cílem v mnoha oblastech kontroly a ničení znečišťujících látek.

Čištění odpadních vod farmaceutického průmyslu se může lišit v závislosti na vyráběných lécích; proto se typ a průtoky v jednotlivých výrobních závodech liší. Odpadní vody ve farmaceutickém průmyslu se často mísí s jinými typy odpadních vod ve stejném zařízení;

v důsledku toho může konečná farmaceutická odpadní voda, která musí být čištěna, obsahovat:

- API (Active Principle Ingredients)
- pomocné látky
- antibiotika
- dezinfekční prostředky
- proteiny
- glykoly
- barvicí látky
- rozpouštědla
- alkoholy
- produkty z ropy a chemikálií

Dalším zdrojem vysokého rizika v oblasti léčiv jsou velmi znečištěné odpadní vody v nemocnicích a domovech pro seniory. Tato odpadní voda obsahuje léčiva spolu s velmi proměnlivými a nebezpečnými mikrobiologickými znečišťujícími látkami, kde koncentrace reziduí léčiv může být několikanásobně vyšší než v komunálních odpadních vodách (Frédéric, 2014; Asfaw, 2018) Kromě toho se mohou bez jakéhokoli čištění do vody dostat zbytky veterinárních léčiv z akvakultury a chovů hospodářských zvířat jako aktivní matečný produkt nebo biologicky aktivní metabolity.

Farmaceutický průmysl a i zdravotnictví, který své odpadní vody interně nezpracovává a nerecykluje, musí platit za manipulaci, přepravu a zpracování třetími stranami. K těmto nákladům je třeba připočítat náklady na vodu potřebnou k výměně původního objemu. Čištění odpadních vod na místě ve farmaceutickém průmyslu umožňuje výrazné snížení provozních nákladů a zároveň snižuje dopad moderní farmaceutické společnosti na životní prostředí tím, že umožňuje opětovné využití vody, což společnosti dává plnou kontrolu nad čištěním.

Použití regenerovaných rozpouštědel jako snadno odbouratelného zdroje uhlíku pro proces denitrifikace, použití odpadních vod obsahujících fosfor jako zdroje živin pro mikroorganismy aktivovaného kalu, použití anorganické kyseliny a zásady pro kontrolu pH v procesech čištění odpadních vod a použití odpadních vod obsahujících Al_3^+ jako koagulantu.

V případě farmaceutického průmyslu bylo díky novým eko-inovativním návrhům v literatuře zaměřeným na aplikaci up-flow anaerobních kalových blanket/membránových bioreaktorů (UASB/MBR) pro opětovné využití odpadních vod při zavlažování krajiny při současném zamezení rizikům zanášení farmaceutických reziduí do životního prostředí (Abdel-Shafy, 2017) dosaženo odstranění organických halogenů z procesních odpadních vod (Toth, 2018), prováděl katalytické oxidační procesy pro detoxikaci a zlepšení biologické rozložitelnosti farmaceutických odpadních vod (Ling, 2020), vyvinul nanofiltraci a použil ionizující záření jako zdroj redukčních i oxidačních radikálů pro úpravu vody (Ayatollahi, 2012; Szabados, 2018).

V současné době se vyvíjejí inovativní, pokročilé technologie úpravy vysoce znečištěné vody. Byly prezentovány přehledy biologických, chemických, pokročilých chemických technologií nebo pokročilých oxidačních procesů a hybridních technologií pro čištění průmyslových odpadních vod.

Přestože bylo navrženo mnoho nových technologií, hlavní koncepcí je použití hybridních přístupů, které kombinují různé mechanismy čištění k odstranění celého spektra chemických látek přítomných ve farmaceutických odpadních vodách.

Rychlý rozvoj farmaceutického průmyslu představuje protichůdné výzvy pro hospodaření s vodními zdroji. Vypouštění nedostatečně vyčištěných odpadních vod vede k uvolňování farmaceutických látek do životního prostředí, což má za následek rizika pro kvalitu vody a možný nepříznivý dopad na vodní ekosystémy a veřejné zdraví.

Opětovné použití vody ve farmaceutické výrobě se však setkává s opatrností ze strany regulačních orgánů zabývajících se kvalitou a bezpečností léčiv, což podněcuje nové strategie, které mohou sladit protichůdné cíle opětovného použití odpadních vod a zajistit, aby se kontaminanty nemohly dostat do farmaceutické výroby prostřednictvím opětovně použité vody. Inovativní technologie ZLD umožňují téměř úplně eliminovat vypouštění odpadních vod a maximalizovat opětovné využití vody v tomto odvětví průmyslu (Reddy, 2016; 2020; Gangavarapu, 2015). Navzdory vysokému potenciálu pro úsporu vody je aplikace ZLD v průmyslovém měřítku v současné době velmi omezená kvůli vysokým nákladům, spotřebě energie (Yaqub, 2019) a produkci pevného nebezpečného odpadu. Přestože údaje z některých průmyslových odvětví poukazují na příležitosti ke snížení spotřeby vody až o 50 % (Andrews, 2011), implementace cirkulárního hospodaření s vodou ve farmaceutickém průmyslu je vzhledem k velmi přísným legislativním předpisům a bezpečnostním aspektům poměrně omezená.

Hlavními překážkami opětovného použití vody ve farmaceutickém průmyslu jsou specifické požadavky na kvalitu vody a rizika spojená s kontaminací meziproductů, produktů a lidským zdravím. Navzdory použití validovaných čistících systémů a přísným provozním kontrolám je mikrobiální kontaminace nejnáročnějším problémem v procesu čištění farmaceutické vody. Správná sanitace a pravidelná údržba jsou nezbytné pro prevenci mikrobiálního množení a opětovné kontaminace vody. Například validovaný postup dezinfekce distribučního a skladovacího systému PW ve výrobním závodě API se provádí s 3 % nebo 10% roztokem peroxidu vodíku: 1) nejméně jednou ročně; 2) pokud byl systém PW odstaven po dobu delší než 14 dní; 3) v případech, kdy parametry mikrobiologické kontaminace nesplňují požadavky příslušného lékopisu. Tepelná sanitace (85 °C/30 min) PW systému ve výrobním závodě FDF se používá pro rutinní operace (dvakrát ročně) a pokud TOC nebo celkový počet aerobních bakterií PW cirkulujících ve smyčce překročí maximální úroveň nebo pokud byla smyčka vyprázdněna, pokud byly provedeny rekonstrukční práce ve smyčce nebo byl systém vystaven vzduchu. Zvláštní pozornost je věnována plastovým hadicím na výstupech PW. Aby se zabránilo zavlečení mikro-biologické kontaminace do cirkulační smyčky PW, jsou odpojeny, opláchnuty 70 % etanolem a vysušeny po každém použití a vyměněny nejméně každých 6 měsíců.

Z hlediska efektivity využívání vody je příprava vody farmaceutické kvality spojena s relativně vysokými ztrátami vody.

Vzhledem k velmi vysokým požadavkům na čistotu PW je až 50 % napájecí vody vypouštěno jako odpad z modulů RO. Tato voda je však stále dostatečně kvalitní pro opětovné použití jako alternativní zdroj vody na místě v jednotkách, které nepřicházejí do přímého kontaktu s farmaceutickými výrobky, například v chladicích systémech.

Aby byly zajištěny spolehlivé podmínky farmaceutického výrobního procesu, musí být vždy zaručena správná procesní teplota, což může vyžadovat chladicí kapacitu. Hlavní farmaceutické výrobní procesy, které vyžadují účinný chladicí systém, jsou:

• Dávkové zpracování ve víceúčelových reaktorech (např. chemické reakce citlivé na teplotu, krystalizace finálních produktů)	
• Chlazení krémů a mastí před nalitím a balením	• Lisování želatinových tobolek
• Procesy mokré granulace pro výrobu tablet	• Sterilizace kapalných FDF.

Tabulka 16. Specifikace kvality farmaceutické vody, jak jsou definovány Ph.Eur a UPS

Parametr	Čištěná voda (PW)		Voda na injekci (WFI)	
	Ph. Eur.	USP	Ph. Eur.	USP
TOC (µg/l)	<500	<500	<500	<500
Vodivost (µS/cm)	≤4,3 při 20 °C	≤1,3 při 25 °C	≤1,1 při 20 °C	≤1,3 při 25 °C
Dusičnany (mg/l)	≤0.2	NA	≤0.2	NA
Těžké kovy (mg/l jako Pb)	≤0.1	NA	NA	NA
Aerobní bakterie	≤100 KTJ/ml	≤100 KTJ/ml	≤10 KTJ/100 ml	≤10 KTJ/100 ml
Bakteriální endotoxiny (I.U./ml)	NA	NA	≤0.25	≤0.25

Rekuperace a opětovné použití parního kondenzátu na místě je jedním z klíčových opatření, která mohou zlepšit účinnost vody ve výrobních závodech. Opětovné použití vysoce čistého kondenzátu také snižuje spotřebu chemikálií, náklady na úpravu napájecí vody a šetří energii, protože po návratu do kotle vyžaduje horký kondenzát mnohem méně energie na opětovný ohřev pro opakovanou výrobu páry. Z hlediska efektivity využívání vody by továrny v případech, kdy jsou náklady na instalaci zařízení pro rekuperaci kondenzátu příliš vysoké na to, aby byly odůvodněné, měly vyhodnotit alternativní možnosti opětovného použití kondenzátu. Díky svému vlastnímu tepelnému obsahu lze kondenzát znovu použít v různých topných systémech nebo jako zdroj čisté horké vody pro účely mytí. Při analýze možností opětovného použití kondenzátu ve farmaceutickém závodě je třeba vzít v úvahu nejen finanční a technické, ale také otázky kvality a bezpečnosti výrobků. Vzhledem k tomu, že čistá pára přichází do styku s farmaceutickými výrobky, nesmí se kondenzát z důvodu rizika kontaminace vracet přímo do generátoru čisté páry. Potenciální mikrobiologická kontaminace kondenzátu ze systémů HVAC je také jedním z rizikových faktorů, které by mohly omezit opětovné použití kondenzátu. Vědecké publikace uvádějí, že kondenzát HVAC může být kontaminován *Legionelou* a dalšími bakteriemi přenášenými vzduchem, proto musí být zachycená kondenzovaná voda před opětovným použitím jako alternativního zdroje vody řádně dezinfikována.

Aby bylo zajištěno účinné čištění odpadních vod z léčivých přípravků, musí výrobní závody odděleně hospodařit s různými typy odpadních vod, rozlišovat mezi vysoce toxickými a koncentrovanými toky a v případě potřeby zajistit předčištění. Při výběru nejvhodnějších metod čištění je třeba vzít v úvahu biologickou rozložitelnost a toxicitu odpadních vod, jakož i koncentraci specifických znečišťujících látek v jednotlivých tocích. Hodnocení a separace toků farmaceutických šarží podle povahy kontaminace je klíčovou činností nejen pro nalezení nejvhodnějšího řešení čištění, ale také pro posouzení potenciálu využití nebo opětovného použití materiálů v odpadních vodách.

Pro typický dávkový chemický proces ve farmaceutickém průmyslu mohou rozpouštědla tvořit až 80–90 % nevodné hmoty (Constable, 2007). Vzhledem k vysokému podílu v procesních směsích představují použitá rozpouštědla také významnou část odpadu

produkovaného farmaceutickým průmyslem. Minimalizace používání rozpouštědel, nahrazování nebezpečných rozpouštědel, jakož i zpětné získávání a opětovné použití rozpouštědel se stávají klíčovými prioritami pro účely ekologičtější výroby. V praxi je přibližně 50 % odpadních rozpouštědel regenerováno a znovu použito v dávkových chemických procesech ve společnosti, zatímco zbývající část je buď likvidována spalováním, nebo biologicky degradována jako zředěné vodné roztoky během čištění odpadních vod v procesu po denitrifikaci. Mezi hlavní překážky regenerace rozpouštědel, zejména při výrobě nízko objemových léčivých látek, patří technická obtížnost a náklady na výtěžnost, požadavky na čistotu stejné jako u čerstvých rozpouštědel a časově náročné analytické a administrativní postupy nezbytné k ověření kvality a schválení opětovného použití rozpouštědla ve výrobě. Přestože mnoho výrobců léčiv má centralizovaná zařízení na regeneraci rozpouštědel, destilační zařízení jsou integrovány do samostatných výrobních závodů. Takový přístup umožňuje lepší optimalizaci procesů regenerace rozpouštědel a eliminuje rizika křížové kontaminace mezi farmaceutickými výrobky použitím sdíleného zařízení pro regeneraci rozpouštědel.

Katalyzátory přechodných kovů hrají důležitou roli ve farmaceutickém průmyslu a jsou široce používány pro vývoj nových kandidátů na léčiva a syntézu API ve velkém měřítku (Crawley, 2012). Odpadní vody obsahující přechodné kovy nesmí být vypouštěny do biologických ČOV, protože tyto kovy mají tendenci se hromadit v kalu, což způsobuje toxické účinky na mikroorganismy a má vliv na další zpracování kalu.

Aby bylo možné určit a řídit možné způsoby opětovného využití odpadních vod, měl by být každý vsádkový proces analyzován samostatně a měla by být usnadněna účinná komunikace mezi výrobními místy a čistírnou odpadních vod za účelem sdílení informací, které jsou relevantní pro ČOV. Takový závazek samozřejmě vyžaduje i technické možnosti pro sběr jednotlivých toků odpadních vod do oddělených kontejnerů pro dočasné skladování, což může být v některých případech limitujícím faktorem. Praktická implementace je demonstrována pro toky odpadních vod obsahující kovy, alkalické roztoky a odpadní vody obsahující živiny. Uvedené příklady naznačují, že některé vsádkové toky farmaceutických odpadních vod by neměly být považovány za odpad, ale spíše za cenný zdroj, s nímž je třeba nakládat v souladu s principy oběhového hospodářství. Implementace prvků cirkulární ekonomiky prostřednictvím opětovného využití farmaceutických odpadních vod umožňuje snížit spotřebu chemikálií a provozní náklady ČOV.

Čištění farmaceutických odpadních vod je velkou výzvou kvůli svým složitým složkám, jako jsou farmaceuticky aktivní sloučeniny (PHAC) a CHSK (Pál, 2018)). Nevhodné nakládání a likvidace farmaceutických odpadních vod představuje velkou hrozbu pro životní prostředí (Ankley, 2007). Při čištění odpadních vod farmaceutickým průmyslem bylo použito mnoho metod (Glassmeyer, 2009; Jiang, 2012) a membránové technologie jsou jednou z nejvýznamnějších (Pál, 2018). Technologie založená na membráně mohou PHAC buď odstranit, nebo znovu získat a obě strategie jsou zaváděny.

Úplné odstranění PHAC bylo obvykle realizováno pomocí biologické aktivity. Normální MBR díky toxicitě nemohou odstranit PHAC, s výjimkou anaerobního membránového bioreaktoru (AnMBR). Hu (2018) použili AnMBR pro odstranění tetrahydrofuranu (THF) a bylo dosaženo 98,5 % rychlosti odstranění spolu s 95,3 % snížením CHSK (Hu, 2018). Stejná situace se objevila v experimentu s odstraněním ciprofloxacinu (CIP). Autoři si uvědomili nejen 50–76 % rychlost odstranění CIP, ale také prokázali, že biologická degradace byla hlavním mechanismem útlumu CIP (Do, 2019). Huang (2018) provedli pilotní experiment se skutečnými farmaceutickými odpadními vodami, které obsahovaly amoxicilin, ceftriaxon, cefoperazon

a ampicilin a byly získány dobré účinky na odstraňování CHSK a všech PHAC. Kromě toho CH₄ byla vyrobena ve stejné době, což bylo považováno za energetické využití. V procesu AnMBR bylo za hlavní mechanismy zanášení membrány považováno blokování koláčové vrstvy a meziblokování (Kaya, 2019), což rovněž přispělo k výrobě kvalifikované vody. Pokud by byla provedena pokročilá membránová úprava, celý hybridní systém by mohl produkovat vodu vyšší kvality. Mamo a kol. integrovali MBR a NF/RO jako hybridní systém ke snížení množství PHAC přimíchaných do městských odpadních vod a 90 % PHAC bylo odstraněno NF a téměř 100 % RO (Mamo, 2018).

Kromě toho byly membrány také použity k zachycení PHAC v koncentrátu za účelem jejich získání. Cao (2018). modifikovala UF membránu s poly(amidoaminovými) (PHMAM) dendrimery, které dosahují 82,5–91,3 % zachycení polyetherových ionoforových antibiotik a mimořádného antivegetativního výkonu než dříve (Cao, 2020). Dong et al. (2019) použili Fe³⁺ jako můstek k vývoji FO membrány, která by mohla účinně regenerovat PHAC, jako je sulfamethoxazol, ze zředěného roztoku s dobrou propustností vody (Dong, 2019). Guo et al. zkoumali využití MD při obnově PHAC a zjistili, že záporně nabitě a neutrální PHAC lze získat snadněji než kladně nabitě PHAC (Guo, 2018). Kromě toho také prokázali, že zanášení membrány v procesu MD bylo způsobeno hlavně kladně nabitými PHAC a zanášení lze účinně zmírnit úpravou pH (Guo, 2020). Proběhl také pokus o získání anilinu z odpadních vod s bipolární membránou ED (BMED). Celý proces obsahuje 3 kroky: odsolování, CO₂ a anilinové regenerace. Míra výtěžnosti byla >98,68 % pro anilin a 96,51 % pro NaCl (Wang, 2016). Kromě koncentrace vědci vyvinuli také adsorpční membránu pro selektivní zachycování PHAC. Raicopol et al. syntetizovali nanokompozitní membrány s acetátem celulózy a podvojným hydroxidem ve vrstvách Mg-Al (Raicopol, 2019) a prokázali, že tyto nové membrány mají dobrou adsorpční kapacitu pro sodík diklofenaku.

5.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod

Recyklace odpadních vod je důležitým tématem v potravinářském a farmaceutickém průmyslu. Využití membránových technik je jedním z nejúčinnějších způsobů, jak tuto recyklaci realizovat. Membránové technologie umožňují efektivní čištění a opětovné využití odpadních vod, což přispívá k udržitelnosti a snížení spotřeby čerstvé vody.

V **potravinářském průmyslu** nacházejí membránové technologie široké uplatnění: čištění procesních vod např. ve výrobě nápojů, kde je nutné odstranit nežádoucí látky z vody používané v produkci. Dále recyklace odpadních vod, která umožňuje opětovné využití vody v různých fázích výroby, což snižuje celkovou spotřebu vody a získávání hodnotných složek např: získávání syrovátkových bílkovin při výrobě mléčných produktů.

Farmaceutický průmysl vyžaduje vodu s velmi vysokou čistotou, protože je používána v produkci léčiv a dalších farmaceutických produktů. Membránové technologie zde jsou klíčové pro zajištění této kvality při čištění a sterilizaci vody, kdy je zajištěna vysoká čistota a odstranění všech mikroorganismů a kontaminantů. Dále recyklace procesních vod, kdy se klade důraz na snižování objemu odpadních vod a optimalizace nákladů na čištění. Pro některé specifické procesy ve farmaceutické výrobě je nezbytná produkce ultračisté (utrapure) vody.

Management odpadních vod se stal hlavní výzvou pro potravinářský průmysl díky svému potenciálnímu dopadu na životní prostředí.

Mezi různými technikami, které byly navrženy pro management odpadních vod z potravinářského průmyslu, membránové procesy představují nákladově efektivní řešení. Tyto procesy nabízejí mnoho výhod oproti tradičním separačním procesům (např. flokulace, odpařování, extrakce rozpouštědlem, odstředování, adsorpce), díky jejich mírným provozním podmínkám – teplotě a tlaku, čímž si zachovávají funkční vlastnosti bioaktivních látek obsažených v odpadních vodách z potravin, vysoká účinnost separace, nepoužívání aditiv a následně snížené riziko kontaminace a nízká spotřeba energie (Castro-Munoz et al., 2018; Nazir et al., 2019).

Zejména tlakově řízené membránové operace, jako je mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), nanofiltrace (NF) a reverzní osmóza (RO) představují užitečné nástroje pro čištění, frakcionaci, koncentraci a obnovu bioaktivních látek a sloučenin na základě jejich specifické molekulové hmotnosti cutoff (MWCO) a použití tlaku jako hnací síly (Cassano et al., 2018; Castro-Muñoz et al., 2016; Conidi et al., 2018).

Tyto procesy, kombinované v sekvenční formě nebo integrované s jinými separačními technologiemi, byly z velké části zkoumány ve výrobě obohacených frakcí bioaktivních sloučenin a vody s vysokým stupněm čistoty (Ahmad et al., 2022; Cassano et al., 2021). K tomuto účelu se MF a UF typicky používají jako kroky předběžné úpravy pro odstranění nežádoucích látek (např. pevné látky, mikroorganismy, makromolekuly) z odpadních vod ze zpracování potravin, zatímco NF a RO lze použít k frakcionaci a koncentraci bioaktivních sloučenin a k výrobě čisté vody.

Recyklace odpadních vod při výrobě piva je důležitou součástí udržitelného řízení pivovarů. V tomto procesu se používají různé technologie, včetně membránových technik, které umožňují efektivní čištění a opětovné využití vody, opakované použití vody (CIP-stanice, máčení ječmene, myčky transportních (spotřebitelských) obalů).

Úsporu technologické vody ve sladařství lze zajistit recirkulací použité propírací vody z máčení k transportu ječmene. Toto opatření je použitelné v závodech, nepoužívajících jiné způsoby manipulace s ječmenem, např. při suché vymáčce. Proto je jeho využití omezeno na menší část převážně moderních pneumatických systémů, preferujících aplikaci „mokrý vymáčky“, nebo je využíváno pouze zčásti.

Snížení nákladů na vodu a vypouštění odpadních vod lze docílit používáním vyčištěné vody z ČOV k namáčení ječmene. Podmínkou k uplatnění této techniky je provozování vysoce účinné vlastní čistírny odpadních vod. Protože v převážné většině sladoven je odpadní voda vypouštěna do městských ČOV a vlastní čistírny z minulého století nemají požadovanou účinnost, není toto opatření běžně realizováno.

Snížení nákladů na vodu lze také aplikací suché vymáčky do jedné nebo dvou již použitých máčecích vod s následnou aerací a odsávání oxidu uhličitého. Zejména postup suché vymáčky na první namočení je zcela bezproblémový, neboť pro značné vlastní znečištění ječmene před jeho prvním namočením není třeba.

Snížování surovinových vstupů pitné vody lze účinnou metodou snižování objemu používané vody při moderní velkovýrobě sladu její recirkulací v uzavřeném okruhu např. protiproudých výměníků tepla. Postup je využitelný pouze v závodech, nepoužívajících klasické humnové sladování, tj. v zařízeních aplikujících některý ze způsobů pneumatického sladování s potřebou strojního chlazení klíčiren. Získané teplo je dále využitelné pro přehřev vzduchu na hvozdech.

Přestože na rozdíl od pivovarů je ve sladařství podíl operací vázaných na ruční manipulaci s hadicemi zejména při sanitačních operacích podstatně nižší, může i zde docházet ke značným ztrátám vody hluchým průtokem vody ještě před zahájením provádění vlastního úkonu. Tento

postup je založen na vybavení hadic koncovkami, regulující průtok vody – uzavíratelné trysky nebo rozprašovací pistole.

Efektivním zdrojem pro úsporu vody při mytí drsných, silně znečištěných a obtížně dostupných povrchů, zejména podlah je technika vysokotlakého mytí. Účinná pojízdná zařízení generují tlak úzkého paprsku mezi 40-70 bar a umožňují tak rychlé a precizní odstranění ulpívajících biofilmů.

Významné je také snižování emisí do vody při sanitačních operacích. Modernizace sanitačních operací pomocí centrálních stanic CIP představuje významný racionalizační prvek z hlediska spotřeby vody i chemikálií při provádění mycích a dezinfekčních zásahů. Komplexní vybavení souborů CIP stanic programy, automaticky regulujícími nejen dodržování úsporných časových sekvencí pro mytí a následné proplachování vodou, ale také dodržování nastavitelných parametrů pro efektivní průběh dezinfekce z hlediska požadovaných teplot i koncentrací aplikovaných médií a jejich včasnou regeneraci či výměnu, zabezpečuje spolehlivou záruku požadovaných efektů. S nižší spolehlivostí lze obdobné efekty docílit i při manuálním provádění sanitace.

Spotřebu vody lze snížit aplikací postupů suchého čištění na mytí méně náročných povrchů, především podlah a transportních zařízení, náhradou postupů mokrého čištění převážně mechanickými operacemi úklidu za sucha, většinou doplněné pouze v konečné fázi úklidových operací finálním oplachem již vyčištěných povrchů. Na velkých a přístupných plochách se používají mechanické pojezdové vozíky s rotujícími kartáči, případně průmyslové vysavače, v malých a nepřístupných místech se používají ruční pomůcky (košťata apod.). Využívání suchých strojních postupů je omezeno většinou pouze na suché provozy (např. na sklady, humna, půdy apod.)

Minimální na spotřebu vody a mimořádně jednoduchá a současně účinná metoda, umožňující dlouhodobý styk sanitačního prostředku s ošetřovaným povrchem je používání ulpívající pěny nebo gelu detergentu (Černý, 2010).

Použití k úpravě vody, která je používána při namáčení ječmene, je vhodná reverzní osmóza a nanofiltrace. Kvalita vody může výrazně ovlivnit klíčové vlastnosti sladu, jako je enzymatická aktivita a klíčivost. Tyto metody nacházejí uplatnění i k odstranění nežádoucích minerálů a kontaminantů z vody používané při vaření piva. Čistá voda je klíčová pro zachování požadované chuti a kvality piva.

Pro regeneraci a recyklaci procesních vod je vhodná ultrafiltrace a nanofiltrace. Zejména k odstranění zbytků pesticidů a kontaminantů z vody používané v procesu namáčení a klíčení. Dále k čištění a opětovnému využití odpadních vod z procesu mytí a sanitace. To může významně snížit spotřebu čerstvé vody a snížit náklady na likvidaci odpadních vod.

Odpadní vody z výroby pekařského droždí a piva jsou vhodné pro zavlažování, což je připisováno velkému množství dusíku a fosforu. Kvůli slabé účinnosti konvenčních biologických procesů (Liang et al., 2009), membránová technologie je více účelová. NF byla aplikována v čištění odpadních vod z pekařského droždí jako pokročilá technologie čištění pro zemědělské využití (Balcioğlu a Gonder, 2014). Autoři také zjistili, že polysacharidy byly hlavním přispěvatelem znečišťujícím membránu. K vyřešení tohoto problému vědci provedli další experiment, který nahradil UF O3 jako metodu předúpravy (Balcioğlu a Gonder, 2018) a výsledky byly také uspokojivé. Nevýhodou však bylo množství a vlastnosti odpadních vod pouze z jednoho průmyslového odvětví, proto vhodnějším řešením je míchání odpadních vod z více průmyslových odvětví pro rekultivaci vody.

MBR byla účinná metoda s využitím směsi průmyslových odpadních vod a byla široce používána. Nicméně MBR byl omezen kvůli vysoké salinitě. Po jednotce MBR byly tedy zapotřebí membrány, jako jsou NF a RO, aby se snížila slanost produktu. Bylo prokázáno, že míchání MBR odpadních vod a permeátu NF a RO byla dobrá strategie pro zvýšení objemu produkce a snížení kontaminantů (Gündogdu et al., 2019). Na základě nákladů, integrovaný systém MBR a RO byl také slibný v kombinaci (Vural et al., 2021).

Čištění odpadních vod z farmaceutického průmyslu je velkou výzvou pro jejich komplexní složky, jako jsou farmaceuticky aktivní sloučeniny (PHAC) a CHSK (Pal, 2018). Nevhodné zacházení a likvidace odpadní vod z farmacie jsou velkou hrozbou pro životní prostředí (Ankley et al., 2007). Ve farmacii pro čištění odpadních vod bylo použito mnoho metod (Glassmeyer et al., 2009; Jiang et al., 2012) a membránová technologie byla jednou z nejvýraznějších (Pal, 2018). Technologie založená na membránách by mohla buď odstranit nebo znovu získat PHAC a obě strategie jsou představeny (Hu a kol., 2018). Huang a kol. provedli pilotní experiment se skutečnou farmaceutickou odpadní vodou, která obsahovala amoxicilin, ceftriaxon, cefoperazon a ampicilin (Huang et al., 2018) a získali dobré eliminační účinky na CHSK.

Možnosti odstraňování fosforu (máčecí vody ve sladovnách)

Odpadní vody jsou cenným zdrojem forem fosforu, přestože dochází k omezování používání fosfátových pracích a čisticích prostředků. Fosfor je možné z nich recyklovat a zpětně využívat. Jako ideální prostředek pro znovuvyužívání se jeví struvit, který ve své molekule obsahuje tři nutrienty: amoniakální dusík, fosfor a hořčík, a je také rozpustný ve vodě, což ulehčuje jeho aplikaci v zemědělství. Současně s fosforem je možné ho využít i pro recyklaci právě amoniakálního dusíku (Káchová, 2016).

V běžné komunální odpadní vodě na přítoku na čistírny odpadních vod je koncentrace fosforu v jednotkách mg/l, konkrétně 6 až 15 mg/l. Nejčastější formy výskytu fosforu v odpadních vodách jsou orthofosforečnany (fosforečnany, hydrogenfosforečnany i dihydrogenfosforečnany), polyfosforečnany a organicky vázaný fosfor (fosfolipidy, adenosintrifosfát, adenosindifosfát a adenosinmonofosfát). V kanalizační síti a poté i v mechanickém stupni předčištění přechází většina fosforu na orthofosforečnany.

Odstraňování nutrientů (zejména dusíku a fosforu) z odpadních vod je nutnou podmínkou danou legislativou, jelikož tyto látky ve vodách škodí: podílejí se na trofizaci vod, v jejímž důsledku narušují kyslíkový režim, dochází k produkci toxických látek, poškozování celých ekosystémů apod. Důsledkem je i zdražení úpravy povrchové vody na vodu pitnou. Je tedy nutné tyto látky odstraňovat, je však výhodné odstraňování spojit i s jejich zachytem a znovuvyužitím.

Recyklace nutrientů je tedy v dnešní době aktuálním tématem. Nejedná se o recyklaci pouze fosforu, ale také druhého nejdůležitějšího nutrientu – dusíku. Recyklace umožňuje snížit náklady na získávání těchto látek z jiných zdrojů anebo řešit jejich nedostatek (zejména v případě fosforu, protože získávání dusíku ze vzduchu je dobře zvládnuté).

Metody pro recyklaci fosforu jsou velmi dobře zpracovány v práci Sartoria et al. (2011), která shrnuje poznatky ohledně metod pro recyklaci fosforu k roku 2011. Jsou zde přehledně shrnuté metody použitelné jak pro vodnou fázi, tak pro pevnou, tedy kaly. Pro vodnou fázi připadá v úvahu srážení (pro opětovné využití nejlépe jako struvit), peletizace (opět ve formě struvitu) anebo adsorpce (s následným srážením). Separace z kalů se provádí buď po vyluhování anebo bez něj zpravidla s následným srážením (ať už jako hlinitá/železitá sůl, fosforečnany vápenaté anebo struvit), existuje také možnost termických procesů.

Pro recyklaci fosforu je možné využít také osmotický membránový bioreaktor –OMBR (Qiu, G., 2014). Odpadní voda, která byla použita v experimentu, byla mikroorganismy zbařená organického znečištění a amoniakálního dusíku. Ionty přítomné ve vodě (PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} a nezitrifikovaný NH_4^+) byly zachyceny před membránou přímé osmózy a docházelo k jejich zkoncentrování v reaktoru. Koncentrát byl následně využit pro srážení fosforu po zvýšení hodnoty pH (roztokem NaOH anebo stripováním CO_2). Byly vysráženy amorfní fosforečnany vápenaté a hořečnaté, v případě vysoké koncentrace amonických iontů v koncentrátu byl vysrážen i struvit. Bylo odstraněno 98 % TOC a bylo zachyceno 98 % P na membráně a 95 % P bylo vysráženo s možností následného opětovného využití. Bylo zjištěno, že proces dokáže recyklovat prakticky všechny fosfor kromě toho, který je asimilován bakteriemi. Příležitost pro membránové technologie – kombinace UF–MBR a ED–EDM umožňují účinnou výrobu hnojiv, např. struvitu (magnesium ammonium fosfát) nebo se uplatňují při získávání fosforu v dalších formách.

Použití chloridu hlinitého obsaženého v odpadní vodě v procesech odstraňování kalů

Chlorid hlinitý se používá jako Lewisova kyselina při různých syntézách API (Desireddy, 2017). Kyselý vodný Al^{3+} roztok vzniká jako vedlejší produkt takovéto syntézy. Hliník působí jako toxické činidlo pro vodní organismy, včetně ryb, bezobratlých a rostlin (Gensemer, 1999). Aby se předešlo narušení procesu s aktivovaným kalem, je nezbytné posoudit rizika toxicity těchto toků odpadů do biologických čistíren vod před velkovýrobou a při zkouškách toxicity musí být použita biocenóza z konkrétní ČOV (Cebere, 2009). Tento typ odpadních vod je vhodný pro opětovné použití jako koagulant v procesu odstraňování kalů a srážení přebytečného fosforu na ČOV v plném rozsahu. Pro dosažení nejlepšího výkonu procesu by měl být optimální rozsah pH a dávkování upraveny v závislosti na vlastnostech odpadní vody specifických pro daný případ. V mnoha situacích je třeba pokles pH po přidání solí hliníku kompenzovat přidáním alkalického roztoku. Regulace pH je důležitá také pro udržení minimálních úrovní rozpuštěného zbytkového hliníku ve vyčištěné odpadní vodě. Zařazení odpadní vody obsahující Al^{3+} do procesu odstraňování kalů umožňuje nahradit tradičně používaný komerční vodný roztok 40% FeCl_3 .

Použití anorganických kyselin nebo zásad pro regulaci pH v reaktorech s pohyblivým ložem pro biofilm (MBBR)

Aby se zabránilo extrémním výkyvům pH, je nutná velkoobjemová vyrovnávací nádrž. Alternativně mohou být koncentrované vodné roztoky anorganických kyselin nebo zásad, pokud jsou k dispozici jako vedlejší produkty z výrobních procesů, shromažďovány v samostatných nádobách a následně znovu použity pro regulaci pH v reaktorech biologického čištění. Pokud jsou alkalické vodné roztoky z výroby určeny k regulaci pH během procesu nitrifikace, nesmí obsahovat biologicky odbouratelné organické sloučeniny, které by přímo podporovaly růst heterotrofních bakterií. Afinita ke kyslíku a rychlost růstu nitrifikačních bakterií je ve srovnání s heterotrofními bakteriemi nízká, proto může nárůst heterotrofních bakterií nepříznivě ovlivnit nitrifikační bakterie soutěží o prostor, kyslík a další živiny, což vede k inhibici nitrifikace (Kim, 2013). Silně alkalický roztok NaOH lze také použít jako srážedlo k odstranění mědi z odpadních vod vznikajících během jiných vsázkových procesů.

Použití zpětně získávaných rozpouštědel jako snadno rozložitelného zdroje uhlíku pro denitrifikační procesy

Použitá rozpouštědla, která po několika cyklech využití již nejsou vhodná pro výrobu farmaceutických výrobků, představují velkou část kapalného odpadu produkovaného farmaceutickým průmyslem. Ve většině případů je zvýšený obsah vody důvodem, proč použitá rozpouštědla již nejsou vhodná pro opětovné použití v chemické syntéze. Rozpouštědla jsou obecně toxická a inhibují enzymatickou aktivitu mikroorganismů aktivovaného kalu (Zhao, 2016), avšak kontrolované přidávání některých rozpouštědel do toků odpadních vod může být pro mikroorganismy aktivovaného kalu prospěšné. Vzhledem k tomu, že účinnost denitrifikace na komunálních ČOV je často limitována nedostatečným obsahem uhlíku v nečištěných odpadních vodách (Tardy, 2012), mohou být vyčpělá rozpouštědla potenciálně zavedena jako externí zdroje uhlíku na komunální ČOV. Vzhledem k tomu, že použitá rozpouštědla jsou provozem z rozdílných výrobních procesů je možné je získávat odděleně od každého dávkového procesu, je možné přesně určit přítomnost farmaceutických zbytků v těchto rozpouštědlech. Kromě toho umožňuje vybrat rozpouštědla z výroby těchto léčivých látek, která vykazují srovnatelně lepší biologickou rozložitelnost na ČOV a nepředstavují terapeutické třídy, které mají významné nepříznivé účinky na ekosystém. Zavedení těchto postupů umožňuje snížení provozních nákladů ČOV, zvýšení účinnosti odstraňování dusíku a celkové zlepšení nakládání s farmaceutickým odpadem.

Využití odpadních vod obsahujících fosfor jako zdroje živin pro mikroorganismy aktivovaného kalu

Charakteristickým rysem farmaceutických čistíren odpadních vod je situace, že přítékající odpadní voda může být chudá na některé živiny a bohatá na jiné. Zdroj fosforu v první MBR a hladina anorganických fosforečnanů je sledována v první a poslední MBR, protože nízká dostupnost fosforu silně ovlivňuje účinnost biologického rozkladu a podporuje růst vláknitých bakterií (Kroiss, 2011).

5.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod

Oxidační čištění odpadních vod využívá ozón a/nebo peroxid vodíku k oxidaci organických látek, biologických látek a uhlíkatých detritů ve vodě a jejich přeměně na oxid uhličitý (CO₂). Fotochemická oxidace přidává do procesu ultrafialové světlo, zvyšuje oxidaci do aktivovaného stavu a mnohonásobně ji zvyšuje, aby se zničily nebo ošetřily biologicky nerozložitelné organické kontaminanty. Fotochemická oxidace rozkládá a oxiduje molekuly BSK a CHSK za vzniku CO₂ a vody v proudu odpadních vod.

Mnoho biotechnologických zařízení, která používají autoklávy ke zničení mikrobiálního materiálu zbylého po sklizni, vypouštějí autoklávovaný materiál do odpadu spolu s odpadní vodou. Tím se zvyšuje BSK v drenážní vodě a odtoku do čistírny odpadních vod. Pokud by byla použita fotochemická oxidace, mikrobiální materiál by mohl být oxidován a eliminován během několika minut a produkoval pouze CO₂. To by mohlo eliminovat potřebu povolení BSK, protože voda ošetřená fotochemickou oxidací je nedotčená a mohla by být recyklována do jakéhokoli modulu čištění procesu pro opětovné použití.

Průmyslová odvětví musí najít způsoby, jak uzavřít své výrobní smyčky. Elektrodialýza (ED), jako je konvenční ED, selektivní ED, ED s bipolárními membránami a EED s filtračními membránami jsou procesy, které v minulých desetiletích a v poslední době prokázaly svůj potenciál a ekologickou účinnost. Tento přehled představil nejnovější možnosti valorizace mezi (limitů) v různých průmyslových odvětvích (vodárenství, potravinářství, těžební průmysl, chemie atd.) k nakládání s odpady nebo vedlejšími produkty zdrojů prostřednictvím

elektrodialyzačních procesů a ke zlepšení globální průmyslové udržitelnosti přesunutím směrem k oběhovým procesům. Upozorňuje se na omezení stávajících studií, zejména pokud jde o ekoeфекtivitu.

Základní porozumění transportu iontů v ionexových membránách (IEM) může přispět k návrhu IEM, čímž se jejich aplikace rozšíří. Kamcev (2017) zhodnotil nedávný pokrok v modelování iontového rozdělování a difúze v IEM a spojovat výkon IEM s odpovídajícími základními vlastnostmi membrány. Donnan-Manningův model pro iontové dělení a Manning-Meauresův model pro iontovou difúzi, odvozené z Manningovy teorie protiiontové kondenzace, jsou podrobně diskutovány a byly široce citovány v IEM literature. Kromě toho je mezi podobnými modely pro předpovídání transportních vlastností IEM prováděn soucit. Nakonec je zdůrazněna jedinečná role modelů Donnan-Manning a Manning-Meaures.

Elektrodialyzační procesy lze totiž optimalizovat tak, aby se snížila spotřeba energie a zvýšit účinnost; je však třeba stanovit skóre ekologické účinnosti, aby bylo možné porovnávat elektrodialýzy s konvenčními procesy a podpořit jejich výhody. Z přehledu vyplývá vysoký potenciál různých typů elektrodialyzačních procesů pro úpravu odpadních vod a kapalných vedlejších produktů za účelem zvýšení přidané hodnoty nebo získání nových surovin. Zdůrazňuje také velký zájem o využití ekologicky účinných procesů v rámci oběhového hospodářství. Ideální scénář pro udržitelný rozvoj by byl přechod k ekologickému oběhovému hospodářství.

Správná úprava farmaceutických odpadních vod je proto zásadní, aby se zabránilo uvolňování těchto látek do životního prostředí a jejich potenciálním nepříznivým účinkům na lidské zdraví. Ve farmaceutickém průmyslu by bylo vhodné prosadit keramické membrány díky své výjimečné schopnosti vydržet opakovanou parní sterilizaci a drsné chemické čištění, které předčí schopnosti polymerních membrán. Jejich úspěšná aplikace zahrnuje získávání antibiotik, filtraci fermentačního roztoku a ošetření „vodou pro injekce“ (Taheran, 2016). Použití keramických membrán nabízí několik výhod, jako je delší životnost, energetická účinnost a snazší postupy čištění. Tyto keramické membrány poskytují nejen vynikající filtrační výkon, ale také inhibují růst mikroorganismů a zaručují výrobu vysoce kvalitních farmaceutických produktů. Využití keramických membrán ve farmaceutickém sektoru představuje několik výhod, včetně přirozené biokompatibility, odolnosti vůči růstu bakterií a schopnosti vydržet opakovanou chemickou a parní sterilizaci při zvýšených teplotách, což je vlastnost, která představuje pro polymerní membrány problémy. Začlenění keramické ultrafiltrace (UF) do hybridního systému pro výrobu ultračisté „vody pro injekce“ v lékařských aplikacích slouží jako účinné opatření ke zmírnění mikrobiální proliferace a kontaminace v potrubním systému, zejména ve scénářích, kdy polymerní membrány postrádají odolnost vůči periodické parní sterilizaci.

5.4.1 Elektrochemické membránové technologie (EMT)

Za elektrochemické membránové technologie se označuje spojování procesů na bázi membrán pracujících v elektrickém poli. V elektrochemickém membránovém procesu se uplatňují jak elektrochemické jevy (např. elektromigrace/elektroforéza, elektroosmóza, elektrosorpce, elektrolýza, EF, elektrooxidace, elektroredukce a mikrobiální metabolismus) a elektrochemické procesy a zároveň lze pozorovat membránové jevy (např. zanášení, separaci, selektivitu). Kromě toho je spojení obou procesů výhodné pro zvýšení separačního výkonu, protože například umožňuje usnadnění přenosu hmoty, zmírňuje zanášení membrány a v případě energetického využití zlepšuje účinnosti nabíjení.

Podle charakteristik membrán používaných v elektrochemických membránových technologiích lze membrány rozdělit do dvou typů:

- Nevodivé, ale povrchově nabitě membrány, které umožňují průchod určitých iontů membrán novou vrstvou, zatímco jiné odmítají (např. IEM);
- Vodivé (CM), které mohou přenášet elektrony (např. kovové membrány).

Obě membrány mohou fungovat jako selektivní bariéry, přičemž každá z nich také vykazuje jedinečné vlastnosti při spojení s elektrickým polem. Vzhledem ke klasifikaci membrán lze odpovídajícím způsobem elektrochemické membránové technologie rovněž klasifikovat do dvou typů:

- elektrochemické membránové technologie založené na IEM;
- elektrochemické membránové technologie založené na CM.

Elektrochemické technologie založené na IEM zahrnují ED, EDBM, EDI, SED, EDM, RED, MFC, MDC a MCDI, zatímco elektrochemické technologie založené na CM zahrnují zmírňování zanášení membrán, elektrochemickou oxidaci membrán a elektrochemickou redukcí membrán.

5.4.1.1 Elektrolýza

Je známo, že elektrolýza probíhá, když se na elektrody ponořené do vody přivede přímý elektrický potenciál (potenciál musí být vyšší než „nefaradické“ reakční okno) bez vnější kontroly. Obecně platí, že anoda vytváří kyselý proud, zatímco katoda zásaditý proud. Typ elektrolýzních reakcí závisí zejména na dostupnosti chemických látek v okolí elektrod a na elektrochemickém potenciálu těchto reakcí. Procesy EED se dají využít k získávání vzácných kovů a přechodných kovů.

5.4.1.2 Elektroosmóza

Je vlastně označení pro elektroosmotický tok (EOF). Je to ve své podstatě pohyb vody vyvolaný pohybem čistého pohyblivého elektrického náboje v dané oblasti vodného roztoku. Při pohybu kationtů ke katodě je ke katodě transportována i hydratovaná voda kationtů. Jelikož H-vazba je kohezní podstatou hydratované vody, může vést k tomu, že celý pufrovací roztok je přetahován ke katodě, a tím vzniká EOF. Elektroosmotický tok lze různě modifikovat. Lze jej potlačit např. pomocí nízkého pH (nedojde k ionizaci daných skupin).

Elektro-přímá osmóza (EFO)

Pokud je známo, systematické vyčíslení nákladů na systém EFO dosud nebylo provedeno. Mohli bychom však extrapolovat některé diskuse z konvenční FO. Pokud jde o spotřebu energie, je běžným předpokladem, že energie potřebná při EFO by měla být vyšší než u konvenčního systému FO v důsledku použití proudu/napětí napříč napájecím roztokem v EFO. Avšak vzhledem k tomu, že systém EFO se vyznačuje antifoulingovým a samočisticím potenciálem, je zřejmé, že plocha membrány potřebná k dosažení určité produktivity vody by měla být nižší, protože EFO může zajistit lepší flux a tím i průtok vody (Son, 2019). To je patrné ze studie, která porovnávala přerušovanou tlakovou FO (IPAFO) s FO a PAFO (Lee, 2017). U IPAFO byla zjištěna nejvyšší produktivita vody díky menšímu zanášení membrány během provozu, což naznačuje schopnost IPAFO šetřit plochu membrány a minimalizovat spotřebu energie během provozu. Tím spíše, že technologie EFO je v současné době založena na elektrolýze vody, o níž je známo, že má vysokou spotřebu energie (téměř 9 kWh při napětí 2,9 V a 100 mA) (Lee, 2017), je logické předpokládat, že EFO bude spotřebovávat více energie

než tradiční FO. Nicméně vysoká míra využití (díky vysokému toku vody v EFO) může tento předpoklad vyvrátit.

Je žádoucí provést systematické vyčíslení nákladů na EFO prostřednictvím podrobné analýzy energie a celkových nákladů na zpracování. To je důležité pro vyhodnocení proveditelnosti procesu ve srovnání se zavedenými procesy. Současně je třeba vzít v úvahu, že někteří autoři zaznamenali obavy z oxidační degradace vodivých membrán EFO, bylo by užitečné průběžně optimalizovat vlastnosti membrán tak, aby se zlepšila jejich chemická stabilita. To by následně vedlo k prodloužení životnosti, minimalizaci četnosti výměny membrán a výraznému snížení nákladů na čištění odpadních vod. Autoři rovněž upozornili na obavy spojené s vysokým anodickým potenciálem. Vlastnosti elektrod by měly být optimalizovány tak, aby pracovaly při nižším napětí, čímž by se snížila spotřeba energie při provozu EFO, a tím by se snížily celkové náklady na čištění. Vyřešení výše uvedených problémů EFO by mohlo vést k nízkým nákladům na úpravu vody.

5.4.1.3 Elektroforéza a elektromigrace

Elektromigrace (nebo elektroforéza) je pohyb iontů (nebo nabitých částic) ve vodném prostředí, který je poháněn elektrickým polem aplikovaným mezi elektrodami. Obecně se jedná o kationty/pozitivně nabité částice, které se pohybují směrem ke katodě, zatímco anionty – záporně nabité částice se pohybují směrem k anodě.

5.4.1.4 Elektrosorpce

Elektrosorpce je migrace iontů do elektrických dvojrstev (EDL), které se vytvořily podél pórů na povrchu na rozhraní elektroda/voda. Elektrosorpce je v elektrifikovaných systémech všudypřítomná a přispívá k odstraňování iontů v závislosti na potenciálu elektrody (vyšší potenciál nad nefaradickým reakčním oknem povede k elektrolyze) a vlastnostech elektrody (např. specifický povrch)

5.4.1.5 Elektrochemická oxidace/redukce

Elektrochemická oxidace a redukce jsou redoxní procesy zahrnující přenos elektronů z elektrody. Tyto procesy mohou odstraňovat cílové znečišťující látky prostřednictvím přímých i nepřímých účinků. Při přímém elektrochemickém redoxním procesu jsou znečišťující látky nejprve adsorbovány na povrchu elektrod a poté odstraněny přímým přenosem elektronů z elektrod. Při nepřímém elektrochemickém redoxním procesu se vytvářejí meziprodukty (např. -OH, H), které pak spolu reagují s cílovými druhy.

Elektrochemická membránová technologie (EMT) zahrnuje aplikaci elektrického pole v membránových procesech. Použití *reaktivní* elektrochemické membrány (REM) bylo považováno za paradigma při dosahování vyššího výkonu, protože elektrochemická membrána (ECM) procesy snižují/odstraňují potřebu používání chemických látek (Yang, 2022), zlepšují permeát a jsou účinné při rozkladu několika sloučenin a některých organických kontaminantů (Guo, 2016; Yang, 2022). Mezi hlavní procesy ECM patří elektrodialýza (ED), reverzní ED (RED), elektro-forward osmóza (EFO), elektrochemická membránová oxidace (EMO), elektrolyza (EE), elektrochemická membránová redukce, elektrochemická membránová filtrace (EMF), elektrotermický membránový proces, a bioelektrochemický membránový proces.

Náklady na EMT jsou důležité pro posouzení ekonomické životaschopnosti technologie pro různé typy membrán a pro různé aplikace. Diskuse o nákladových důsledcích EMT

vycházejí z hodnocení zařízení EMT v pilotním a demonstračním měřítku. Stav a příležitosti pro rozšíření této technologie by měli vést k zjištění silných a slabých stránek.

Mnoho procesů EMT se potýká s problémem přechodu od "nadějně technologie" na "komercializovanou a praktickou technologii". Omezení na laboratorní = stolní měřítko jednotky, byly do značné míry způsobeny relativně vysokými náklady na tuto technologii. K dosažení těchto systémů ECM k rozsáhlé komercializaci, je třeba provést energetické hodnocení což znamená, že je nezbytné vyhodnotit jejich ekonomickou proveditelnost. Tedy zejména specifickou spotřebu energie (SEC), definované jako energie potřebná k provozu systému na m³ vyrobeného permeátu (důležitým faktorem pro posouzení energetických nákladů EMT).

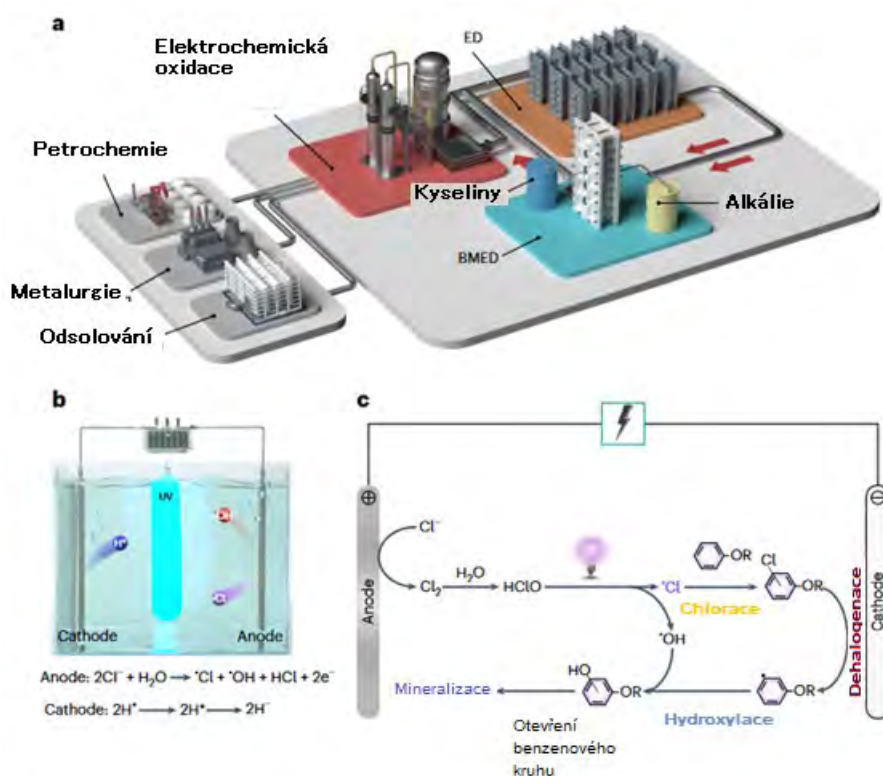
Díky své vysoké reaktivitě a krátké životnosti je oxidační •OH distribuován v tenké vrstvě poblíž stěny kanálu, což je reakční hotspot pro DET i radikálovou oxidaci. Zmenšením průměru kanálku lze výrazně snížit difúzní délku reaktantů, což vede k urychlenému přenosu hmoty a zmírněné koncentrační polarizaci v blízkosti povrchu pórů. V důsledku toho je posílena mezifázová vazba elektronů, reaktantů a •OH. Nerovnoměrně distribuovaný potenciál v malých kanálcích však inhibuje tvorbu •OH, což může bránit degradaci žáruvzdorných kontaminantů, ale zvyšuje selektivitu vůči reakcím DET. Kromě toho simulace také odhalila, že výkon elektrooxidace se nemusí nadále zlepšovat, pokud se velikost pórů dále sníží v důsledku inhibice tvorby •OH. Kromě toho se zvýšení účinnosti přenosu hmoty stává náročným, protože koncentrační polarizace již byla významně zmírněna v REM 7 μm. Tato zjištění naznačují, že existuje optimální velikost pórů pro REM, což je v souladu s výsledky předchozích studií. Kromě toho je distribuce potenciálu také ovlivněna vlastnostmi (např. koeficientem přenosu, potenciálem nástupu pro vývoj kyslíku a tortuozitou) a provozními parametry (např. aplikovaným proudem) elektrody, jak ukazují simulace. To naznačuje, že reakce v pórech mohou být přesně řízeny regulací struktury elektrody a provozních podmínek. V tomto ohledu lze dosáhnout nákladově efektivních systémů REM s vysokou reakční kinetikou a selektivitou hlubokým pochopením efektu prostorového omezení.

V práci Kang a kol. (2023) uvádí, že mechanismus elektrochemické reakce uvnitř uzavřených mikropórů je významně ovlivněn velikostí pórů. Ačkoli faktory jako nepravidelná struktura pórů a tvorba kyslíkových bublin nebyly ve zjednodušeném modelu brány v úvahu, jeho přesnost při objasňování prostorově omezených oxidačních procesů je adekvátní. Jejich zjištění poskytují užitečné vodítko pro návrh nákladově efektivních REM a návod k regulaci reakčních drah. S rychlým rozvojem elektrokatalýzy vykazuje efekt omezení v REM slibný aplikační potenciál při sanaci životního prostředí a chemické syntéze. Vliv lokálního pH a povrchového náboje reaktantů na elektrochemické reakce je jedno ze zásadních témat, které vyžaduje jak hlubší zkoumání, tak provozní ověření stability. Budoucí práce jsou také nutná k prozkoumání efektu omezení v nanorozměrových kanálech pomocí lepšího návrhu porézního substrátu membrán. Kromě toho je in operandů vizualizace elektrochemických procesů v mikro kanálech dalším nezbytným úkolem pro lepší odhalení a regulaci efektu prostorového omezení. Vzhledem k tomu, že elektrokatalytická redukce je nově vznikající technikou sanace odpadních vod a obnovy zdrojů vody, je aplikace takové metodologie na katodové systémy další důležitou oblastí výzkumu. Kromě toho je aplikace takové metodiky na foto(elektro)katalytické systémy atraktivní pro získání náhledu na cestu přímého přenosu a cesty radikálů •OH.

Redoxní elektrochemická dekontaminace slaných OV ($\geq 3,5\%$)

Průmyslové hypersalinní odpadní vody obsahují různé znečišťující látky, které poškozují životní prostředí. Znovuzískání čisté vody, alkálií a kyselin z těchto odpadních vod může podpořit oběhové hospodářství a ochranu životního prostředí. Ochranu životního prostředí. Současné elektrochemické a pokročilé oxidační metody však procesy, které se při rozkladu organických sloučenin spoléhají na hydroxylové radikály, jsou neúčinné a energeticky náročné. Zde uvádíme průtokový redoxně neutrálním elektrochemickém reaktoru (FRER), který účinně odstraňuje organické kontaminanty z hypersalinních odpadních vod prostřednictvím reakčních reakcí cestou chlorace-dehalogenace-hydroxylace za účasti radikálů. Radikálovou křížovou vazbou. Experimenty v laboratorních měřítku ukazují, že FRER dosahuje více než 75 % odstranění celkového organického uhlíku v různých oblastech a zachovává si dekontaminační účinnost po dobu více než 5 let. Integrace FRER s elektrodialýzou snižuje provozní náklady o 63,3 % a emise CO_2 o 82,6 % v porovnání s technologií tradičními více účinnými odpařovacími a krystalizačními technikami. Odsolená voda, vysoce čistý NaOH (> 95 %) a vyrobená kyselina kompenzují průmyslovou výrobu a podporují tak globální cíle udržitelného rozvoje (Gang a kol., 2024). Nicméně přítomnost organických kontaminantů v matrici představuje výzvu tím, že způsobuje znečištění membrány a následně snižuje životnost membrány. Kromě toho přispívají k nečistotě u produktů, které vyžadují další úpravu, čímž se zvyšuje finanční zátěž spojená s čištěním produktu. Aby se tomu zabránilo, je výhodné eliminovat organické kontaminanty před zahájením procesu elektrodialýzy (ED) (obr. 12a). Tradiční procesy oxidace, jako je Fentonova reakce a ozonace, které jsou obvykle vysoce účinné při odstraňování organických kontaminantů, ztratí svou účinnost, když jsou konfrontováni s vysokou koncentrací Cl^- v matrici v důsledku rychlé reakce Cl^- s hydroxylovými radikály ($\bullet\text{OH}$). V současné době je preferováno elektrochemické ošetření zahrnující elektrokatalytickou reakci chloru (CER) na anodě pro oxidaci organických nečistot. Konvenční elektrochemické systémy používají sekci ultrafialového záření (UV) k disociaci chloru OUS na reaktivní druhy chloru a $\bullet\text{OH}$ (Obr. 12b).

V slaném roztoku koncentrace Cl^- a ClO^- jsou srovnatelné nebo ještě vyšší než u $\bullet\text{OH}$. Reaktivní druhy chloru prostřednictvím chlorovaných meziproductů transformují buď abstrakci vodíku nebo chlorace nenasycených C–C vazeb. Tyto meziproducty jsou však odolné vůči $\bullet\text{OH}$ oxidaci a představují větší nebezpečí než jejich nadřazené sloučeniny, s dobře zdokumentovanými zdravotními riziky, včetně indukce rakoviny močového měchýře a vrozených vad. Ukázalo se, že jejich odstranění konvenčními reaktory je nákladné. V předchozích pracích byl vysloven závěr, že tento navrhovaný proces je účinný a ekonomický. Odstranění organických kontaminantů z hypersalinových odpadních vod zůstává, ale bohužel, i nadále dlouhodobou výzvou.



Obr. 12 Elektrochemický membránový systém k čištění slaných OV (Zhang, 2014)

- a) 3D znázornění integrovaného elektrochemického systému pro získávání zdrojů z různých zdrojů hypersalinných odpadních vod. Elektrooxidační zařízení odstraňuje organické nečistoty a systémy ED a BMED získávají z odpadních vod čistou vodu, přečištěnou zásadu a kyselinu. Červené šipky znázorňují směr proudění.
- b) Schéma znázorňující reaktivní chlorné radikály (Cl^{\bullet}) hydroxylové radikály (OH^{\bullet}) a různé redukční formy vodíku v konvenčním elektrochemickém článku pro UV-chlorové čištění odpadních vod.
- c) Schéma nové cesty CDH pro oxidaci organických nečistot ve vodách. Teh radikál-radikálová zkřížená adiční reakce OH^{\bullet} v CDH obchází složité kroky adice OH^{\bullet} , tvorby O_2 a odběru HOO^{\bullet} .

Pomocí dvou fotoelektrod ve foto elektrochemickém modulu (články) dochází k redukci H_2O na atomární vodík (H^{\bullet}) na katodě a $\text{OH}^-/\text{H}_2\text{O}$ na OH^{\bullet} oxidaci na anodě, tyto reakce mohou probíhat současně, aby se dosáhlo redoxně neutrální elektrochemie. Prakticky dochází současně k redox-neutrální elektrochemii chlorovaných organických materiálů, jako je kyselina trichloroctová a p-chloroanilin, které by byly v tomto systému účinně mineralizovány. Na základě těchto zjištění se usuzuje, že pokud mohou být vazby C-Cl v chlorovaných meziproductů katalyticky štěpeny, tak aby se na katodě generovaly radikály zaměřené na uhlík, radikál-radikální křížová spojení, reakce OH^{\bullet} jde dále cestou chlorace-dehalogenace-hydroxylace (CDH) (Obr. 12c). Cesta CDH dokonale vyřeší s chlorovanými meziproducty, které vznikají při hypersalinním čištění odpadních vod. Kromě toho se přidání $-\text{OH}$ pro mineralizaci organických kontaminantů v cestě CDH by mohl být více účinnější ve srovnání s uváděnou cestou konverze zahrnující OH^{\bullet} , tvorbou O_2^{\bullet} a abstrakcí HOO^{\bullet} , která vyžaduje rozdělení na dvě části O_2 pro elektrofilní reakci v konvenční elektrochemické reakci pokročilých oxidačních procesech.

Současné elektrochemické moduly (Obr. 12b) nemohou dosáhnout navrhované reakce CDH, protože velká mezera mezi anodou a katodou brání tomu, aby se radikály dostaly k sobě dostatečně rychle. Použití OV obsahující soli pro elektrolýzu způsobuje, že kationty a protony soutěží o transport náboje napříč modulem. Špatný přenos hmoty v přítomnosti iontů Na^+ způsobuje, že H^+ z reakce vývinu kyslíku (OER) zůstává v blízkosti anody, což snižuje místní pH a vyvolává velký gradient pH v konvenčním elektrochemickém reaktoru. Tím se zvyšuje termodynamický potenciál anody i anodového zdroje. Kromě toho, náhodný rozptyl nízkoenergetického tepla a omezený přenos Cl^- také způsobuje rychlou elektrochemickou přeměnu RuO_2 na anodě na těkavý RuO_4 . Taková koroze zkracuje provozní životnost reaktoru a anody na bázi RuO_2 v elektrochemických modulech.

Elektrochemický membránový systém založený na CNT

Membrány a elektrody založené na CNT mohou poskytnout relativně velké povrchové plochy pro elektrochemické membránové procesy. Materiály s velkými specifickými povrchovými plochami spotřebovávají méně energie.

Pokud bychom shrnuli publikované pozorování, tak můžeme vyslovit tyto postřehy: že kombinace nízkoenergetických nákladů a vysoké specifické povrchové plochy membrán přispívají k vysoké regeneraci toku (fluxu). Náklady na materiály pramení ze způsobu výroby elektrochemické membrány založené na CNT, která nejčastěji zahrnuje uložení vrstvy CNT na horní část porézní podpory. Zuo a kol. (2020) odhadovali, že povlak vrstvy CNT o tloušťce 1 mm na plochu 1 m^2 by vyžadoval 0,66 g CNT, což jsou materiálové náklady 1,88US $\$/\text{m}^2$. K nákladům na materiál a energii existují také náklady související s vlivem přítomných minerálů a prevencí biofoulingu. U REM založených na CNT jsou náklady na prevenci měřítka minerálů a biofouling elektrochemických membrán v rozmezí 0,002 0,014 a 4,31 kWh/ m^3 , což představuje 0,27% 1,87% a 0,06% nárůst oproti energetickým požadavkům na procesy podzemní vody RO procesy. S komercializací elektrochemických membrán založených na CNT v dohlednu je nevyhnutelná práce s velkým potenciálem ve velkém měřítku, a proto vyžaduje korozi odolné elektrody (např. titan potažený platinou), což také potenciálně zvýší náklady na materiál membránových modulů.

S nedávným postupem hromadné výroby CNT a její dostupností pro nákupy v jednotkách kilogramů se však neočekává, což možná výrobě komerčních CNT zabrání, a tedy i výrobě elektrochemických membrán založených na CNT. Výzkumem vytvářené levné alternativy ke korozi rezistentním proti elektrodám k dosažení nákladově efektivních a HP-komercializovaných CBEMS. Navzdory této výzvě elektrochemické membrány založené na CNT nabízejí životaschopné a efektivní čištění odpadních vod při srovnání s UF, RO a jinými separačními technikami.

5.4.1.6 Elektro-Fentonova reakce

EF je elektrochemicky asistovaná Fentonova reakce, při níž mohou vznikat hydroxylové radikály (-OH) mezi H_2O_2 a železem. Na rozdíl od potřeby Fentonova činidla ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$) při klasickém Fentonově procesu, se mohou in situ elektrogenerovat H_2O_2 nebo regenerovat Fe^{2+} prostřednictvím elektrokatalýzy (Long, 2022). Jedná se tedy o elektrochemický pokročilý oxidační proces založený na in situ generování hydroxylových radikálů ($\bullet\text{OH}$) elektrokatalytickým způsobem. Činidla potřebná k vytvoření $\bullet\text{OH}$ se tvoří (H_2O_2) nebo regenerují (Fe^{2+} jako katalyzátor) elektrochemicky.

5.4.1.7 Mikrobiální metabolismy

Mikrobiální metabolismy by mohly vyrábět elektřinu v bioelektrochemických systémech. Bakterie by mohly přenášet elektrony z "paliva" (např. organické látky, dusičnany, sírany, oxid uhličitý atd.). Poté jsou elektrony buď přímo nebo nepřímo přenášeny z buňky na přítomné oxidy kovů nebo elektrody.

Zahrnutí mikrobiálního společenství do kalkulace nákladů na BEMS odlišuje tento proces od ostatních elektrochemických membránových procesů. V důsledku toho se kvalita produktu a energie spojené s tímto systémem mohou být značně ovlivněny návrhem systému, teplotou, pH, akumulací biofilmu, typu a povahy OV a dalším. Tyto faktory jsou rozsáhle diskutovány v různých přehledových publikacích o MFC na bázi keramiky, který např. provedl James a kol. (2022). Z jejich přehledu lze dojít k závěru, že elektrody a/nebo REM (aniontově a kationtově výměnné membrány) mohou představovat 50-85 % celkových nákladů na BEMS. Autoři také dospěli k závěru, že nízké náklady na keramické membrány by mohly být velkou možností k dosažení komercializace a rozsáhlé implementace MFC (Zheng, 2018). Tedy z vyhodnocení systémových nákladů na BEMS z pilotního měřítka pro komunální účely čištění odpadních vod se zohledněním jejich nákladových složek včetně různých materiálů, jako jsou uhlíková vlákna (515,08 USD), Ti vlákna (378,8 USD), PTFE pro elektrodu (170,25 USD), perforovaná oddělovací deska (205,8 USD); polyuretanová deska (20,5 USD nebo polymerní houby jako porézní matrice pro dynamické membrány (41,16 USD), které jsou schopny významně snížit náklady díky nahrazení drahé iontově výměnné membrány velmi levnou polyuretanovou houbou (He a kol., 2019). Bylo zdůrazněno, že použití dynamického mikrobiálního separátoru na bázi vznikajícího biofilmu nedochází k zabránění přenosu iontů, tvorbě gradientu DO a chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a stabilitě systému, a to i přes jeho nízkou cenu. Dalšími složkami investičních nákladů byla výroba reaktoru BEMS s použitím PVC desek (298,5 USD) a příslušenství, jako jsou vodiče, odpory, PPR trubky a ventily v celkové hodnotě 92,5 USD. Náklady na čištění 1 m³ odpadní vody z městské ČOV činily 1135 USD, což z něj činí nízkonákladový proces, který lze přičíst tomu, že se v návrhu procesu vyhnul použití IEM a nadbytečných konstrukčních materiálů. Kartáč z uhlíkových vláken (elektroda) představoval přibližně 52,5 % celkových investičních nákladů, což je hodnota v rozmezí zjištěném v literatuře (He, 2019; James, 2022). Nahrazení drahých modulů BEMS by mohlo být lepším způsobem, jak dosáhnout úspory nákladů díky nižším nákladům na výrobu a údržbu membrán. Podobnou komplexní analýzu nákladů představil Lu (2017) ve své studii o použití 20-L MFC pro čištění odpadních vod pivovaru. Z práce vyplývá, že 75 % nákladů na výrobu je na konstrukci a přizpůsobené obrábění, což má za následek relativně vysoké náklady (Zahid, 2022). Předpokládá se však, že použití vstřikovacích forem pro výrobu částí reaktoru MFC by mohlo snížit náklady na výrobu systému na 600 USD. Kromě toho s 10letou provozní životností by byli kapitálové náklady 60 US \$/m³/rok. Strategie úspory nákladů navrhované pro budoucí rozsáhlé implementaci zahrnují automatizaci vzorkovacích a monitorovacích systémů, které by snížily náklady na práci (Lu, 2017). Jedna z nedávných studií, které zvažovaly analýzu nákladů MFC, je práce Nasrabadiho a Moghimiho (2022). Ve studii systému MFC předpokládali, že zvětšení MFC by mohlo pomoci snížit náklady na každý modul z 5 \$ na 1 \$ (0,8 \$). S tímto předpokladem a tím, že zdroj odpadních vod bylo zdarma, náklady na jejich systém MFC byly cca 1 590 \$/h, včetně nákladů na pořízení a údržbu. To odpovídá nákladům na jednotku energie generované 1570 \$/kW a období návratnosti investice by byla 2,6 roku. Tato čísla prokázala, že je možné provést rozsáhlou komercializaci jednotek MFC pro úpravu vody spojené s energetickou koprodukcí. MEC, jako modifikace MFC s elektrolyzou, byly také hodnoceny z hlediska jejich ekonomické životaschopnosti při čištění produkce odpadních vod

a bioplynu. Escapa a kol. (2012) provedli ekonomické hodnocení používání MEC založeného na scénáři MEC v městské ČOV. Ve své analýze zajímavě prozkoumali vliv hustoty, účinnosti katodické konverze (CCE) a cen vodíku na techno-ekonomické hodnocení úpravy založené na MEC. Byly zváženy čtyři návrhy ČOV, včetně Scénář 0 (S0) jako stávající ČOV; Scénář 1(S1) jako základní scénář, který používá reaktor MEC pro mikrobiální odstranění z vstupního roztoku před aerobním ošetřením, životnost s 5letým MEC; Scénář 2 (S2, střední scénář), ve kterém MEC reaktor odstraní 44 % CHSK, využití energie 1 kWh/kg-CHSK v důsledku zlepšené vodivosti materiálu a životnost 7 let; Scénář 3 (S3, optimistický scénář) s proudovou hustotou dosahující 5 A/m², snížená spotřeba energie 0,9 kWh/kg-CHSK, coulombická účinnost 50 %, CCE 90 % a 0,8 m³/m³/den produkce biovodíku (objem vodíku na objem anody denně) a životnost zařízení 7 let. Reaktor MEC představuje většinu investičních nákladů závodu. I když z více než 75 % z celkových nákladů šlo do nákupu modulů MEC, může být stále možné aplikovat technologii MEC v ČOV. Zajímavé je (požadavek), aby se úprava založená na MEC v praktické ČOV, tak provozní výdaje a struktura celé ČOV byla téměř neměnná (s ohledem na S₀) pro všechny vyhodnocené scénáře. Poměrně nízký výkon reaktoru MEC v S1 vyžadoval údržbu. Kapitálové výdaje ČOV (a její struktury) na S₀. Naproti tomu zlepšení výkonnosti MEC předpovědané v S2 a S3 umožnila výrazně zvýšit investici elektromechanického zařízení, což na ČOV umožňuje zvýšit odstranění o 45 %, aniž by to ovlivnilo proveditelnost.

MDC je tedy další typ BEMS. Existuje bohužel pouze několik, kde se uvádí posouzení nákladů MDC a tyto studie ukázaly, že náklady na MDC jsou vysoké, a to zejména z pohledu odsolování a výroby elektřiny. MDC však může snížit náklady na stavbu a provoz ČOV. Použitím cenově dostupných katolytů, jako je solný roztok, fosfátové pufrů s nízkou koncentrací, roztoky solného pufru a biokatolyty. MDC vyžaduje více výzkumu a pokroku, protože jeho membrány a elektrody vytvářejí hlavní nákladovou položku MDC.

Systém je nejdražší ze tří BEMSS. Dalším důležitým bodem je, že kapitálové náklady na zvětšení procesu MDC ovlivňují ziskové rozpětí na její využitelné produkty. Při sestavování a integraci MDC hlavně na konstrukčních nákladech. Náklady na MDC pro terénní aplikace zůstávají drahé, a to i přes snižování nákladů na materiál reaktoru, elektrody a membrány, a to i v důsledku nákladů spojených s údržbou a servisem MDC. Indikace naznačují, že kapitálové náklady na MDC jsou kolem 7105 \$/m³. Podle posouzení nákladů provedených Zhangem a Angelidakimem (2016) představují náklady na modul z pohledu polykarbonátu nejvyšší procento celkových nákladů na MDC, následované náklady na bipolární membrány, katodu (Pt), anodu a napájení.

5.4.1.8 Bipolární elektrodialýza k úpravě pH odpadních vod

Mezi způsoby čištění alkalických odpadních vod patří acidobazická neutralizační metoda, chemická oxidační metoda a sedimentační metoda. Tedy musí se přidat velké množství chemických činidel, což je nepochybně plýtvání průmyslovými zdroji.

Bipolární elektrodialýza (EDBM) tedy nabízí snížení a šetření těchto zdrojů ze svého principu rozkladu solí na příslušné kyseliny a louhy. Je však třeba poznamenat, že pro každý konkrétní případ použití procesu elektrodialýzy je v závislosti na cíli nutné zvolit typ ED modulu a membrán, hydraulický okruh a elektrické parametry procesu. Problematika úpravy pH solných roztoků a průmyslových odpadních vod bez použití chemických činidel je dle mého názoru sice stále aktuální, protože by mohly zjednodušit používaná technologická schémata, snížit objem odpadních vod a náklady na chemická činidla a také koncentrování nebo dokonce recyklaci cenných produktů. Bohužel velkým nedostatkem bipolární elektrodialýzy je selektivita použitých membrány, takže není tímto procesem možné dosáhnout vysoké čistoty,

produkty vždy obsahují 1–15 % zbytkových solí a ani vysoké koncentrace. Max koncentrace vzniklé kyseliny a báze založené na EBBP a ED je 4–8 %. NaOH v alkalické odpadní vodě a její hmotnostní koncentrace je často menší než 50 g/l zředěného roztoku NaOH což je v mnoha případech daleko od požadavků průmyslové aplikace. Tento nedostatek by se dal kompenzovat v případě odpadního zdroje tepla membránovou destilací (multi-efektová membránová destilace s funkcí částečného zpětného získávání latentního tepla MEMD). Kde by bylo možné dosáhnout komerčních koncentrací 25 % (v případě NaOH) – 60 % (v případě H₂SO₄) %. Ale stále bohužel s nutností odstranit zbývající nečistoty a odstranit dvojmocné Ca²⁺ a Mg²⁺ před vstupem do EDBM. Další velkou výzvou je, jak tento systém přizpůsobit malým podnikům a jak tento systém automaticky řídit a tím regulovat přítok odpadních vod a zpětné dávkování do předúprav odpadních vod.

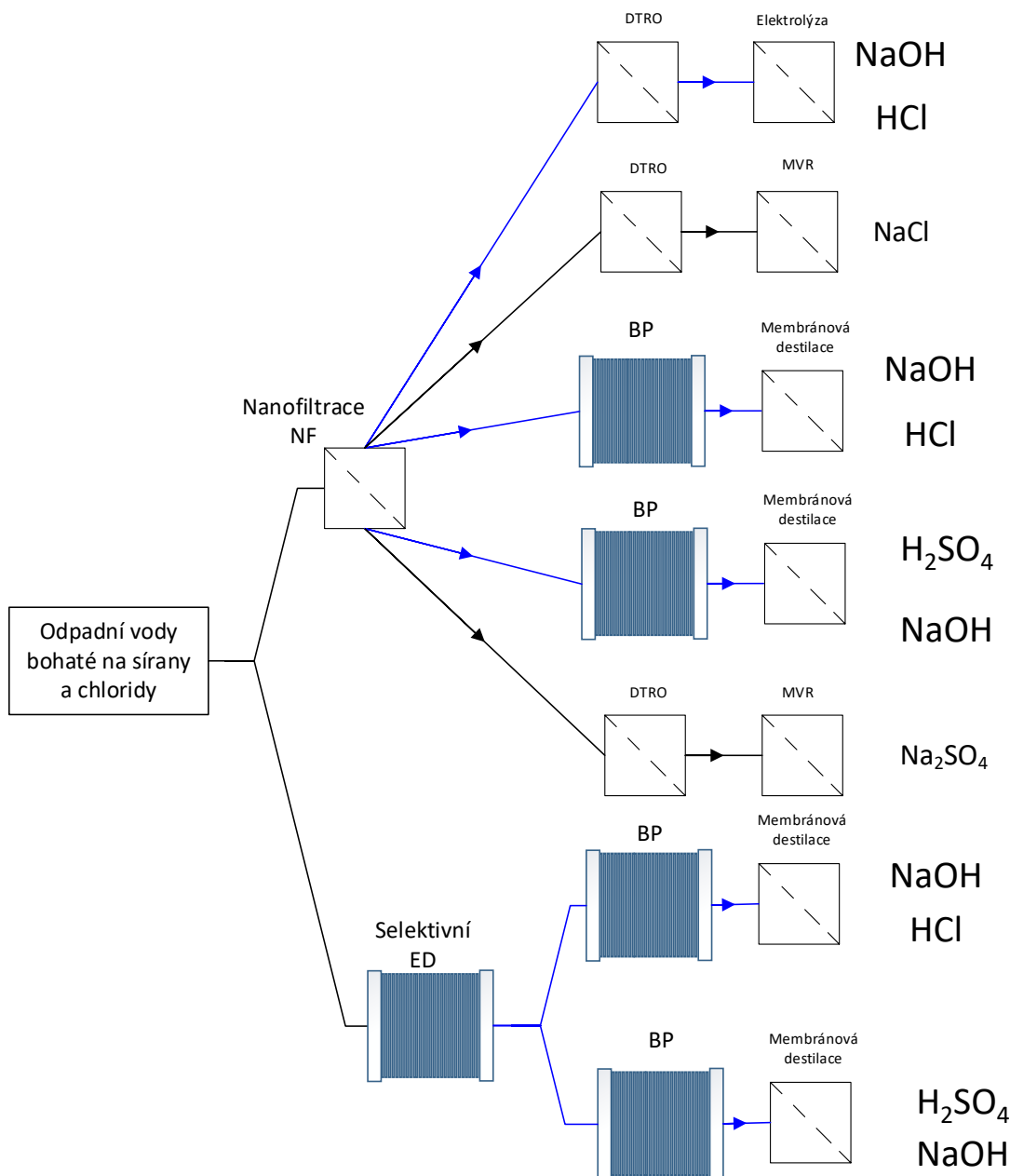
Tabulka 17. Příklady zdrojů odpadní H₂SO₄ (hm.%)

> 1	Čisticí prostředky, mlékárenství, plastikářství, potravinářství a pivovarnictví
> 5	Moření kovů, tištěné spoju, strojírenství
10	Činidla pro odbarvování, klinické použití, laboratorní použití
11–20	Úprava CPC, průmysl výroby pigmentů, eloxovny
21–30	Výroba síranu amonného
30–33	Kyselina z baterií
31–40	Hydrolýza alkoxidů na alkoholy ve výrobě detergentů
45	Redoxní reakce
41–50	Polymerizační reakce
50–60	Extrakce platiny a rhodia z rud
60–96	Hydrometalurgie
62–63	Kyseliny pro výrobu hnojiv
70	Alfa-modrý pigment
70–78	Komorový způsob výroby H ₂ SO ₄ nebo Gloverova kyselina
80–90	Alkylační jednotky, rafinerie ropy
91–98	Katalyzátor pro esterifikační reakce

Použití EDBM s elektro-ED (EED) k výrobě hydroxidu sodného z použitého louhu, je také jednou z cest. EED se liší od EDBM, pokud jde o štěpení vody, protože k fenoménu disociace vody dochází v důsledku redukce (produkce OH⁻ z disociace vody) a oxidačních reakcí (produkce H⁺) na katodě a anodě místo na membránovém rozhraní BM. EDBM umožňuje vyšší základní výtěžek a proudovou účinnost, ale za vyšší náklady ve srovnání s EED (v tomto pořadí 0,97 \$/kg NaOH oproti 0,86 \$/kg NaOH) (Wei, 2013). Nicméně, pokud jde o průmyslové měřítko, ekonomika EDBM by byla nižší než EED, protože v sestavě EDBM je potřeba pouze jeden pár elektrod s více BM, aby se zvýšil povrch účinné membrány, a tedy účinnost procesu při současném zvýšení produktivity EED. Je vyžadováno zařazení více elektrod na membránový pár, což značně zvyšuje náklady procesu. EDBM představuje z dlouhodobého hlediska více přínosů pro životní prostředí tím, že zabraňuje sekundárnímu znečištění. EDBM byla např. použita jako náhrada konvenční výroby kyseliny salicylové pro ekologicky účinnější a čistší výrobu. Výroba kyseliny salicylové totiž vyžaduje velké množství kyseliny sírové a vytváří velké objemy síranu sodného v OV (Liu et al., 2015). Proces byl optimalizován s použitím smíšeného roztoku voda/etanol v systému který zvyšoval rozpustnosti kyseliny salicylové. Spotřeba

energie byla optimalizována úpravou proudové hustoty, koncentrace obsahu etanolu a salicylátu sodného. Tento navržený alternativní způsob je významný a představuje krok k čistší produkci ve vodě nerozpustných aromatických kyselin. Konvenční výroba a EDBM by mohly být porovnány pomocí výpočtu vzhledem k EE, aby se podpořila důležitost této metody. EDBM lze použít k separaci roztoků zachyceného CO₂, obvykle ve formě vodných uhličitánů nebo hydrogenuhličitánů, k regeneraci čistého CO₂. Nejznámější metodou separace CO₂ je přístup zachycování a sekvence uhlíku (CCS). Nicméně CCS nemá schopnost zachycovat CO₂ přímo z atmosféry. Pro další využití přímého zachycování CO₂ je nezbytné a by o něj byl zájem, protože jeden galon automobilového benzínu uvolňuje do atmosféry přibližně 366 g CO₂ (Eisaman et al., 2011). Proto byl EDBM vyhodnocen jako návrh ekologicky efektivnější metody regenerace čistého CO₂ z roztoků uhličitanu draselného a hydrogenuhličitanu draselného. V této aplikaci EDBM byla sestava membrán složena ze střídavého vrstvení AEM a BM. Vlivem hnací síly, elektrickým proudem migruje CO₂ transportovaný ionty CO₃²⁻ nebo HCO₃⁻ do kyselého roztoku, kde se přeměňuje na plynný CO₂. Účinnost byla hodnocena výpočtem spotřeby energie. Celkové náklady na energii byly asi 300 kJ·mol⁻¹ CO₂ na zachycení a regeneraci a autoři je porovnávali se spotřebou energie při syntéze kapalných paliv 300 kJ·mol⁻¹ CO₂ v kontextu syntézy metanolu a uvážíme-li, že jeden mol CO₂ je ekvivalentní jednomu molu metanolu, odpovídá pouze 19 % celkové potřebné energie (Eisaman a kol., 2011). Byl také testován alternativní proces EDBM: vysokotlaké EDBM, aby se lépe řídila desorpce plynu CO₂. Spotřeba energie EDBM desorpce CO₂ se snížila o 29 % ve srovnání s provozem při 1,5 atm (standard). Na podporu těchto výsledků by bylo vhodné srovnání skóre mezi EED-ED-EDBM a vysokotlakým EDBM.

Pro procesy EE platí, že zpracovávaný roztok musí být čistý v kvalitě čistoty min 99,9 %, pro EDBM je zase omezení v podobě přítomnosti Ca²⁺ a Mg²⁺ o max. koncentraci 2 mg l⁻¹.



Obr. 13 Možné technologické schéma zpracování zasolených odpadních vod pro účely neutralizace (před BP musí být stanice na odstranění Ca^{2+} a Mg^{+2})

5.4.1.9 Elektricky asistovaná membránová filtrace (EAMF)

Elektricky asistovaná membránová filtrace (EAMF), někdy označovaná jako elektrochemická membránová UF/MF (EMUF/EMMF), zahrnuje elektrické nabíjení UF membrány za účelem zlepšení separace cílových molekul z napájecího roztoku. Podobně jako u systému EFO je prozatím věnováno málo pozornosti z ekonomického hodnocení systémů EMF. Jednou z mála prací, které uvádějí náklady na tento proces, je studie od Lia a spolupracovníků pro úpravu vody (Li, 2022). V jejich studii bylo dekontaminace Cr(VI) dosaženo pomocí Ti_4O_7 jako katody a MF membrány v průtočném uspořádání. Při relativně nízké energetické náročnosti procesu úpravy byly náklady na jednotku upravené vody vypočteny z SEC s ohledem na komerční sazbu elektrické energie v Kalifornii. Byly připočteny náklady na regeneraci membrány, které se na celkových nákladech ve výši 0,018 USD/m³ vody

kontaminované Cr(VI) podílely přibližně 16,7 % (Lee, 2018). Jasným omezením jejich studie je, že odhad nákladů se omezuje na provoz jednotky ECM, ale nezohledňuje investiční náklady systému. Ačkoli většina dosud uváděných hodnocení nákladů na jiné elektrochemické membránové procesy se zaměřuje především na náklady na energii, je nezbytné poskytnout plnohodnotnou analýzu nákladů před prokázáním nákladové efektivity systémů ECM.

Obecně se nákladová efektivita EMUF připisuje použití snadno dostupných a levných elektrodoových materiálů nebo membrán, jako jsou grafitové desky (Chen, 2020), aktivní uhlí (Wang, 2022), modifikované uhlí (Pan, 2020), UF polymerní membrány, jako je polyvinylidenfluorid (PVDF)/polytetrafluoretylen (PTFE) (Urriaga, 2021), rozměrově stabilní anoda (Zheng, 2018) a další. Vzhledem k tomu, že výroba UF nebo MF membrán byla optimalizována v průběhu předcházejících desetiletí, je dostupnost levných membrán a dostupnost anodových materiálů za rozumnou cenu skokem k nákladově efektivní úpravě vody pomocí EAMF. Přesto je nepochybně důležité provést důkladné ekonomické posouzení procesu s přihlédnutím k všem nákladovým složkám a environmentální stopě.

5.4.1.10 Elektrotermální membránové procesy

Pokud jde o elektrotermální membránové systémy, většina z těchto aplikací byla v rozsahu čištění vody a odpadních vod. Příkladem takových aplikací je použití elektrotermálního PVDF/Nichrome Resistance Wire Hollow Fiber membrán. Modul pro vakuovou membránovou odsolování syntetické napájecí vody obsahující 3,5 % hm. NaCl. V této studii (Song, 2019) byl SEC normalizován litrem produkované destilované vody. Jejich výsledky ilustrovaly, že hodnoty SEC nelze měřit při téměř okolním přírodní teplotě (30 °C) a v nepřítomnosti významného aplikovaného proudu (0 nebo 0,05 A) v důsledku extrémně nízkého toku permeátu (Lahnid, 2009). V praktickém pracovním stavu však vstupní roztok (vodní lázeň) a vakuová čerpadlo spotřebovaly většinu energie a nejnižší SEC 11,86 kWh/l byla získána (při teplotě vstupního roztoku 70 °C a proudu 0,15 A). Tyto studie kvantifikují spotřebu energie, když jsou CNT impregnovány materiály, jako jsou polymery, nanočástice oxidu kovu nebo jiné funkční nanomateriály. Vzhledem k jeho nízkenergetickému požadavku a vysoké účinnosti regenerace toku se TiO₂ CNT jeví jako nejslibnější elektrochemickou membránou založenou na CNT. Studie Liu (2019) Při aplikovaném napětí 2V vytvořilo zlepšenou účinnost odstranění a regenerovatelné materiály s odhadovanou spotřebou energie 0,93 kWh/kg-CHSK (0,01 kWh/m³) pomocí TiO₂ CNT. Pro srovnání, požadovaná odpadní voda na daný objem v jejich studii je výrazně nižší než energie vyžadovaná nejmodernějšími elektrochemickými procesy (Geetanjali, 2020). Elektrochemické membránové procesy jsou v podstatě ovlivněny kinetikou elektrochemického procesu, když je vnější elektrické pole aplikováno v důsledku anodického kapacitního nabíjení, což zvyšuje elektromigraci a snižuje negativní povrchový náboj. Protože kompozitní membrány primárně zlepšují velikost malých pórů, dostupná sorpční místa a omezenou délku difúze, je pro měnící se spotřebu energie rozhodující specifická povrchová plocha membrány. Vzhledem k tomu, že TiO₂ CNT má nejvyšší specifickou povrchovou plochu, očekává se mnoho malých velikostí pórů, což má za následek vysokou regeneraci toku a nízké aplikované napětí pro oxidaci cílených materiálů ve vstupním roztoku nebo snížení znečištění membrány. Výsledkem je, že specifická povrchová plocha membránového materiálu ovlivňuje spotřebu energie elektrochemického membránového procesu založeného na CNT.

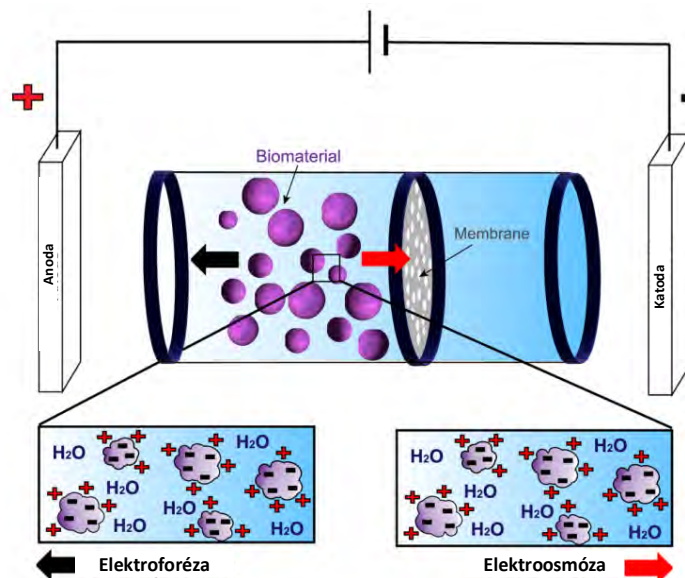
Biomateriály často obsahují velké množství vody (50–98 %) a se současným přechodem na ekonomiku založenou na biotechnologiích bude sušení těchto materiálů stále důležitější. Na rozdíl od standardních, termodynamicky neúčinných chemických a tepelných metod sušení

bude odvodnění membránovou separací udržitelnou a efektivní alternativou. Biomateriály však mohou snadno znečistit povrchy membrán, což je škodlivé pro výkon současných membránových separací. Zlepšení protihnílných vlastností těchto membrán je klíčovou výzvou. Další nedávný výzkum byl věnován zvýšení toku permeátu a selektivity. V tomto přehledu předkládáme komplexní přehled konstrukčních požadavků a nedávných pokroků v odvodňování biomateriálů pomocí membrán. Tento nedávný vývoj nabízí životaschopné řešení problémů se zanášením a neoptimálními výkony. Zaměřujeme se na dvě nově vznikající rozvojové strategie, kterými jsou využití odvodňování za pomoci elektrického pole a povrchové funkcionalizace, zejména s hydrogely.

Abychom to shrnuli, odvodňování pomocí membrán se stále potýká s mnoha technickými problémy. Od nadměrného zanášení, které vede ke špatnému odvodňovacímu výkonu, až po neschopnost odvodňovat polozředěné nebo koncentrované toky biomateriálů, membránová technologie vyžaduje významná vylepšení pro širokou implementaci v biozpracovatelském průmyslu. V následující části se budeme zabývat nedávným vývojem v oblasti membránových technologií, které se pokoušejí tyto problémy řešit a mají potenciál zlepšit výkon membránově asistovaného odvodňování.

Elektricky asistované odvodňování membrán.

Biomateriály mají schopnost produkovat povrchové náboje (měřené jako zeta potenciál) při přímém kontaktu s vodným prostředím. Výsledkem je, že částice biomasy jsou obklopeny elektrickou dvojitou vrstvou (EDL) na rozhraní biomasa-voda. Vyvinutý EDL se skládá z opačných nábojů, se kterými lze manipulovat pod vlivem vnějšího elektrického pole. Tyto povrchové náboje jsou závislé na pH. K EDL přiléhá difuzní vrstva, která zasahuje do objemového vodného média. Oblast difuzní vrstvy se skládá z disociovaných vodních iontů, které jsou volně přitahovány k povrchu biomasy (Wang, 2020). Stávající odvodňovací procesy využívající membrány často využívají mechanickou sílu (např. tlak), která způsobuje, že kapalná voda proniká membránou (Raats, 2002). Tato mechanická síla je však nespecifická a působí na všechny složky ve vstupním roztoku, což nakonec vede k pohybu všech druhů v kalu. Toto nespecifické chování má za následek hromadění částic biomasy na povrchu membrány a následně ucpávání pórů, čímž se snižuje účinnost odvodňování. Vzhledem k tomu, že částice biomasy vykazují elektrostatické interakce na rozhraní mezi biomasou a vodou, lze s nimi manipulovat superponováním vnějšího elektrického pole (Pearce, 2007). Superponované elektrické pole vynucuje selektivní migraci nabitě vodné fáze obklopující biomasu přes membránu, zatímco samotné částice biomasy jsou membránou zadržovány. Na základě fáze, která se pohybuje, lze tuto selektivní migraci klasifikovat jako elektroosmózu nebo elektroforézu.



Obr. 14 Selektivní migrace vodné fáze (elektroosmóza) a částic biomasy (elektroforéza) pod vlivem superponovaného⁴ elektrického pole

Elektroosmóza (EO)

EDL na rozhraní biomasa-voda má opačný náboj než biomasa. Když je aplikováno elektrické pole, čistý náboj v EDL je nucen se pohybovat, což vyvolává Coulombickou sílu. Výsledkem je, že ionty sklouznou k opačně nabitě elektrodě, která se označuje jako skluzová rovina. Následně se voda v sytké kapalině sousedící s touto kluznou rovinou pohybuje spolu s těmito ionty ve skluzové rovině, což má za následek transport vody směrem k opačně nabitě elektrodě. Tento výsledný tok se nazývá elektro-osmotický tok. V případě polokonzentovaných proudů biomasy se účinná elektroosmóza rozšiřuje za membránu a vodnou mezifázi. Převládá také na mezifázi mezi biomasou a vodou. Exponenciální nárůst efektivní plochy povrchu následně vede ke zvýšení odvodňovacího průtoku. To je dostatečné k odvodnění proudu biomasy na významnou koncentraci 60–70 %. Suspendované částice tak zůstávají nehybné, zatímco objemová kapalina migruje. Tato migrace difuzní vrstvy a její přilehlé objemové kapaliny se označuje jako elektroosmóza (EO) (Obr. 14). EO je výkonnější při vyšší biomase koncentrace, a to zejména tehdy, když jsou nabitě částice biomasy porézní a dostatečně velké, aby zůstaly relativně nehybné, zatímco vodné médium klouže. To znamená, že odvodnění biomasy pomocí elektrického pole je účinnější při vyšších koncentracích částic biomasy a produkuje kvalitnější sušený produkt bez degradace biomasy smykem nebo tlakem.

Elektroforéza (EP)

Na rozdíl od EO je elektroforéza (EP) pohyb nabitých částic pod vlivem elektrického pole (Obr. 14). Elektroforetická mobilita těchto nabitých částic je funkcí hustoty jejich náboje, velikosti a hmoty. Elektroforéza je dominantnější ve zředěných suspenzích nebo s menšími částicemi biomasy, protože pro podobné povrchové náboje mají menší částice biomasy vyšší hustotu náboje než větší částice, a proto jsou více ovlivněny přítomností elektrického pole. Zvláště pro biomasu s malou velikostí částic. Elektroforéza je vynikající technikou pro

⁴ Superponované elektrické pole je výsledkem kombinace více elektrických polí. Podle principu superpozice je celková intenzita elektrického pole v daném bodě rovna vektorovému součtu intenzit jednotlivých polí částic, která tento bod ovlivňují. To znamená, že pokud máte několik zdrojů elektrického pole, jejich účinky se v daném bodě prostoru sčítají. Například, pokud máte dvě nabitě částice, každá vytváří své vlastní elektrické pole. V bodě, kde se tato pole překrývají, bude výsledná intenzita pole součtem intenzit polí obou částic.

odvodňování. Elektricky asistované odstraňování vody z toků biomateriálu má oproti tlakově řízeným procesům další výhodu v tom, že je méně náchylná k zanášení. To je neodmyslitelně spjato se zvolenou konfigurací; Zvolíme-li určitou konfiguraci elektrody a vyladíme-li směr jejího elektrického pole, můžeme nabitě částice biomasy migrovat pryč z povrchu membrány.

Technicko-ekonomické aspekty jsou v konečném důsledku nezbytné pro řešení proveditelnosti průmyslového přijetí. Kim (2014) poskytli detailní vhled do ekonomické proveditelnosti překrývání elektrického pole nad procesem odvodňování membrány s příčným průtokem, který se používá k odvodňování řas. Zjištění naznačují, že tlakově řízený UF proces (3 kWh/m^3) spotřebovává více energie ve srovnání s jeho elektricky asistovaným membránovým odvodňovacím protějškem ($1,96 \text{ kWh/m}^3$). Díky tomuto snížení spotřeby energie je superpozice elektrického pole velmi žádoucí, zejména také s ohledem na mnohem vyšší dosažený koncentrační faktor 6,47 ve srovnání s tlakově řízeným procesem 1,32. Aoude (2023) dále rozvádí energii spotřebovanou na odvodnění mikrořas pomocí membránových procesů za pomoci elektrického pole. Studie zohledňuje energetické ztráty v důsledku ohmického ohřevu na elektrodě a poskytuje komplexnější technicko-ekonomickou analýzu procesu. Ve srovnání s technikami tepelného odvodňování, jako je solární sušení, které spotřebuje $2,35 \text{ kWh/kg}$ odstraněné vody, spotřebuje elektricky asistované membránové odvodnění pouze $0,11 \text{ kWh/kg}$ odstraněné vody při podobném snížení obsahu vlhkosti (15 %). To naznačuje, že odvodňování membránami za pomoci elektrického pole je účinnější při získávání sušených produktů. Tyto příklady nás vedou k přesvědčení, že překrývání elektrického pole nad konvenčním membránovým systémem může vést ke zvýšení celkové propustnosti při nižší spotřebě energie. Vzhledem k tomu, že elektrická energie může být získávána ze slunce a větru, je možné tento proces zařadit mezi relativně udržitelné.

Nové materiály–hydrogely

Kromě výběru vhodného membránového materiálu je povrchová úprava membrány vynikajícím způsobem, jak optimalizovat výkon membrány pro odvodňování biomateriálu.

Hydrogely představují široce zkoumané hydrofilní povlaky, které umožňují laditelnou permeaci vody, organických rozpuštěných látek a iontů. Charakteristické vlastností hydrogelových membrán (HM) a hydrogelových kompozitních membrán (HCM) umožňují zvýšit výkonost nebo separační vlastnostmi stávajících membrán. Hydrogely jsou trojrozměrné zesíťované polymerní sítě, které jsou známé svou schopností absorbovat velké množství vody (Yazdi, 2020; Bashir, 2020; Guo, 2020; Kaith, 2021; Nakka, 2016) Tato hydrofilní povaha je výhodná pro odvodňovací aplikace, protože zvyšuje propustnost vody a snižuje zanášení povrchu membrány. Kromě toho jejich porézní struktura umožňuje selektivní difúzi hydrofilních rozpuštěných látek do materiálu (Majidi Salehi, 2016) čímž se hydrogely stávají velmi vhodnými pro použití v zemědělství, farmacii, katalýze, separační technologii, biotechnologii a čištění odpadních vod (Thakur, 2018; Halmagyi, 2022). Ve skutečnosti již byly úspěšně vyráběny v průmyslovém měřítku pro některé oblasti použití, což je patrné z komercializace kontaktních čoček obsahujících hydrogel, obvazy na rány a jednorázové pleny (Mehta, 2023). Vyladěním chemických vlastností mohou být hydrogely také upraveny tak, aby reagovaly na různé podněty, jako je redoxní chemie, teplota, pH a v neposlední řadě elektrické pole (Bashir, 2020; Feng, 2016; Sui, 2012; Mah, 2013). Tato povaha reagující na podněty může být užitečná pro regulaci toku a selektivity permeátu na vyžádání, stejně jako umožňuje opětovné použití činidel pro tažení hydrogelu (Majidi Salehi, 2016; Bendoy, 2022). A konečně, hydrogely vykazují relativně hladký povrch, který je navržen jako prevence zanášení v membránových aplikacích (Lim, 2022; Guo, 2020). Jako takové jsou hydrogely zajímavou

třídou materiálů, které je třeba prozkoumat pro odvodňovací procesy. Hydrogelové membrány a hydrogelové kompozitní membrány se liší od komerčně dostupných organických membrán díky své zvýšené absorpci vody a dynamickým mechanickým vlastnostem. Objemové hydrogely vykazují poměr bobtnání mezi 60 a 1450 g/g (Yazdi, 2020; Bashir, 2020), zatímco HM obecně vykazují menší bobtnání ve vodném krmivu s hodnotami uváděnými mezi 1 a 400 g/g (Bary, 2019; Ostrowska-Czubenko, 2015; Sennakesavan, 2020). Tento stupeň bobtnání je významně vyšší než u konvenčních membrán propustných pro vodu, jako je PES, PVDF a PSf (Serbanescu, 2020). Navíc je známo, že tahové napětí HM klesá se zvyšujícím se obsahem vody. HM a HCM byly široce používány pro širokou škálu aplikací, jako je tkáňové inženýrství, dodávání léčiv, separace plynů, iontová výměna a odsolování (Zuo, 2022; Laghmari, 2021; Yazdi, 2020; Ye, 2018; Nemati, 2022; Hartanto, 2015; Nikolaeva, 2015; Gumuscu, 2016). Nadcházející oblasti použití zahrnují čištění odpadních vod (Lu, 2021; Xie, 2021) a separaci oleje a vody (Ejeromedoghene, 2023; Zhang, 2023).

V poslední době se pro odvodňovací aplikace uvažuje o různých materiálech HM a HCM. Zde je důležité rozlišovat mezi HM a HCM. HM mají volně stojící konfiguraci (Nemati, 2013; Jin, 2005; Zeng, 2019) nebo využívají nefunkční, porézní podporu (Qin, 2018; Majidi Salehi, 2016; Qin, 2019, Sadeghi, 2018). Na druhou stranu HCM silně spoléhají na separační vlastnosti podpůrné membrány. V nejběžnější geometrii membrán působí hydrogelový povlak na funkční membráně jako aktivní vrstva (Ou, 2016; Nikolaeva, 2015; Bernstein, 2016; Cheng, 2021; Cho, 2013; Chuo, 2013; Dai, 2017; Ding, 2020; Guo, 2016; Lei, 2014; Getachew, 2017; May, 2021; Peeva, 2012; Sun, 2020). V této geometrii funguje hydrogel jako selektivní separační vrstva nebo jako antivegetativní povlak. Membrány s vyplněnými póry jsou porézní membrány vyplněné hydrogelovým materiálem. Hydrogel obvykle působí jako složka, která umožňuje vyladění účinnosti separace prostřednictvím vnějších podnětů, jako je pH a teplota (Islam, 2018; Ma, 2019; Liu, 2019; Tran, 2020; Chu, 2011). Hydrogely mohou být také syntetizovány hromadně, aby působily jako měkké tažné činidlo. Tažné činidlo je umístěno na permeátové straně membrány a je schopno přitahovat vodu díky rozdílu v chemickém potenciálu. To vytváří vysoký osmotický tlak, který mobilizuje vodu přes membránu. Hlavní výhodou použití hydrogelů jako tažných činidel je schopnost měnit chemický potenciál prostřednictvím vnějšího podnětu, jako je teplota a tím umožňuje opětovné použití materiálu při odvodnění (Vadlamani, 2017; Wei, 2016; Ca, 2016).

Vlastnosti HM/HCM. Vnitřní struktura hydrogelu určuje jeho vhodnost pro aplikace související s difuzí a je silně závislá jak na chemickém složení, tak na reakčních podmínkách během syntézy. Separační účinnost a selektivita hydrogelů závisí na stupni zesíťování, což je vlastnost, která je určena relativním množstvím zesíťovadla ve srovnání s polymerní páteří. Vyšší hustota zesíťování má obvykle za následek menší průměry pórů. Vnitřní struktura hydrogelů je typicky mikroporézní, s velikostí pórů mezi 10 nm a 10 μ m (Kapur, 1996; Radovanovic, 2012; Dinu, 2018; Foudazi, 2023).

Makroporézní hydrogely jsou syntetizovány při nízkých teplotách pomocí lyofilizace nebo kryogelace. V takových hydrogelech je vnitřní struktura extrémně porézní, s póry většími než 10 μ m. S rostoucí velikostí pórů hydrogelu se zvyšuje tok permeátu a rychlost difúze iontů, což umožňuje rychlejší reakci na podněty. Makroporézní hydrogely však vykazují mnohem nižší mechanickou stabilitu a pevnost, To vyžaduje další strategie k zajištění dlouhé životnosti. Pro odvodňovací aplikace byl zkoumán design podporovaných HM a HCM. Mechanické vlastnosti hydrogelů jsou silně závislé na chemickém složení, obsahu vody a porézní struktuře materiálu a zahrnují charakteristiky jako pevnost v tahu, procentuální prodloužení do přetržení, houževnatost a Youngův modul. Mechanické vlastnosti hydrogelu lze zlepšit

zvýšením hustoty příčného zesílení, začleněním druhých hydrogelových sítí nebo přidáním molekulárních stentů nebo anorganických přísad do materiálu. HM často postrádají dostatečnou houževnatost, a proto jsou často potaženy porézním podkladem. Membrány vyplněné póry jsou také silně závislé na mechanické stabilitě hostitelské membrány pro aplikace konvekčního proudění (Kapur, 1996, 1997; Radovanovic, 2012; Dinu, 2018; Foudazi, 2023; Zhao, 2009; Ahmad, 2022; Chen, 2015; Hoshino, 2018).

V tomto případě se ukázalo, že předúprava pórů pomocí kotevních polymerů zlepšuje mechanickou stabilitu hydrogelu (Geismann, 2007). Tok permeátu HMs a HCM souvisí s velikostí pórů, distribuce velikosti pórů a složení hydrogelu. Tloušťka hydrogelové vrstvy v HM a aktivních vrstvách také hraje roli, protože tenčí hydrogelové filmy vykazují vyšší průtoky permeátu. Konkrétně u membrán vyplněných póry je tok permeátu vysoce závislý na objemovém podílu hydrogelu v pórech (Kapur, 1997; Hu, 2007.) Asymetrické membrány lze použít k usnadnění jednosměrné difúze iontů (Bian, 2021). HM a hydrogelové aktivní vrstvy přinášejí další sadu výhod, které zahrnují především antivegetativní. Hydrofobní atrakce jsou zodpovědné za ukládání proteinové biomasy. Proto hydrofilní povrch s polárními částmi může způsobit, že povrch bude inertní, což účinně zastaví jakékoli zanášení (Durmaz, 2021). Inherentní hydrofilita a hladkost hydrogelů podporují antifoulingové chování (Ostuni, 2001; Kane, 2003). Navíc začlenění aniontových nebo zwitteriontových monomerů do materiálu nejen zvyšuje propustnost pro určité ionty, ale také zlepšuje antivegetativní vlastnosti pro brakickou vodu a biologické materiály (Jiang, 2016; Chou, 2019; Guo, 2019; Pintossi, 2021). Hydrogelové povlaky výrazně snižují drsnost povrchu membrán, která snižuje mezifázovou oblast při interakcích mezi nečistotami a membránou. Výzkum ultra hladkých hydrogelových vrstev odhalil, že čím hladší je hydrogelová vrstva, tím lepší jsou antivegetativní vlastnosti (Freger, 2002).

Diskuse vycházející z dostupné literatury informuje o pokrocích v membránových separacích pro odvodňování biomateriálů. Zaměřili jsem se na dva nadcházející pokroky v této oblasti, kterými jsou:

1. elektricky poháněné membránové systémy,
2. funkcionalizace povrchu membrán hydrogely.

Souhrnně lze konstatovat, že pro účinné odvodňovací membrány jsou nezbytné čtyři konstrukční požadavky, které souvisejí s jejich tokem permeátu, selektivitou, antivegetativními vlastnostmi a škálovatelností. Vysoký výkon membrány se vyznačuje kombinací nízkého znečištění s vysokou selektivitou a permeátovým tokem. Tyto výkonnostní parametry lze optimalizovat přizpůsobením chemického složení a morfologie membrány. Z chemického hlediska by membrány měly mít hydrofilní části a povrchového náboje, aby se zvýšil jejich odvodňovací výkon a snížilo se zanášení. Neméně důležitá je morfologie membrány, kde je nutná vysoká pórovitost a dostatečně malé velikosti pórů pro optimální tok permeátu a dostatečnou selektivitu, zatímco pro minimální zanášení je požadována nízká drsnost povrchu. A konečně, výroba a provoz takových membrán by měl být odolný, škálovatelný a nákladově efektivní, aby byly schopny konkurovat konvenčním tepelně poháněným procesům. Nedávný vývoj v oblasti odvodňování membrán se zaměřil na dvě různé strategie, z nichž jedna zobrazuje aplikaci elektrických polí. Elektricky asistované odvodňování membrán vyvolává selektivní migraci složek biomateriálu a antivegetativní chování, čímž se zvyšuje účinnost odvodňování. Elektricky poháněné odvodňovací studie byly provedeny s dobře definovanými peptidovými krmivými a složitějšími biomateriály, jako jsou ovocné šťávy, řasy a rostliny. To nám ukazuje, že elektricky asistované odvodňování je nadějný obor, který se posunul za hranice základních studií s modelovými krmivými a modelovými

nečistotami. Většina těchto studií hovoří o elektricky asistovaném odvodňování zředěných biomateriálových suspenzí, kde hnací silou je elektroforéza. Výzkumníci zde zkoumali roli podmínek přívodu, jako je pH a iontová síla, a jejich konfiguraci membrán, jako je skládání různých druhů membrán a umístění elektrod v modulu. Paralelně byly získány antivegetativní membrány s vodivými membránovými elektrodami, které odpuzují nečistoty Coulombickým odpuzováním. Elektricky asistované odvodňování je z velké části zkoumáno spíše u zředěných biomateriálů než u koncentrovaných suspenzí. Elektroosmotické odvodňování s membránami proto dosud není prozkoumáno pro širokou škálu podmínek a složení roztoku. Výzvy do budoucna spočívají také v této oblasti a ve výběru vhodných membrán pro elektroosmózu. Použití hydrogelových membrán je dalším pokrokem v oblasti membrán, která je pro odvodňovací aplikace relativně neprozkoumané. Slibný základ poskytlo několik studií, které využívají ionty, modelové foulanty a proteinové roztoky, jako je chlorid sodný, BSA a HA, s primárním cílem poskytnout lepší pochopení vztahů mezi strukturou a vlastnostmi klasických membrán a jejich podepření hydrogelovými membránami. Strukturální změny byly často vyvolány vyladěním složení monomeru nebo hustoty zesílení, zatímco výkonnostní testy byly zaměřeny na vlastnosti zanášení a tok vody membránou.

Hydrogelovým kompozitní membrány a jejich geometrie lze rozdělit do tří kategorií: podporované aktivní vrstvy, membrány vyplněné póry a tzv. „tažná čínidla“. Zejména hydrogelová tažná čínidla jsou zkoumána spíše v souvislosti s odvodňováním, přičemž byly provedeny první studie s roztoky biomateriálů. Na základě těchto a nedávných studií jsme dospěli k závěru, že aktivní vrstvy mají tendenci zlepšovat antivegetativní vlastnosti a propustnost a že membrány vyplněné póry se často používají v systémech reagujících na podněty. V neposlední řadě se již ukázalo, že tažné prostředky jsou vhodné pro odvodnění pomerančové šťávy a řasové suspenze. Výzkum hydrogelových membrán a hydrogelových kompozitních membrán je v současné době v základní fázi, a to s využitím modelových systémů a laboratorního vybavení. Aby bylo možné posoudit vhodnost hydrogelových (kompozitních) membrán pro odvodňování biomateriálů, měl by se další výzkum zaměřit na výkon těchto membrán v realističtějších modelových roztocích, která napodobují biomasu nebo přesněji reprezentují biomasu. Kromě toho tyto procesy dosud nebyly rozšířeny do průmyslového měřítka, což vyžaduje více znalostí o mechanické pevnosti a dlouhodobé trvanlivosti takovýchto membrán. Tyto zkoušky by měly být také provedeny, aby bylo možné pochopit, které konstrukční požadavky jsou zvláště relevantní pro hydrogelové (kompozitní) membrány. Nápad a návrhy na taková zlepšení lze čerpat z oblasti separace oleje a vody nebo odsolování, kde jsou hydrogelové membrány intenzivněji zkoumány a testovány ve velkých systémech. Na základě existující literatury o odvodňovacích membránových materiálech a nedávných pokroců jsme dospěli k závěru, že pole stále čelí velkým výzvám především v oblasti zanášení a odvodňování koncentrátů. Řešení těchto výzev přicházejí různými způsoby, včetně technik, jako jsou elektricky poháněné systémy a materiály HCM. Věříme, že budoucnost odvodňování membránami spočívá také v tomto vývoji a zrání takových technik, aby bylo možné udržitelně odvodňovat biomateriály v průmyslovém měřítku a tím usnadnit přechod na ekonomiku založenou na biotechnologiích.

5.4.1.11 Elektrochemické technologie v kombinaci s membránovými procesy

Nedávné pokroky ve spojení membránové separace a elektrochemické degradace pro úpravu vody ovlivněné zejména perzistentními znečišťujícími látkami a nově se objevujícími kontaminanty. Obě skupiny látek se v klasických úpravných vod chovají jako odolné látky, a proto se tento typ zařízení stává významným zdrojem kontaminantů pro životní prostředí.

Účinnost elektrochemické oxidace (ELOX) pro degradaci, mineralizaci a detoxikaci perzistentních znečišťujících látek, zejména pokud jsou použity borem dopované diamantové (BDD) elektrody, je dobře známá. Praktická aplikace ELOX je však zatím omezena několika omezeními. Na jedné straně nízká koncentrace prioritních polutantů ve většině reálných environmentálních matric, typicky v rozmezí ng/l až $\mu\text{g/l}$, činí z difuze řídicí kinetický jev elektrochemických procesů. Na druhé straně je nevýhodou nízká elektrická vodivost elektrolytů povrchové a podzemní vody, protože v elektrochemickém reaktoru se vyvinulo velké napětí, které v souhrnu vede k nízké proudové účinnosti pozorované při zpracování nízko koncentrovaných znečišťujících látek, exponenciálně zvyšuje spotřebu energie.

V současné době je implementace membránové technologie ve velkém měřítku realitou v zařízeních na rekultivaci a úpravu pitné vody. Ultrafiltrace (UF) zadržuje suspendované pevné látky a bakterie, zatímco nanofiltrace (NF) a reverzní osmóza (RO) se používají k odsolování a odstranění toxických sloučenin. Nevýhodou membránové filtrace, jak k tomu dochází u adsorpčních a iontově výměnných procesů, je však tvorba odpadního proudu, který zadržuje kontaminanty ve vyšší koncentraci než v původní napájecí vodě. Problémem je také řešení fenoménu zanášení membrán.

V tomto bodě má integrace membránové separace a elektrochemické degradace smysl pro vyřešení omezení každé jednotlivé technologie. Na jedné straně vyšší koncentrace persistentních nečistot v koncentrátech membránové jednotky podpoří kinetiku elektrolýzy řízenou přenosem hmoty. Na druhou stranu přirozený obsah rozpuštěných solí dosáhne vyšších koncentrací, čímž se zvýší vodivost elektrolytu. V důsledku toho se napětí článku elektrochemického reaktoru sníží, takže proces bude méně energeticky náročný (Gujjala, 2022).

První experimentální studie tohoto typu přístupu byly hlášeny koncem 21. století pro mineralizaci organické zátěže zadržované v koncentrátech reverzní osmózy (ROC) (Martínez-Huitile, 2015; Chaplin, 2010). Krátce poté literatura uvádí první pokusy analyzovat ELOX jako koncovou úpravu v zařízeních na rekultivaci vody, aby se snížil dopad farmaceutických sloučenin a dalších vznikajících kontaminantů zadržovaných v ROC (Pérez, 2010; Urriaga, 2013). Tyto studie prokázaly mimořádnou účinnost léčebné řady založené na sérii stupňů UF, RO a ELOX a také odhalily potenciální tvorbu nežádoucích vedlejších produktů dezinfekce a oxihalogenovaných aniontů (Bagastyo, 2012; Anglada, 2011).

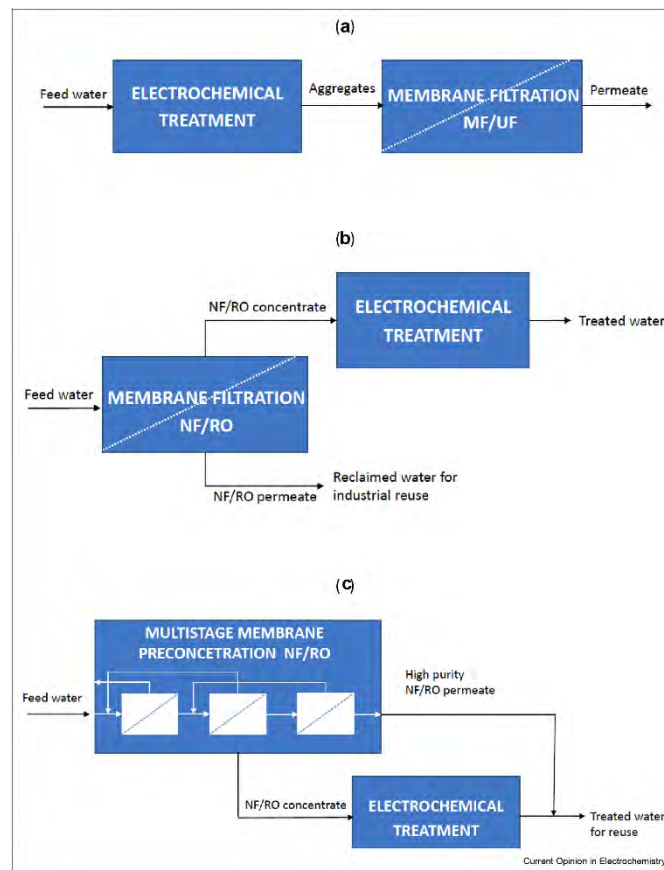
Zde předkládáme možné spojení membránové separace a ELOX zaměřeného na úpravu perzistentních polutantů. Obrázek 15 představuje schémata integrace procesů, která jsou zahrnuta v této analýze. V prvním přístupu (Obr. 15a) se elektrochemická úprava používá jako předúprava ke snížení znečištění membrán používaných v terciálních úpravách a ke snížení požadované frekvence čištění a údržby membrán. Na Obr. 15b schéma úpravy zahrnuje předúpravu membránou, která vede k vyčištěnému vodnímu permeátu s nízkou slaností zaměřeného na jeho další opětovné použití, a odpadní proud, který zadržuje kontaminanty a soli. Předběžná úprava membrány může zahrnovat předchozí stupeň UF pro zadržení suspendovaných pevných látek a bakterií. Elektrochemické zpracování retentátu se obvykle považuje za účelem snížení zatížení organických polutantů a toxicity před jeho vstupem do přijímajícího prostředí. Ve třetím schématu (Obr. 15c) čistící linka produkuje jeden jediný odpad, který vzniká smícháním výstupů membrány a elektrochemického čištění.

Elektrooxidace pro snížení znečištění membrány

Schéma uvedené na obr. 15a) se týká predelektrooxidace napájecí vody před její membránovou filtrací, jejímž cílem je změnit množství a kvalitu složek vody a následně modifikovat jejich interakce s membránou (Li, 2019).

Mezi pracemi, které studovaly elektrochemickou technologii jako předúpravu membránové separace, byla většina výzkumů zaměřena na snížení jevu zanášení membrán. Gonzalez-Olmos a kol. (2018) uvedli předčištění sekundárních odpadních vod komunální čistírny odpadních vod (ČOV) pomocí BDD anod. Výsledky ukázaly, že elektrochemická předúprava snížila o 36–67 % transmembránový tlak (TMP) v dalším kroku UF a následně znečištění membrány. Integrované schéma ELOX/UF také zlepšilo odstraňování rozpuštěného organického uhlíku (DOC) o 40 %. Snížení TMP pozorované v jednotce UF bylo uspokojivě korelováno s aplikovanou proudovou hustotou v jednotce ELOX, což ukazuje vztah mezi degradací hlavních organických složek vody (humínové kyseliny (HA), fulvokyseliny, přírodní organická hmota) a snížení zanášení membrány.

Několik studií uvádí elektrochemický stupeň, který kombinuje elektrokoagulaci (EC) a anodickou oxidaci. Du a kol. (2019) kombinovali elektrolýzu antibiotika sulfamethazin (SMZ) s EC, aby se zabránilo zanášení v následném UF, který používal keramickou membránu. K ověření účinnosti kombinovaného procesu byla použita surová povrchová voda obohacená SMZ. V první elektrochemické fázi byl peroxymonosulfát elektrochemicky aktivován, aby se vytvořily silné oxidanty, které degradovaly SMZ a HA, a současně železná obětovaná anoda podporovala EC přírodních organických látek a suspendovaných pevných látek. UF membrána zadržovala agregáty, což ukazuje, že větší agregáty minimalizovaly zanášení membrány a zlepšily filtrační výkon. Celkově byl elektrochemický reaktor zodpovědný za většinu odstraňování SMZ. Ve stejném duchu Cheng a kol. (2017) a Du a kol. (2019) studovali odstranění HA, fosforu, manganu a atrazinu. Nižší cena a snadnější dostupnost polymerních membrán z nich činí preferovanou možnost pro úpravu vody, ačkoli polymery jsou méně odolné vůči oxidačním podmínkám než anorganické keramické membrány. Nicméně nedávný pokrok ve fotokatalytických membránách ukazuje na polyvinylidenfluoridové (PVDF) polymerní membrány jako stabilní materiály pro spřaženou membránovou separaci/pokročilou oxidaci.



Obr. 15 Schémata možné integrace membránových procesů a ELOX

Membránový reaktor EC/ELOX byl navržen Cheng a kol. (2017) se začleněnou hliníkovou katodou, Ti–Ru anodou a UF membránou z dutých vláken PVDF, které byly schopny zmírnit zanášení membrány díky synergii oxidace a koagulace pod elektrickým polem. Proces ELOX rozbil karboxylové funkční skupiny a aromatické struktury HA, což mělo významný vliv na modulaci poréznosti vrstvy koláče, což vedlo k vytvoření poréznějších vrstev koláče, které bylo snadné vyčistit v kroku zpětného proplachování. Podobné výsledky byly hlášeny při absenci podmínek ELOX v paralelních studiích zaměřených na vliv aplikovaného elektrického pole (Espinoza Márquez, 2020; Xu, 2020). Xu a kol. (2020) popsali zmírnění znečištění UF membrány pomocí jevů spontánní galvanické mikrokoagulace. V tomto zařízení přispělo pomalé uvolňování železnatých iontů k redukci biopolymerů v jednotce UF, což vedlo k nízké rychlosti zvyšování TMP. Nedávná studie uvádí potenciál vlaků EC/ELOX/UF/RO pro čištění silně znečištěných průmyslových odpadních vod. Začlenění stupně ELOX pro degradaci určitých chemikálií přispělo ke snížení nevratného poškození tenkovrstvé RO membrány v důsledku chemického napadení, které bylo dříve pozorováno. Předúprava EC byla také prokázána pro zmírnění zanášení a smáčení při přímé kontaktní membránové destilaci pracující v kontinuálním režimu po dobu 400 hodin se stabilním tokem vody pracující při výrobě vysoce koncentrovaných solanek (Salmerón, 2021).

Elektrooxidace jako end-of-pipe úprava ROC

Úprava ROC generovaných v zařízeních na rekultivaci vody je jedním z hlavních témat výzkumu při integraci elektrochemické technologie do schémat úpravy vody. ROC si po odstranění biodegradabilních organických látek v sekundárním čištění použitém v ČOV typicky zachovávají vysoce odolné organické zatížení. Anody BDD byly použity k ošetření ROC s nízkou

slaností ze zařízení na rekultivaci vody obohacené tramadolem, analgetikem, které vykazuje perzistenci v ČOV (Sardari, 2018). Degradace tramadolu byla velmi účinná, i když odstranění CHSK bylo špatné, pravděpodobně v důsledku nízké intenzity použitého proudu (0,4–1,2 mA.cm⁻²). Tato studie také uvádí tvorbu absorbovatelných organických halogenů (AOX), které by mohly být potenciálně eliminovány prodloužením doby ošetření, jak navrhuje autoři. Tento přístup by však mohl vést k elektrogeneraci nežádoucích anorganických derivátů chloru, jako je chlorečnan a chloristan. Ve stejném duchu použití solárně podporovaného ELOXu k čištění NF koncentrátu odpadních vod z městské ČOV prokázalo 80 % odstranění skupiny 14 mikrokontaminantů se spotřebou energie 2,7 kWh m⁻³, i když na úkor chlorečnanu. generace, což by před použitím upravené vody k zavlažování vyžadovalo posouzení rizik (Salmerón,2021).

Chen a kol. (2020a; 2021b) studovali úpravu ROC pomocí inovativní struktury průtokové anody, která sestávala z trojrozměrného makroporézního pole nanotrubiček TiO₂ postaveného na základní vrstvě SnO₂–Sb/PbO₂. S použitím takto připravené elektrody výsledky ukázaly výrazné snížení spotřeby energie, která byla potřebná k odstranění odolné organické zátěže. Zlepšení bylo přičítáno vyšší poréznosti anody ve srovnání s tradičními průtokovými reaktory. Průtokový elektrochemický článek eliminoval 76 g CHSK kWh⁻¹, což je velikost, která je stále pod výkonem BDD anod pro podobné ROC (Dialynas,2008). Hledání cenově dostupnějších anodových materiálů pro úpravu ROC zahrnuje Co-dopovaný PbO₂ (Weng, 2016). V posledně uvedeném odkazu byl chinolin vybrán jako modelová farmaceutická sloučenina použitá ke zvýšení simulované ROC. Celkově bylo odstranění chinolonu mnohem rychlejší než rozpad CHSK.

Úprava ELOX je rozšířena na ROC ze silně znečištěných průmyslových odpadních vod a výluhů ze skládek. Wang a kol. (2018) zvolili elektrodu PbO₂/Ti pro úpravu ROC tiskařských a barvicích odpadních vod pro její nízkou cenu, vysoký oxidační výkon a dobrou stabilitu ve srovnání s BDD, SnO₂–SbO₂/Ti, IrO₂/Ti a RuO₂/Ti, podle vlastní analýzy autorů. Celkově vysoká salinita průmyslových odpadních vod prospěla odstranění barvy, které dosáhlo 99% snížení po průchodu pouze 3 A.h⁻¹.l⁻¹, z pohledu mineralizace trvalejších meziproductů se dá říci, že tento proces měl sotva znatelný vliv nebo velmi mírný. Přestože byla pozorována redukce chloridů, autoři neuvedli pravděpodobnou tvorbu chloristanových aniontů.

Použití NF ve fázi předkoncentrace může přinést několik charakteristických rysů. NF zadržuje síran, ale umožňuje částečný průchod chloridů. Použitím NF předkoncentrace pro úpravu skládkových výluhů ELOX byl koncentrát s nižším obsahem chloridů méně náchylný k tvorbě organohalogenátů a vedlejších produktů chloristanu, a to i ve vysokých oxidačních podmínkách produkovaných anodou Ti₄O₇ v kombinaci s elektro-Fentonovou reakcí (Kateb,2019). Tato studie také zjistila velké zvýšení biologické rozložitelnosti odpadních vod z elektrolýzy, což umožnilo recirkulaci zbytkového DOC směrem k biologickému čištění výluhu ze skládky, aby se dosáhlo vyššího odstranění CHSK bez delší doby elektrochemického čištění. Několik autorů uvádí nedávné studie zabývající se spojením elektrochemické předúpravy jako prostředku ke zvýšení biologické rozložitelnosti bisfenolu A, p-kresolu a ibuprofenu (Urriaga, 2018). Pokrok směrem k průmyslové aplikaci hybridního membránově-elektrochemického procesu v petrochemickém průmyslu zkoumali da Silva a kol. (2019), pomocí BDD/Nb anod k úpravě ROC OV z petrochemického závodu. Úprava ELOX byla účinná při odstraňování monomerů a rozpouštědel používaných při výrobě polymerů a lepidel. Spotřeba energie byla snížena na 66,5 kWh kg⁻¹ CHSK. Ren a kol. (2020) určil optimální stav EC/ELOX úpravy ROC vyrobeného v elektrárně na spalování komunálního odpadu.

Poly a perfluoralkylové látky (PFAS) jsou považovány za látky vzbuzující velmi velké obavy z důvodu jejich perzistence, mobility a bioakumulačních vlastností. PFAS, také známé jako navždy chemikálie, jsou extrémně odolné vůči bioremediaci. Řešením degradace PFAS by mohla být elektrooxidace BDD, jak se ukázalo pro starší PFOA a PFOS, stejně jako pro komplexní směsi PFAS v submikrogramovém rozsahu koncentrací na litr roztoku (Gomez-Ruiz, 2017a; 2019b). Předkoncentrace membrán byla studována za účelem zvýšení koncentrace PFAS a vodivosti elektrolytu při ošetření ELOX. Soriano a kol. (2017) publikovali průkopnickou studii zvažující předkoncentraci NF pro úpravu kyseliny perfluorhexanové (PFHxA) v průmyslových odpadních vodách, která prokázala odstranění PFHxA 97 % spolu s vynikající mineralizací, odstranění TOC dosahovalo až 95 %. Pica a kol. (2019) rozšířili tento přístup na odstranění dimerní kyseliny hexafluorpropylenoxidu (GenX) v modelových roztocích. Obě studie předložily komplexní analýzu úspor energie přiřazených k předkoncentračnímu přístupu. Celkově byla spotřeba energie ve fázi elektrolýzy snížena faktorem 6 s ohledem na 1-log snížení koncentrace PFAS.

Konfigurace	Cíle	Mechanismus	Elektrochemický proces	Membránová separace	Aplikace
Elektrochemická předúprava před membránovou filtrací	Redukce foulingového fenoménu	mění množství a kvalitu organických sloučenin ve vodě, což mění jejich interakci s membránou.	BDD, MMO, anoda Al a Fe katoda	keramický UF membrány odolávají oxidačním podmínkám vytvořeným při předběžné úpravě ELOX Polymerní membrány PVDF/PtFE/UF jsou méně nákladné a stále odolné vůči oxidačním podmínkám.	Odpadní vody z městských ČOV Odstranění léčivých přípravků Odstranění P a NOM Povrchová voda
Elektrochemická předúprava koncentrátní RO na konci potrubí	Redukce transmembránového tlaku Redukce spotřeby energie membránových procesů	EO vytváří větší agregáty NON, které usnadňují membránovou filtraci	BDD; SnO ₂ , PbO ₂ ; Cu dopavené PbO ₂ , TiO ₂ nanotrubičky Substechiometrické TiO ₂	Průmyslové odpadní vody Hydraulické fracionování vyrobené vody Regenerace vody z komunálních ČOV sekundárních odpadních vod Degradace farmaceutických sloučenin Skládkové výluhy Průmyslové odpadní vody PFAS v průmyslových tocích	
Integrovaná membránová předkoncentrace a elektrolyza pro vysoce čištěnou vyrobenou vodu	Snížení spotřeby energie ELOX Integrovaná membránová předkoncentrace a elektrolyza pro vysoce čištěnou vyrobenou vodu	RO zvyšuje koncentraci soli a organických znečišťujících látek v retentátu. Vyšší vodivost elektrolytu snižuje napětí elektrochemického článku Vyšší koncentrace organických látek podporuje difúzně řízenou kinetiku degradace ELOX.	UF; NF; RO NF RO		
Integrovaná membránová předkoncentrace a elektrolyza pro vysoce čištěnou vyrobenou vodu	Redukce celkových nákladů na čištění vody Zmírnění dopadu vypouštění retentabilního koncentrátní RO na životní prostředí. Snižování spotřeby energie ELOX	Selekcektivní RO se používá k výrobě vysoce kvalitních permeátů. ELOX	BDD, MMO	NF; RO; ED	Úprava pesticidů v zásobování pitnou vodou PFAS v průmyslových odpadních vodách a podzemních vodách Herbicidy

Tabulka 18. Shrnutí hlavních charakteristik integrace membránové separace s elektrochemickou úpravou vody
Integrovaná membránová předkoncentrace a elektrolyza pro vysoce vyčištěnou vodu

Ve schématu na Obr. 14c je integrace membrány a elektrolýzy zaměřena na produkci jedinečného čištěného odtoku namísto dvou oddělených odtoků. Madsen a kol. (2015) publikovali jeden z prvních pokusů vyhodnotit přínosy integrace s přihlédnutím k energetické spotřebě jak membránové filtrace, tak stupně ELOX pro úpravu pesticidu 2,6-dichlorbenzamidu (BAM) v podzemních vodách používaných pro zásobování pitnou vodou. Analýza dospěla k závěru, že pro proces by bylo přínosné použití nízkotlakých RO membrán, které zadržují většinu slanosti v koncentrátu, ve srovnání s NF membránami, které umožňují průchod chloridů s permeátem. Vyšší retence chloridů také zvýšila nepřímé oxidační reakce elektrogenovaným aktivním chlorem. Celkově byly úspory energie integrační strategie odhadnuty na vyšší než 94 % ve srovnání s ošetřením BAM pouze ELOX, při odstranění 1-log BAM. Tento nástroj byl nedávno aplikován na úpravu odpadních vod při výrobě fluoropolymerů kombinací anodické oxidace NF a BDD (2019). Je zajímavé, že bylo zjištěno, že výhody integrace úzce souvisí s výkonností membránové separace a rychlostí elektrochemické degradace persistentního PFHxA. Použití vysoce produktivní, ale méně selektivní membrány NF270 poskytlo 50,7% úsporu energie pro poměr odstranění 1 log, ale hybridní strategie nepřinesla žádný přínos pro závažnější odstranění cíle 2 log. Je pozoruhodné, že těsnější membrána NF90 dosáhla 76,7 % a 59,2 % úspory energie pro poměry odstranění PFHxA 1-log a 2-log ve srovnání s přímou elektrolýzou BDD. Nižší úspory energie uvedené v č.j. (Madsen, 2015) ve srovnání s č.j. (Pica, 2019) jsou pravděpodobně způsobeny odolnější povahou perfluorkarboxylových kyselin. Integrace membránové filtrace a ELOX jde o krok vpřed aplikací nástrojů procesního inženýrství, aby se minimalizovaly celkové náklady, které zahrnují investice, spotřebu energie a také náklady na provoz a údržbu. Výsledky zdůraznily přínos tohoto přístupu doloženého příkladem pro odstranění 3-log PFHxA, kdy řešení problému minimalizace nákladů vedlo ke dvoustupňovému uspořádání membránové předkoncentrace s použitím membrány NF90 s následným ošetřením koncentrátu NF ELOX, s celkovým 78,4 % úspora nákladů ve srovnání s ošetřením pouze ELOX. Za zmínku stojí, že nejvyšší náklady byly vynaloženy na nákup a náhradu elektrod BDD, které byly výrazně vyšší než náklady na dodávku elektřiny do vysokotlakých čerpadel a výkonových usměrňovačů. Nedávno byl podobný přístup aplikován na úpravu PFAS v podzemních vodách zasažených kontaminovanou půdou kvůli použití pěny tvořící vodný film v rozmezí nízkých koncentrací ($\sim 70 \mu\text{g l}^{-1}$, jako součet PFOA, PFOS, PFHxA, PFPeA, PFBA a 6:2 FTSA) (Soniario, 2020). Vzhledem k extrémně nízké cílové koncentraci uložené na konci čistící řady po smíchání permeátu z membránové filtrace a odtoku ELOX (70 ng l^{-1}), podle doporučených úrovní EPA pro zdraví v pitné vodě), optimalizované řešení použilo čtyři membrány stupně, pro následnou filtraci permeátové vody se středním tlakem. Přesto to optimalizované řešení se ušetřilo 76,6 % celkových nákladů ve srovnání s úpravou pouze pomocí ELOX.

Existuje jedna nová konfigurace, která kombinuje membránovou elektrodialýzu (ED) jako prostředek pro koncentraci chlorovaných polutantů a ELOX koncentrátu ED v anodové komoře (Raschitor, 2017). Toto procesní schéma bylo použito v jediném zařízení, i když separační a degradační funkce zajišťují samostatné povrchy použitých membrán, proto lze vliv změny aniontovýměnné membrány, složení elektrolytu a materiálu anody studovat odděleně. Autoři dospěli k závěru, že kombinovaná konfigurace ED/elektrooxidace překonává samotnou elektrooxidaci u systémů, ve kterých rychlost transportu převyšuje rychlost degradace (Raschitor, 2020).

V oblasti environmentálních aplikací elektrochemie nabývá na významu vývoj hybridních procesů, které kombinují elektrochemické a membránové technologie. Membránová separace pomocí NF a RO zvyšuje koncentraci persistentních polutantů, což má

za následek rychlejší elektrochemickou degradační kinetiku. Vyšší vodivost elektrolytu zároveň umožňuje snížit spotřebu energie elektrochemického stupně. Většina studií vybírá anody BDD kvůli jejich účinné úloze při degradaci persistentních polutantů, zahrnovala skupinu PFAS vzbuzujících velmi velké obavy, ačkoli na významu nabývají také oxidy kovů a substechiometrické oxidy titanu. RO je preferovanou možností, ačkoli některé NF membrány nabízejí jednu jedinečnou výhodu, a to jejich vysokou propustnost pro chloridy. Metodologie procesní integrace odhalila, že velikost elektrochemického reaktoru může být drasticky zmenšena předkoncentrací membrány, díky čemuž je integrovaný proces mnohem méně energeticky náročný než přístup pouze ELOX, a poskytuje tak požadovanou intenzifikaci procesu.

Na základě tohoto přehledu literatury existují důležité aspekty, které by měly být zváženy a/nebo hlouběji prostudovány, aby se pokročilo v integraci membránové separace a elektrochemických technologií:

- Pokud jde o EC jako předúpravu pro UF, dosud hlášené studie jsou slepé filtrační systémy v laboratorním měřítku pracující v režimu jedné dávky. Proto je zapotřebí více znalostí o analýze nepřetržitého provozu jednotky UF v po sobě jdoucích cyklech výroby/zpětného proplachu a způsobu připojení EC k UF. Předmětem zájmu je také nahlédnutí do mechanismu, který poskytuje agregátům EC lepší vlastnosti než chemická koagulace pro snížení zanášení membrán.
- O ELOXu jako následném zpracování koncentrátů RO/NF se jen velmi málo studií zaměřuje na tvorbu organických a anorganických halogenovaných vedlejších produktů. Je zapotřebí více informací o této problematice, zvláště když je během fáze membránové předkoncentrace dosaženo vysoké koncentrace chloridů.
- V případě degradace velmi perzistentních znečišťujících látek náklady na nákup a výměnu anod BDD určují celkové náklady na proces čištění. Existuje potřeba vyrábět stabilní anodové materiály s dlouhou životností s podobnými degradačními vlastnostmi jako BDD, ale s výrazně nižšími náklady.

5.4.2 Regenerace louhů z procesů CIP

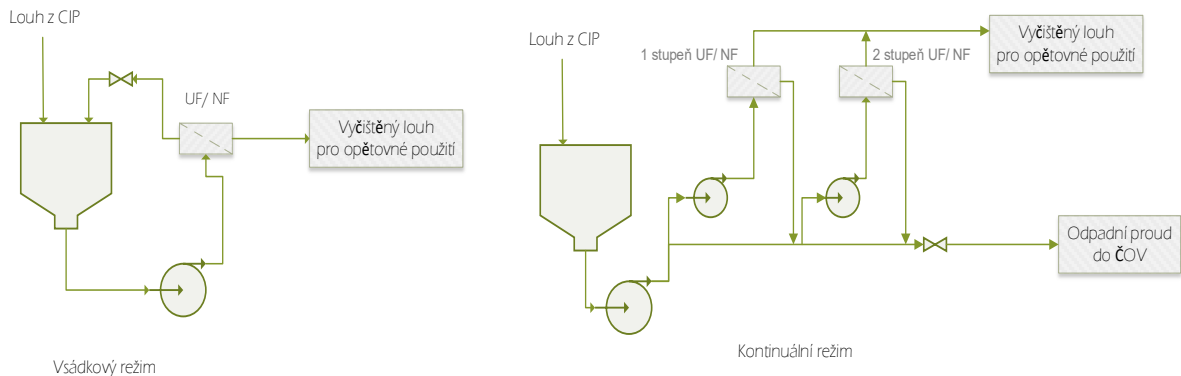
Jak bylo popsáno výše velmi zajímavým se jeví čištění a regenerace louhů. Filtrace a opětovné použití čisticích roztoků obsahujících louh snižuje spotřebu hydroxidu sodného, vody a odpadních vod, stejně jako CHSK a náklady na energii, protože díky teplotní odolnosti membrány lze louh sodný filtrovat i horký. K tomu účelu byly poměrně nedávno vyvinuty keramické membrány, které jsou extrémně odolné vůči agresivním chemikáliím, takže jejich dlouhá životnost je pro mnoho zákazníků rozhodujícím faktorem, a i možnost použití při vysokých teplotách je činní ideálními pro regeneraci louhů.

Použití ultrafiltračního zařízení vybavené keramickými membránami zajišťuje, že využitý čisticí roztok z CIP může být spolehlivě recirkulována. Po předfiltraci a odstranění hrubých složek ultrafiltrační systém nepřetržitě čistí silně kontaminovaný roztok CIP. Permeát se vrací do procesu čištění. Snížení provozní teploty při filtraci není nutné, protože membrány lze bez problémů provozovat i při 80–90 °C. Tím se ušetří obrovské náklady na energii na vytápění a chlazení. Kromě toho dochází k významnému snížení nákladů na likvidaci použitých CIP roztoků, protože dané řešení umožňuje recyklovat CIP roztoky téměř neomezeně. V pravidelných intervalech je vypouštěn pouze koncentrát. Tato ztráta společně s transportními ztrátami jsou doplněny doplňováním čerstvého louhu a v případě potřeby jsou doostřeny.

Pro koncentrace do 3 hm % lze použít i NF polymerní membrány. Zařízení pro regeneraci CIP roztoků může fungovat jak ve vsádkovém, tak kontinuálním procesu, jak je znázorněno na obr. 16.

Ve vsádkovém režimu je vyčištěný roztok louhu vypuštěn z daného okruhu regenerace, zatímco je koncentrován, znečištěný roztok se vrací do napájecí nádrže k přepracování. Když se dosáhne požadované regenerace produktu, vsádková nádrž se vypustí a znovu naplnění

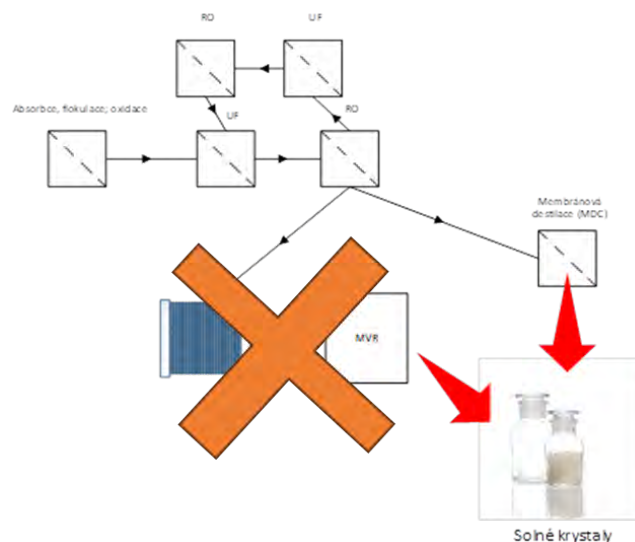
V kontinuálním procesu je vstupní roztok čerpán přímo do potrubí regeneračního systému a recirkuluje přes dva stupně membrán. Čistý permeát se vyrábí při stálém průtoku a kvalitě, zatímco parametry procesu jsou řízeny automaticky.



Obr. 16 Uspořádání regenerace louhu pomocí tlakových membránových procesů z procesů čištění CIP

5.4.3 Regenerace mycích roztoků a úprava vody v pivovarnictví

Regenerace louhů a kyselin používaných k čištění technologií je možné pomocí UF, difuzní dialýzy a bipolární elektrodialýzy. Zbylou odpadní vodu by bylo možné pomocí membránové destilace přecistit na vodu použitelnou opět pro účely čištění a oplachů nebo až do stádia chladicí a napájecí vody pro kotle.



Obr. 17 Technologické schéma možného procesu nakládání s RO permeáty

V tomto případě je nutné znát tepelnou a objemovou bilanci chladících vod pivovaru a chladících vod z varny, aby byl požadavek energie potřebného pro membránovou destilaci co nejmenší v nejlépeším případě jen na pohon čerpadel (což by byl ideální případ).

V případě nalezení vhodného zdroje tepla pro membránovou destilaci je možné v současné době již uvažovat o vynechání koncentračního kroku založeného na elektrodialýze s následnou MVR, ale je možné rovnou přejít k membránové destilaci MDC, z které už budeme získávat solné krystaly (produkt).

5.4.4 Aplikace membránových separačních procesů při získávání fosforu

Vyčerpávání zdrojů fosforu a nadměrné vypouštění fosforu do odpadních toků jsou protichůdné problémy. Klíčem k řešení obou problémů je zpětné získávání fosforu z odpadních toků. Současné technologie rekuperace fosforu vyžadují vysoké koncentrace fosforu a postrádají schopnost oddělit toxické látky od regenerovaných fosforových produktů. Procesy membránové separace, jako je nanofiltrace, dopředná osmóza a elektrodialýza, jsou příklady účinných metod pro řešení některých z těchto problémů. Zde je z našeho pohledu nastíněn základ pro budoucí výzkum a vývoj získávání fosforu pomocí membránových separačních procesů a jako reakce na stále naléhavější otázky eutrofizace a rostoucího vyčerpávání zdrojů fosforu.

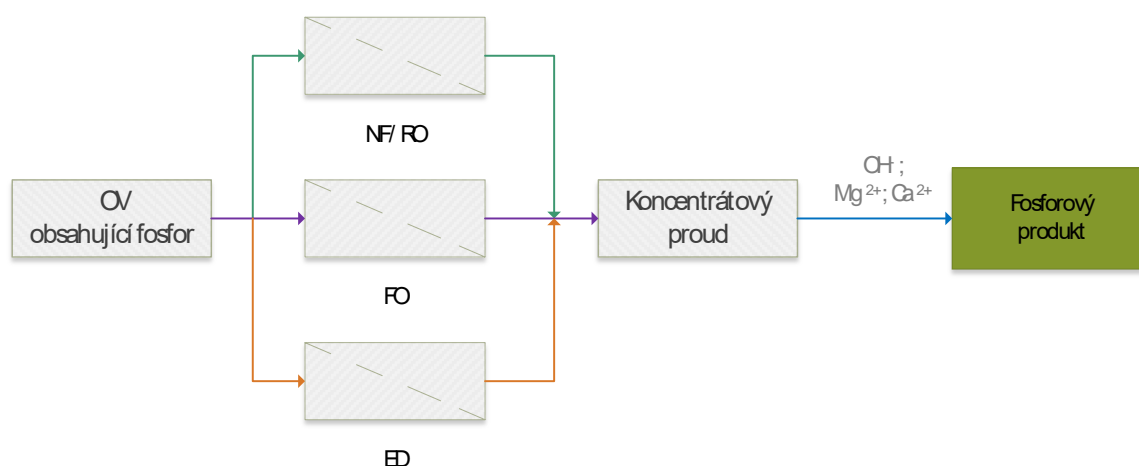
Tabulka 19. Obsah fosforu ve vybraných bioodpadech

Biomasa a bioodpad	P obsah
Tekutá frakce prasečího hnoje	0,203 g/L
Kravský hnůj	4,10 g/kg – 18,3 g/kg sušiny
Kravská kejda	67,5–101,0 mg/l
Prasečí hnůj	1,9 g/kg
Drůbeží stelivo	13,6 g/kg
Jateční odpad	1,79 g/kg sušiny
Hovězí kosti	104 g/kg sušiny
Prasečí kosti	93,6 g/kg sušiny
Drůbeží kosti	85,2 g/kg sušiny
Popel z rybích kostí	172 g/kg
Popel z kuřecích kostí	155 g/kg
Popel z hovězích kostí	142 g/kg
Popel z čistírenských kalů	80 g/kg
Kaly z čistíren odpadních vod	25,68 g/kg
Zelný odpad	0,26 g/kg
Zbytky jídla	4.2 g/kg
ČOV	10mg/l

Odpadní vody jsou zdrojem různých makro a mikroelementů, organické hmoty a těžkých kovů. Nutriční hodnota odpadních vod se vyznačuje nízkou koncentrací fosforu, ale vysokým objemem, protože jeden občan ČR vyprodukuje přibližně 100 l odpadních vod denně s průměrnou koncentrací 10 mg.P.l⁻¹ potenciální zdroj P v odpadních vodách produkovaných obyvateli se odhaduje na 1,8–2,5 g P/den nebo cca 1 kg P ročně.

Různé fyzikální (Yan, 2018; Bacelo, 2020), biologické (Yuan, 2012; Li, 2019) a chemické (Peng, 2018) byly publikovány jako možné procesy zpětného získávání fosforu z odpadních vod. Biologická dostupnost a potenciální kontaminace regenerovaných OV jsou důležitými faktory pro procesy regenerace fosforu. Většina těchto procesů regenerace používá struvitové nebo Ca-P krystaly kvůli jejich dobré biologické dostupnosti a širší škále možností případného opětovného použití se sníženým patogenním rizikem a snadnější přepravou (Mehta, 2015). Ekonomicky proveditelné je však zpětné získávání fosforu krystalizací pouze tehdy, když

koncentrace fosforu v odpadních vodách překročí 100 mg.l^{-1} (Xie, 2016), přičemž průměrná koncentrace fosforu v surové odpadní vodě a supernatantu vyhnílého kalu je $7,6 \pm 0,57$ ($n = 118$) mg.l^{-1} a 61 ± 5 ($n = 26$) mg.l^{-1} (údaje ze zprávy IDEQ (Idaho Department of Environmental Quality Münch, 2001)). Ve zprávách je uváděno, že když je fosfor koncentrován z 61 mg.l^{-1} na 122 mg.l^{-1} , rychlost regenerace fosforu struvitem se zvyšuje z 65 % na 85 % se stejnou dávkou iontů hořčíku. Pokud je míra rekuperace fosforu v roztoku udržována na 65 %, může být přídavek iontů hořčíku snížena o 30 %. To znamená, že obohacení fosforem může snížit objem nádrže nutné pro procesy srážení a snížit dávku požadovaných chemikálií. Čistota fosforu může být zlepšena a případně i výnosy P produktu. Z tohoto důvodu je nutné fosfor obohacovat, aby se zlepšila účinnost jeho regenerace prostřednictvím procesu krystalizace. Vzhledem k tomu, že v odpadních tocích jsou přítomny těžké kovy, stopové organické sloučeniny (TOC) a další toxické látky, budou se tyto látky během procesu zpětného získávání fosforu dostávat do produktů, a tím významně omezí použití zpětně získaných produktů, a to zejména v zemědělství (Pronk, 2006; Rouff, 2012; Xie, 2016). Proto je pro oddělení fosforu od těchto toxických látek nutný proces předúpravy.



Obr. 18 Procesní schémata pro regeneraci fosforu z OV membránovými procesy

K získávání zdrojů fosforu je možné aplikovat několik procesů membránové separace, jak je uvedeno na Obr. 18. Mezi další membránové separační procesy používané při získávání fosforu patří NF, FO, ED a MBR na bázi FO který by mohl mít navíc i potenciál pro regeneraci živin, včetně fosforu.

Rozpuštěný fosfor, který je hlavní formou fosfátu v odpadních vodách, lze účinně oddělit procesy NF i RO. NF membrány však umožňují vyšší průchod soli než RO membrány, což snižuje osmotický tlak (Petersen, 1993). Vysoká propustnost NF membrán navíc snižuje tlak potřebný pro regeneraci fosfátů. Proto v aplikacích, jako je získávání fosfátů, kde nejsou vyžadovány vysoké rejekce NaCl, je NF vhodnější než RO. Míra zadržování fosforu a mechanismy procesu NF odpovídají vlastnostem použitých membrán. Komerčně dostupné NF membrány lze rozdělit do tří kategorií. První skupinu tvoří membrány s negativním povrchovým nábojem, kde v zadržování solí dominuje Donnanova exkluze. Ve druhé skupině NF membrán hrály roli při separaci solí jak nábojové, tak velikostní efekty pórů. Třetí skupina membrán je spíše otevřená porézní membrána, kde bylo rejekce dosaženo prostřednictvím kladného nábojového a velikostního efektu. Míra zadržování fosforu v těchto membránách je 74–99 %. Mezi nimi jsou membrány NF50 (X-Flow BV, Nizozemí), které se vyznačují nejnižší mírou zadržování fosforu, ale mají největší propustnost. Ve srovnání s membránou NF90

(Dow-Filmtec) pod 4,8 bar (pH: 8,4) jsou vícevrstvé polyelektrolytové NF membrány připravené Hongem (2009) vykazují více než šestinásobnou selektivitu chloridů/fosfátů, dvojnásobek rychlosti zadržování roztoku 98,3 % a 99,7 %.

Hodnota pH vstupního roztoku také ovlivňuje propustnost fosforečnanů. Obecně platí, že vyšší pH vede k vyšší míře zadržování fosforu (Hong, 2009; Niewersch, 2010; Lee, 2014). V uvedených výsledcích je vysvětleno, že je to způsobeno nižším pH, vyšší koncentrace H^+ vede k elektrické dvojité vrstvě kladných nábojů na povrchu membrány. Tento jev podporuje transmembránový přenos aniontů, a proto snižuje rychlost zachycování fosfátových iontů. Čím menší je velikost částic kationtů v roztoku, tím snazší je průchod NF membránou a odpovídajícím způsobem se zlepšuje účinnost propustnosti aniontů, čímž současně dosáhne elektrické neutrality. Studie o účincích Na , Mg^{2+} , Al^{3+} atd. o zadržování fosfátů to rovněž prokázaly.

FO jako nově vznikající proces membránové separace byl široce používán při úpravě vody, zpracování potravin, odsolování a dalších oblastech. Hlavní výhodou FO je, že pracuje s nízkou nebo žádnou hydraulikou a má vysokou míru zadržování různých nečistot. Dále může mít nižší tendenci k zanášení membrány než tlakově řízené membránové procesy (Lee, 2010). Vzhledem k tomu, že jediný tlak obsažený v procesu FO je způsoben odporem proudění v membránovém modulu, je požadované vybavení velmi jednoduché a podpora membrány je menší výzvou (Cath, 2006). V posledních letech došlo k výraznému nárůstu výzkumu získávání fosforu pomocí procesů založených na FO (Smol, 2018). Fosfor byl získán z různých odpadních toků, jako je moč (Zhang, 2014; Volpin, 2019;), hnoje (Pramanik, 2019), splaškových vod (Qiu, 2014; Huang, 2015a; Luo, 2016; Gao, 2018) a kalů (Nguyen, 2013; Hau, 2014; Ansari, 2016). Ve většině aplikací se fosfor a další živiny koncentrují pomocí procesu FO a poté se chemicky vysráží za vzniku produktů, jako je struvitový nebo fosforečnan vápenatý (Ansari, 2017). Bylo také použito několik konfigurací založených na FO, včetně přímé filtrace FO a bioreaktoru s osmotickou membránou (OMBR).

MBR je proces, který kombinuje proces aktivovaného kalu s funkcí membrány pro zadržování mikroorganismů pro čištění odpadních vod. MBR nahrazuje roli sekundární dosazovací nádrže v tradičních bioreaktorech a zmenšuje zastavěnou plochu. OMBR byla vyvinuta nahrazením mikroporézní membrány (tj. MF nebo UF membrány) v konvenčním MBR membránou FO (Cornelissen, 2008). Ve srovnání s konvenčním MBR má OMBR následující výhody: nižší tendenci k zanášení membrány, vysokou retenci rozpustných iontů/molekul v suspendovaném kalu a nízkou spotřebu energie. Proto bylo provedeno mnoho studií s použitím OMBR pro zpětné získávání fosforu (Huang, 2015b; Ansari, 2017 a další). Jako první popsal novou metodu přímého získávání fosforu z komunálních odpadních vod pomocí OMBR Qiu (2014). V OMBR biologická aktivita odstraňuje organickou hmotu a NH_4^+ . PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} a nepřevedené NH_4^+ jsou odmítnuty membránou FO a obohacují roztok v bioreaktoru. Salinita z OV se naopak hromadí v OMBR v důsledku odporu membrány a reverzního toku rozpuštěné látky z DS a při vysokých hladinách salinity může dojít k zanášení membrány (Song, 2018). Stabilita provozu OMBR může být udržována pomocí přerušované extrakce a doplňování supernatantu, zatímco fosfor v extrahovaném supernatantu může být regenerován úpravou hodnoty pH. V následných pracích Qiu (2015) vyvinuli hybridní mikrofiltraci-OMBR (MF-FOMBR) pro přímé zpětné získávání fosforu z komunálních odpadních vod během jejich čištění. Kapalná fáze byla oddělena od MBR přes MF membránu, živiny byly extrahovány a fosfor byl získán z MF osmózy bohaté na živiny pomocí srážení, bez nutnosti přidání externího zdroje vápníku nebo hořčíku. Byly provedeny i další studie založené na MF-OMBR (Luo, 2016; Jorgensen, 2018). Vzhledem k tomu, že OMBR může umožnit oddělení doby

zadržování kontaminantů a doby zadržování hydraulických látek (HRT), byla HRT pro čištění komunálních odpadních vod zkrácena na minuty. Kapacita čištění odpadních vod a kapacita rekuperace fosforu byly proto řádově zvýšeny (Qiu, 2016a). Nízké HRT může vést ke zvýšenému zanášení membrán a snížení diverzity mikrobiálních společenstev (Qiu, 2016b).

Hou (2016) spojil procesy mikrobiálního palivového článku (MFC) s OMBR pro čištění odpadních vod. Když je MFC kombinován s OMBRs, akumulace rozpuštěné látky zvyšuje vodivost a kapacitu pufru, což zvyšuje hustotu výkonu MFC od 3 W/m³ do 11,5 W/m³. MFC postupně reguluje a snižuje produkci kalu, čímž snižuje zanášení membrány dopředné osmózy (FO). MFC-OMBR osazený TFC membránou podává vynikající výkony při odstranění organické hmoty a fosforu. Vzhledem k zápornému povrchovému náboji a chemickému složení roztoku jsou možnosti membrány TFC vzhledem k rychlosti odstraňování dusíku omezené, což vede ke zvýšení toku amoniaku do OMBR.

V procesu ED se kationty a anionty přesouvají do katody a anodové komory v reakci na stejnosměrné elektrické pole. Tímto způsobem lze selektivně oddělit fosfátové ionty od FS a v anodové komoře tak vzniká proud bohatý na fosfáty. Vyšší hodnota pH může zlepšit obohacení fosfáty při použití monoselektivních membrán. (Tran, 2014; 2015). Při porovnání nárůstu koncentrace fosforečnanů v toku produktů působících při pH12 a pH8 se koncentrace fosforečnanů při pH 12 zvyšuje rychleji než při pH 8 (Tran, 2014). Je to proto, že při vysokém pH je koncentrace HPO₄²⁻ a PO₄³⁻ iontů je více, s větším nábojem. Velmi vysoké pH však může vést k tvorbě těkavého čpavku, čímž ovlivňuje výtěžnost fosforu ve formě struvitu, proto je nutné kontrolovat vstupní pH ve správném rozmezí.

Kromě toho se rychlost obohacování a koncentrace fosforu zvyšuje s proudovou hustotou, protože vysoká proudová hustota může zvýšit přenos živin na iontovýmennou membránu. K rozštěpení vody však obvykle dochází, když je překročena mezní proudová hustota (Liu, 2017). Rotta (2019) aplikoval podmínky nadlimitní hustoty proudu, aby se zabránilo přenosu fosfátu přes anionvýmennou membránu, čímž je oddělil od koexistujících iontů, jako jsou sírany. Za těchto podmínek může být pH roztoku uvnitř membrány mnohem vyšší než pH proudícího roztoku. Proveditelnost této metody proto závisí na použití anionvýmenné membrány odolné vůči alkáliím.

Tran (2015) uvádí, závislosti konkurenční účinnosti koncentrace fosfátů v odpadních vodách. V přítomnosti NO₃⁻, HCO₃⁻, a SO₄²⁻, koncentrační účinnost fosforečnanů ve výrobku byla významně snížena ze 188 % na 78 % po 210 minutách, ale po 300 minutách mohla dosáhnout 161 %. Tento jev je způsoben transportní soutěží mezi fosfátovými ionty a jinými ionty v roztoku, zatímco hodnota iontové vodivosti fosfátu je relativně malá. Ferreira (2018) využíval elektrodialytické 2 komorové moduly (2C-modul) pro získávání fosforu. Proces ED byl prováděn v 2 komorovém modulu s odpadní vodou buď v anodovém nebo katodovém oddílu, odděleném od elektrolytického oddílu AEM nebo CEM membránou. Jeho výsledky ukázaly, že nejlepších výsledků bylo dosaženo při použití AEM. V případě článku s 2 komorovým modulem s AEM může být provedena změna polarity v závislosti na konečném použití odpadní vody. Tento systém umožňuje provozovatelům ČOV definovat polarizaci prostoru odpadní vody podle konečného požadovaného využití odpadní vody: zemědělská závlaha – anoda, aby fosfor zůstal v odtoku a tím se vyrobil roztok hnojiva; nebo vypustit odpadní vodu do recipientu – katody, takže zbývající P je regenerováno v elektrolytu.

Bipolární membrána ED (EDBM) se také používá při získávání fosforu, a to k regeneraci fosforečnanu z přebytečného kalu, který by mohl účinně přeměnit koncentrovaný fosfát na kyselinu fosforečnou *in situ* a produkovat čistý výtěžek fosfátu přibližně 0,075 mol/l při

50 mA/cm² proudová hustota. Shi (2018) EDBM použil při využití odpadních vod z prasečího hnoje.

Vysoká spotřeba energie je hlavním faktorem omezujícím použití ED na získávání fosforu. V reakci na to Wang (2017) opět zkombinoval ED s elektrochemickým membránovým bioreaktorem za účelem vývoje nového typu selektivního membránového bioreaktoru ED (EDMBR). Využití elektřiny vyrobené v ED-MBR umožňuje rekuperaci fosforečnanů a síranů z moči přímo na místě. Maximální hustota výkonu je 23,5 W/m³ s vnějším odporem 1000 Ω. Příslušné míry odstranění NH₄⁺, PO₄³⁻, a SO₄²⁻ byly 97,4 %, 76,7 % a 94,5 % a příslušná míra výtěžnosti fosforu a síranu byla 65 % a 54,9 %. Tento proces je také možné využít při zpracování kalu se zvýšeným biologickým odstraňováním fosforu (EBPR). Po napětově stabilizovaném výstupu 30 dní dosahuje maximální hustota výkonu 0,32 W/m³. Více než 90 % fosforu se uvolňuje z kalu EBPR, zatímco asi 50 % fosforu je koncentrováno jako relativně čistý roztok fosforečnanů při koncentraci 4 mmol/l.

Až dosud mnoho studií prokázalo proveditelnost různých procesů membránové separace pro získávání fosforu, ale stále existují některé problémy, které je třeba vyřešit. Následující kroky by se proto měly zaměřit na následující aspekty:

- Výzkum a příprava pokročilých membrán. Zanášení membrán zůstává hlavním omezením při aplikaci procesů membránové separace na získávání fosforu. Odolnější membrány umožňují širší rozsah provozních podmínek a zároveň snižují náklady na čištění a výměnu membrán. Dále je nutná speciální membrána pro výzkum získávání fosforu. Například současný směr výzkumu membrány FO má za cíl vyvinout membrány s větším průnikem vody a menším reverzním tokem rozpuštěných látek (Zhao, 2012). V procesu získávání fosforu FO však dochází ke vstupu reverzních rozpuštěných látek, jako je Mg²⁺ a Ca²⁺ hraje propagační roli; Následně jsou kladeny různé požadavky na vlastnosti membrány.
- Nezávadnost produktů ze zpětného získávání fosforu. Výzkum získávání fosforu membránovými separačními procesy se primárně zaměřuje na účinnost a ovlivňující faktory, ale bezpečnost produktů z fosforu je významná pro jeho využití a zasluhuje si důkladnou pozornost.
- Hybridní membránový systém. Hybridní membránové systémy v kombinaci s biologickými procesy se ukázaly jako velmi slibné při získávání fosforu, jako je OMBR v kombinaci s MF (Qiu, 2016b,) a ED v kombinaci s MFC (Geng, 2018). Tyto systémy jsou výhodné pro omezení zanášení membrán, spotřeby energie, zvyšování degradace a separace toxických látek a snižování množství kalu používaného v biologických procesech.
- Kombinace s obnovitelnými nebo levnými energiemi. Vysoká spotřeba energie zůstává problémem pro procesy membránové separace a její kombinace se solární energií nebo energií z odpadního tepla by mohla zlepšit její životaschopnost pro rekuperaci fosforu. Například DS procesu FO lze účinně rekuperovat pomocí procesu MD s odpařováním sluneční energie (Luo, 2014).

5.5 Souhrn (výsledky analýzy bariér v dané oblasti)

Různá průmyslová odvětví představují jedinečné výzvy pro čištění odpadních vod. Pochopení rozdílů ve vlastnostech odpadních vod je důležité, protože mohou ovlivnit proces a návrh čištění. Zatímco čištění komunálních odpadních vod může být předvídatelné, průmyslové čištění má tendenci se výrazně lišit v závislosti na požadavcích výroby. Mezi běžné kontaminanty v odpadních vodách pro těžební a rafinační zařízení patří těžké kovy, benzen-

toluen-ethylen-xylen (BTEX) a další těkavé organické sloučeniny (VOC). Celulóžky a papírny se zároveň musí vypořádat s vlákny které se objevují v OV. Potravinářské provozy naopak OV znečišťují zejména biologickými polutanty. Farmaceutické závody obvykle využívají širokou škálu chemikálií a technologických procesů, což představuje velké výzvy pro technologie a postupy čištění odpadů.

Vzhledem k velkým investicím, které jsou zapotřebí, ZLD zůstává dlouhodobým cílem mnoha organizací. S trochou promyšlených a snadných technických úprav však mohou společnosti dosáhnout alespoň minimalizace vypouštění OV stanovením průběžných cílů, které pomohou recyklovat, regenerovat, snižovat a znovu využívat pro současné procesní operace.

- Odpad ze změkčovacích stanic v kombinaci se zdrojovou vodou lze nasměrovat pro doplňování vody v chladicích věžích.
- RO odpadní voda může generovat v průměru 20–25 % celkových OV. Některé systémy se blíží 50 %. Tuto vodu lze recyklovat a znovu použít v budově nebo komplexu ke splachování WC, závlahám atd.
- Kontinuální elektrodeionizační odpad může být přiváděn přímo do předčištěné vody nebo smíchán se zdrojovou vodou na začátku předúpravy.
- Oplachovou vodu CIP lze měřit pro stanovení její vodivosti. V závislosti na výsledcích může být voda poslána zpět do předčištění nebo do sběrné nádrže nebo nasměrována po proudu k neutralizaci OV.
- Šedá voda může být přiváděna do externího zavlažovacího systému.
- Mnoho odpadních vod z myček a mycích zařízení může být také nasměrováno do zavlažovacích systémů.
- Kondenzát HVAC lze znovu použít pro zavlažování nebo sanitární aplikace.

Jeden z největších zdrojů OV v potravinářství – proplachování zařízení (CIP) před odběrem vzorků – posílá obrovské množství „vynikající“ vody přímo do odpadu. Přidání přepínacího ventilu na odtokové potrubí může přesměrovat vodu do RO nebo CEDI.

- Zpětné proplachování na základě stavu (např. pískové filtry, multimediální filtry a C lože) může výrazně snížit spotřebu vody a odtok odpadní vody.
- Úniky z plnicích operací, které používají vodu nebo WFI, lze znovu zpracovat pro předúpravu, zavlažování nebo použít pro sanitární/hygienické aplikace (toalety, pisoáry atd.).
- Sanitární zařízení může být aktualizováno tak, aby zahrnovalo bez průtokové pisoáry, toalety s dvojitým splachováním, armatury s ultra nízkým průtokem atd.

Při nákupu nového zařízení zvážit možnosti úspor vody. Výrobci zařízení často zabudovávají mechanismy pro recirkulaci a opětovné použití. Některé destilační jednotky s kompresí par mají například zabudované mechanismy recyklace a opětovného použití. Jiné mohou mít možnosti s nízkým průtokem, které lze použít, když je zařízení nepoužívané.

Zvažování rizik v průmyslu postupuje vpřed, aby využil výhod nových příležitostí a vyhlídek které nabízejí i nanotechnologie, je třeba zajistit, aby vývoj probíhal v souladu s bezpečným a udržitelným způsobem. Během životního cyklu membrán a nanomateriálů, mohou být pracovníci a spotřebitelé vystaveni v různých fázích výroby, zpracování, používání a recyklace nebo likvidace a dříve nebo později se nanočástice mohou uvolnit do životního prostředí, do atmosféry nebo vodního systému. Vzhledem k tomu, že současné mezery ve znalostech o možná zdravotní a ekologická rizika, je třeba být obezřetný a je proto třeba dbát na opatrnost při zavádění nanočástic ve vodním prostředí.

Bylo zahájeno několik projektů na studium vývoje "od kolébky do hrobu" se sledováním změn chemických a fyzikálních vlastností materiálů v nano rozměrech, zejména s důrazem na

charakterizaci velikosti částic, potenciální toxikologické účinky a přijatelné úrovně expozice. Je proto zapotřebí vyvinout velké úsilí k tomu, aby byly shromážděny smysluplné informace o jejich úniku a cestách do ŽP, rozložitelnosti a mechanismech přenosu, přeměně a akumulaci v živých organismech. Nové strategie pro recyklaci nanokompozitů a jejich využití v praxi. Imobilizace jejich nano složek je někdy problematická a je tedy rovněž nutné usilovat o jejich využití.

Ekonomika elektrochemických membránových procesů, jako jsou ED, RED, EFO, EMF, EMO, BEMS a elektrotermální membránový proces, jsou diskutovány v této kapitole. Lze dojít k závěru, že náklady závisí na mnoha ekonomických faktorech, které musí být optimalizovány k dosažení aplikace za slušné náklady a spotřebu energie. Náklady na ED systémy se pohybují mezi 0,20 a 1,2 \$/m³ a jejich SEC jsou 0,4 - 2,6 kWh/m³. Je ale potřeba poznamenat, že tyto hodnoty jsou silně závislé na TDS ve vstupním roztoku, membránových nákladech a kapacitě vybraných modulů. Běžným problémem pro elektrochemické procesy jsou vysoké náklady na iontovýměnné membrány, které jsou proti RO dražší.

Tabulka 20. Relativní náklady na kombinované elektrochemické membránové procesy

Procesy	Aplikace	Rozsah provozu	Relativní náklady
Elektrodialýza	S, D, R, H	Osvědčená ve velkém měřítku	\$\$
Reverzní elektrodialýza	P, W, D	Osvědčená ve velkém měřítku	\$\$ - \$\$\$\$
Membránová kapacitní deionizace	D, R, H	Osvědčená ve velkém měřítku	\$\$
Elektro-forward osmóza	D	Malá až střední velikost	\$\$\$
Elektrochemická membránová oxidace	P, W, O, R, RC, F	Malá až střední velikost	\$\$-\$
Elektrochemická membránová redukce	P, W, O, R, RC, F	Malá až střední velikost	\$\$-\$
Elektrochemická membránová filtrace	P, W, O, R, RC, F, H	Malá až střední velikost	\$\$-\$
Elektrotermická membrána	D, R, H	Malá až střední velikost	\$\$\$ - \$\$\$\$
CNT membrány	P, O, RC, F	Malá až střední velikost	\$\$-\$
Membránové bioelektrochemické systémy	W, D, O, H, E	Většinou malý až střední	\$\$\$ - \$\$\$\$

D, odsolování, E, výroba energie/bioplýnu; F, úprava znečištění; H, odstraňování těžkých kovů; O, degradace organických kontaminantů; P, kontrola pH; R, obnovení zdrojů; RC, degradace recalcitrantních kontaminantů; S, čištění solí; W, dezinfekce vody

S membránovými procesy musí probíhat i integrace automatizace a digitalizace procesů do různých procesů čištění OV, která je proto nezbytná pro dosažení optimalizace odpadních vod. Včetně propojení vzájemných monitorovacích a data miningových aktivitách do logiky ovládání.

5.5.1 Implementační doporučení (2026–2030)

V sektoru potravinářství, farmacie a zdravotnictví je vhodné v období 2026–2030 zaměřit implementační aktivity především na taková řešení, která umožní **bezpečnou recyklaci vody, snížení organické i specifické chemické zátěže, omezení mikropolutantů a současně zlepšení energetické a provozní účinnosti systémů**. Vzhledem k tomu, že revidovaná směrnice o městských odpadních vodách výrazně posiluje požadavky na pokročilé čištění a mikropolutanty, bude význam technologií použitelných pro farmaceutické reziduum, specifické organické látky a hygienicky citlivé aplikace dále narůstat.

Pro potravinářské provozy je vhodné prioritně podporovat projekty zaměřené na **recirkulaci procesních a mycích vod, regeneraci CIP roztoků, snižování spotřeby vody**

a energie a využití membránových technologií jako součásti cirkulárních výrobních schémat. U farmaceutických a zdravotnických aplikací je vhodné klást větší důraz na **kombinované a hybridní systémy**, zejména tam, kde samotný membránový stupeň nepředstavuje jediné optimální řešení a kde je nutné kombinovat separaci, oxidaci a biologické dočištění. Zkušenosti evropských reuse projektů současně ukazují, že právě validace kvality výstupní vody, monitoring a jasně definovaný účel využití vody patří mezi klíčové podmínky úspěšné implementace.

Z hlediska implementace je vhodné, aby byly v tomto sektoru upřednostněny **pilotní a demonstrační projekty s vysokou mírou monitoringu**, protože zde hrají zvlášť důležitou roli požadavky na bezpečnost, sledování kvality a řízení rizik. Technické pokyny JRC k Water Reuse Regulation zdůrazňují, že reuse systém musí být postaven na risk management process, nikoli pouze na kontrole několika výstupních ukazatelů. Pro sektor potravinářství, farmacie a zdravotnictví je proto vhodné systematicky rozvíjet i metodiky pro hygienicky a provozně citlivé aplikace.

Z hlediska financování jsou pro podnikové projekty opět vhodné zejména aktivity **OP TAK**, především tam, kde projekty vedou k úsporám vody, oběhovému hospodářství, modernizaci výroby nebo snížení environmentální zátěže. U demonstračních a environmentálně orientovaných projektů s vyšší přidanou hodnotou je vhodné zvažovat také program **LIFE**, který je zaměřen na implementaci a demonstraci environmentálních řešení.

Proto je vhodné doplnit, že v sektoru potravinářství, farmacie a zdravotnictví mají být v období 2026–2030 prioritně podporovány **projekty bezpečné recyklace vody, regenerace procesních roztoků, odstraňování mikropolutantů, hybridní čisticí systémy a vysoce monitorované demonstrační aplikace**, které umožní propojit technologickou účinnost, hygienickou bezpečnost, environmentální přínosy a ekonomickou přijatelnost.

5.6 Literatura

ABDEL-SHAIFY et al. 2017. Treatment of pharmaceutical industrial wastewater via anaerobic/aerobic system for unrestricted reuse. *J. Sci. Ind. Res.*, 76, 119–127.

ADRUS, N. et al., 2012. Novel hydrogel pore-filled composite membranes with tunable and temperature-responsive size-selectivity. *J. Mater. Chem.* 2012, 22, 3088–3098.

AHMAD, N. N. R. et al., 2022. Nanofiltration membrane processes for water recycling, reuse and product recovery within various industries: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 45, 102478.

AHMAD, Z. et al., 2022. Versatility of Hydrogels. From Synthetic Strategies, Classification, and Properties to Biomedical Applications. *Gels*, 8, 167.

ALVAREZ, F. et al., 1997. Salicylic Acid Production by Electrodialysis with Bipolar Membranes. *J. Membr. Sci.* 7, 123, 61–69.

AMAR-REKIK, R.B, et al., 1994. Clarification of glucose syrups using mineral membranes. *International Sugar Journal*, 96, 434–436, 467–471.

ANKLEY, G.T. et al., 2007. Repeating history: pharmaceuticals in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 41, 8211–8217.

ANSARI, F.I. et al., 2016. Phosphorus recovery from digested sludge centrate using seawater-driven forward osmosis. *Sep. Purif. Technol.*, 163, 1–7.

- ANSARI, F.I. et al., 2017. Forward osmosis as a platform for resource recovery from municipal wastewater – a critical assessment of the literature, *J Membrane Sci*, 529, 195–206.
- AFONSO, M. D. et al., 2002a. Review of the treatment of a seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes e prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. *Desalination*, 142, 29–45.
- AFONSO, M. D et al., 2002b. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. *Desalination*, 151, 131–138.
- AL-QODAH et al., 2020. Combined electrocoagulation processes as a novel approach for enhanced pollutants removal a state-of-the-art review. *Sci Total Environ*, 744, 140–146.
- AL-SHIMMERY et al., 2019. 3D Printed Composite Membranes with Enhanced Anti-Fouling Behaviour. *J. Memb. Sci.*, 574, 76–85.
- ALFONSO-MUNIOZGUREN, P. et al., 2020. The role of ozone combined with UVC/ H₂O₂ process for the tertiary treatment of a real slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Management*, 289, 112480.
- ANDREOTTOLA, G. et al., 2009. Biological treatment of winery wastewater. An overview. *Water Science and Technology. A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 60, 1117–1125. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.551>
- ANDREWS, M. et al., 2011. The sustainable industrial water cycle – a review of the economics and approach. *Water Supply*, 11, 67–77, DOI:10.2166/ws.2011.010.
- ANGLADA, A. et al., 2011. Diamondopoulos Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate. evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. *Water Res*, 45, 828–838.
- AOUDE, C. et al., 2023. Dewatering of *Arthrospira platensis* microalgae suspension by electrofiltration. *Drying Technology*, 41, 1068–1080.
- ARTIGA, P. et al., 2007. Treatment of winery wastewaters in a membrane submerged bioreactor. *Water Science and Technology. A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 56, 63–69. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.473>.
- ARHIN, S.G. et al., 2016. Membrane Fouling Control in Low Pressure Membranes. A Review on Pretreatment Techniques for Fouling Abatement. *Environ. Eng. Res.*, 21, 109–120.
- ASFAW, T. 2018. Review on hospital wastewater as a source of emerging drug resistance pathogens. *J. Res. Environ. Sci. Toxicol.*, 7, 47–52.
- ASGHARNEJAD, H. et al., 2021. Comprehensive Review of Water Management and Wastewater Treatment in Food Processing Industries in the Framework of Water-Food-Environment Nexus. *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.*, 20, 4779–4815.
- AYATOLLAHI, S. et al., 2013. Radiation chemistry of salicylic and methyl substituted salicylic acids. models for the radiation chemistry of pharmaceutical compounds. *Radiat. Phys. Chem.*, 92, 93–98. [10.1016/j.radphyschem.2013.06.007](https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2013.06.007).
- BACELO, H. et al., 2020. Performance and prospects of different adsorbents for phosphorus uptake and recovery from water. *Chem. Eng. J.*, 381, 122–166.
- BAGASTYO, D.J. et al., 2012. Electrochemical oxidation of reverse osmosis concentrate on boron-doped diamond anodes at circumneutral and acidic pH. *Water Res*, 46, 6104–6112.

- BALCIOGLU, G. a GONDER, Z.B., 2018. Baker's yeast wastewater advanced treatment using ozonation and membrane process for irrigation reuse. *Process. Saf. Environ. Prot.* 117, 43–50.
- BASILE ANGELO et al., 2023. *Advanced Technologies in Wastewater Treatment*. Elsevier ISBN 9780323906982.
- BARY, E. M. A. et al., 2019. Characterisation and swelling-deswelling properties of superabsorbent membranes made of PVA and cellulose nanocrystals. *International Journal of Environmental Studies*, 76, 118–135.
- BENDOY, A. P. et al., 2022. Thermo-responsive hydrogel with deep eutectic mixture co-monomer as drawing agent for forward osmosis. *Desalination*, 542, 116067.
- BERNARDES, A. M. et al., 2017. Sequential pressure driven membrane operations to recover and fractionate polyphenols and polysaccharides from second racking wine lees. *Separation and Purification Technology*, 173, 49–54. [http s://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.007](http://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.007).
- BARBERA, M. et al., 2018. *Wastewater Treatment and Reuse in the Food Industry*; Springer. Berlin/Heidelberg, Germany, ISBN 3319684426.
- BASHIR, S. et al., 2020. Fundamental Concepts of Hydrogels. Synthesis, Properties, and Their Applications. *Polymers*, 12, 2702.
- BHATIA, S. 2018. Introduction to pharmaceutical biotechnology, Enzymes, proteins and bioinformatics, vol 2. IOP Publishing.
- W. BERGTHALLER, W. WITT, AND H.-P. GOLDAU, 1999. Potato starch technology. *Starch/Stärke*, 51, 235–242.
- BERNSTEIN, R. et al., 2013. Tuning the nano filtration performance of thin film strong polyelectrolyte hydrogel composite membranes by photo-grafting conditions. *J. Membr. Sci.*, 427, 129–138.
- BOLZONELLA, D. et al., 2010. Application of a membrane bioreactor for winery wastewater treatment. *Water Science and Technology. A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 62, 2754–2759. [ht ps://doi.org/10.2166/wst.2010.645](http://doi.org/10.2166/wst.2010.645).
- BOLZONELLA, D. et al., 2019. Winery wastewater treatment. A critical overview of advanced biological processes. *Critical Reviews in Biotechnology*, 39, 489–507. [http s://doi.org/10.1080/07388551.2019.1573799](http://doi.org/10.1080/07388551.2019.1573799).
- BORKOVÁ 2019. Syrovátka jako substrát k potenciální výrobě hydrogelů pro agrární využití, *Mlékárenské listy*, 172, 11–17. [http ://www.mlekarskelisty.cz/upload/soubory/pdf/2019/veda_177_3_s.11-17.pdf](http://www.mlekarskelisty.cz/upload/soubory/pdf/2019/veda_177_3_s.11-17.pdf)
- BOTELHO, C. M., et al., 2015. Fish canning industry wastewater treatment for water reuse-a case study. *Journal of Cleaner Production*, 87, 603–612.
- BUTCHER, G.J. 1989. Experiences with anaerobic digestion of wheat starch processing waste. *International Biodeterioration*, 25, 71–77.
- CAI, Y. et al., 2016. A critical review on draw solutes development for forward osmosis. *Desalination*, 391, 16–29.
- CANADAS, R. et al., 2021. Hydrophobic eutectic solvents for extraction of natural phenolic antioxidants from winery wastewater. *Separation and Purification Technology*, 254, [ht ps://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117590](http://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117590).

- CASSANO, A. et al., 2021. Integrated membrane systems as an innovative approach for the recovery of high value-added compounds from agro-food by-products. *Chemical Engineering Transactions*, 87, 361–366.
- CASSANO, A. et al., 2016. Recovery of polyphenols from olive mill wastewaters by membrane operations. In Figoli, A. Cassano, & A. Basile (Eds.), *Membrane technology in biorefining*, 165–189. Kidlington, UK: Woodhead Publishing.
- CASSANO, A. et al., 2018. Nanofiltration and tight ultrafiltration membranes for the recovery of polyphenols from agro-food by-products. *International Journal of Molecular Science*, 19, 351.
- CASTRO-MUNOZ, R. et al., 2018. Membrane-based technologies for meeting the recovery of biologically active compounds from foods and their by-products. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 59, 2927–2948.
- CASTRO-MUÑOZ, R. et al., 2016. Phenolic compounds recovered from agro-food by-products using membrane technologies – An overview. *Food Chemistry*, 213, 753–762.
- CEBERE, B. et al., 2009. Toxicity tests for ensuring successful industrial wastewater treatment plant operation. *Environ. Clim. Technol.*, 3, 41–47.
- CLERC, J.-M. 2004. Raitement des effluents vinicoles—nouveaux procédés en cours d'expérimentation Vinidea. *Net Wine Internet Technical Journal*, 5, 5.
- CONSTABLE, D.J.C., et al., 2007. Perspective on solvent use in the pharmaceutical industry. *Org. Process Res. Dev.*, 22, 133–137.
- CHAN, S.S. et al., 2022. Recent Advances Biodegradation and Biosorption of Organic Compounds from Wastewater. Microalgae-Bacteria Consortium—A Review. *Bioresour. Technol.* 344, 126159.
- CHAPLIN, B., SCHRADER, G. FARRELL, J. 2010. Electrochemical destruction of N-nitrosodimethylamine in reverse osmosis concentrates using boron-doped diamond film electrodes. *Environ Sci Technol*, 44, 4264–4269.
- CHAN. L.G., COHEN J.L., OZTURK G., HENNEBELLE M., TAHA A.Y., DE MOURA, J. M. 2018. Bioconversion of cheese whey permeate into fungal oil by *Mucor circinelloides*. *J Biol Eng*, 12, 1–14.
- CHANG, L-T. 1992. Scientific briefs. *Starch/Stärke*, 44, 117.
- CATH, T.Y. CHILDRESS, A.E., ELIMELECH. M. 2006. Forward osmosis. principles, applications, and recent developments. *J Membrane Sci*, 281, 70–87.
- Chen, H. et al., 2016. A comparative study of the mechanical properties of hybrid double-network hydrogels in swollen and prepared states. *J. Mater. Chem. B*, 4, 5814–5824.
- CHEN, M., et al., 2020. Preferential removal of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid from contaminated waters using an electrocatalytic ceramic membrane filtration system. mechanisms and implications. *Chemical Engineering Journal*, 387. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124132>.
- CHEN, M. et al., 2020. Electrochemical oxidation of reverse osmosis concentrates using enhanced TiO₂-NTA/SnO₂-Sb anodes with/without PbO₂ layer. *Chemical Engineering Journal*, 399, 125–156.
- CHEN, X. et al., 2021. Electrochemical oxidation of reverse osmosis concentrates using macroporous Ti-ENTA/SnO₂-Sb flow-through anode. degradation performance, energy efficiency and toxicity assessment. *J Hazard Mater*, 401, 12.
- CHEN, Q. et al., 2015. Fundamentals of double network hydrogels. *J. Mater. Chem.*, 3, 3654–3676.

- CHENG, X. et al., 2021. Alginate hydrogel interlayer assisted interfacial polymerization for enhancing the separation performance of reverse osmosis membrane. *J. Membr. Sci.*, 638, 119680.
- CHENG, X., H. LIANG, A. DING, X. TANG, B. LIU, X. ZHU, Z. GAN, D. WU, G. LI. 2017. Ferrous iron/peroxymonosulfate oxidation as a pretreatment for ceramic ultrafiltration membrane. control of natural organic matter fouling and degradation of atrazine. *Water Res*, 113, 32–41.
- CHERIAN, E. et al., 2022. Importance of nanocatalyst and its role in biofuel production. In. *Biofuels and bioenergy*. Elsevier, 171–182.
- CHO, Y. H. et al., 2013. Polyamide thin-film composite membranes based on carboxylated polysulfone microporous support membranes for forward osmosis. *J. Membr. Sci.*, 445, 220.
- CHUO, T. W. et al., 2013. Electrically driven biofouling release of a poly(tetrafluoroethylene) membrane modified with an electrically induced reversibly cross-linked polymer. *ACS Appl. Mater. Interfaces* 5, 9918–9925.
- CICUTTINI, A. et al., 1983. Reverse osmosis saves energy and water in corn wet milling. *Starch/Stärke*, 35, 149–154.
- CONIDI, C. et al., 2018. Membrane-based agro-food production processes for polyphenol separation, purification and concentration. *Current Opinion in Food Science*, 23, 149–164.
- CORNELISSEN, D. et al., 2008. Membrane fouling and process performance of forward osmosis membranes on activated sludge. *J Membrane Sci*, 319, 158–168.
- CRAWLEY, B.M.T. 2012. Applications of Transition Metal Catalysis in Drug Discovery and Development. an Industrial Perspective. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken.
- ČERNÝ L. a VOLF P., 2010. Nejlepší dostupné techniky ve sladovnách, *Kvasny Prum.*, 56/6, 285–290.
- DAI, L. et al., 2017. Oil/ water interfaces of guar gum-based biopolymer hydrogels and application to their separation. *Carbohydr. Polym.*, 169, 9–15.
- Daufin, G.; et al., 2001. Recent and Emerging Applications of Membrane Processes in the Food and Dairy Industry. *Food Bioprod. Process.* 79, 89–102.
- Deng, A.S. et al., 2019. Chemical and physical pretreatments of fruits and vegetables. Effects on drying characteristics and quality at ributes-a comprehensive review, *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 59, 9, 1408-1432.
- DA SILVA, S.W. et al., 2019. Electrooxidation using Nb/BDD as post-treatment of a reverse osmosis concentrate in the petrochemical industry. *Int J Environ Res Publ Health*, 16, 816.
- DENG, J. et al., 2022. Enhanced treatment of organic matter in slaughter wastewater through live *Bacillus velezensis* strain using nano zinc oxide microsphere. *Environmental Pollution*, 292(A), 118306.
- DE OLIVEIRA, et al., 2021. Ultrafiltration for the recovery of proteins from surimi washing water. *Food Science and Technology*, 41, 458–464.
- DELGADO, S., et al., 2011. Aerobic membrane bioreactor for wastewater treatment Performance under substrate-limited conditions. In D. Matovic (Ed.), *Biomass—detection, production and usage*, 265–288. Croatia. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/17409>
- DESIREDDY, A. GLORY et al., 2017. An efficient synthesis of milnacipran Hydrochloride via reductive amination of aldehyde. *J. Chem.* ,538- 584, 10.1155/2017/5385843

- DIEZ, B. a ROSAL, R., 2020. A critical review of membrane modification techniques for fouling and biofouling control in pressure-driven membrane processes. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 5, 15.
- DING, J. et al., 2020. Designing Hydrogel-Modified Cellulose Triacetate Membranes with High Flux and Solute Selectivity for Forward Osmosis. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 59, 20845–20853.
- DINU, M. V.; DRAGAN, E. S. 2018. Macroporous Hydrogels. Preparation, Properties, and Applications. *Hydrogels*; Springer. 51–85.
- DIALYNAS, E., MANTZAVINOS, D., DIAMADOPOULOS, E. 2004. Advanced treatment of the reverse osmosis concentrate produced during reclamation of municipal wastewater.
- DOBIÁŠ, J. 2004. Syllabus textů k přednáškám z předmětu Technologie zpracování ovoce a zeleniny, Praha.
- FRÉDÉRIC, I. O., YVES, P. 2014. Pharmaceuticals in hospital wastewater. their ecotoxicity and contribution to the environmental hazard of the effluent. *Chemosphere*, 115, 31–39. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.016
- DOLAR, D., GROS, M., RODRIGUEZ-MOZAZ, S., MORENO, J., COMAS, J., RODRIGUEZ-RODA, I., & BARCELO, D. 2012. Removal of emerging contaminants from municipal wastewater with an integrated membrane system MBR-RO. *Journal of Hazardous Materials*, 239-240, 64–69. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.029>.
- DU, X, et al., 2019. Peroxymonosulfate-assisted electrolytic oxidation/coagulation combined with ceramic ultrafiltration for surface water treatment. membrane fouling and sulfamethazine degradation. *J Clean. Prod.*, 235, 779–788.
- DU, X. et al., 2019. Peroxymonosulfate-assisted electro-oxidation/coagulation coupled with ceramic membrane for manganese and phosphorus removal in surface water. *Chem Eng J*, 365, 334–343.
- DUDCHENKO, A. V.; ROLF, J.; RUSSELL, K.; DUAN, W.; JASSBY, D., 2014. Organic fouling inhibition on electrically conducting carbon nano tube–polyvinyl alcohol composite ultrafiltration membranes. *J.Membr. Sci.*, 468, 1–10.
- DURHAM, B., BOURBIGOT, M. M., & PANKRATZ, T. 2001. Membranes as pretreatment to desalination in wastewater reuse. Operating experience in the municipal and industrial sectors. *Desalination*, 138, 83–90. [ht ps://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00248-X](http://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00248-X)
- EJEROMEDOGHENE, O.; ABESA, S.; AKOR, E.; OMONIYI, A. O. 2023. Insights on smart and stimuli-responsive hydrogel membranes for oil/ water separation. A sustainable tool for oily pollutant remediation. *Materials Today Communication*, 35, 106063.
- EISAMAN, M.; ALVARADO, L.; LARNER, D.; WANG, P.; LITTAU, K., 2011. CO₂ Desorption Using High-Pressure Bipolar Membrane Electrodialysis. *Energy Environ. Sci.*, 4, 1453–1472.
- EL KATEB, et al., 2019. Electrochemical advanced oxidation processes using novel electrode materials for mineralization and biodegradability enhancement of nanofiltration concentrate of landfill leachates *Water Res*, 162, 446–455.
- ESCAPA, A., X. GO´MEZ, B. TARTAKOVSKY, A. MORA´N, 2012. Estimating microbial electrolysis cell (MEC) investment costs in wastewater treatment plants. case study, *International Journal of Hydrogen Energy*, 37 (24), 18641–18653. [ht ps://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.09.157](http://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.09.157)
- ESPINOZA MÁRQUEZ, E., et al., 2020. Prospects for the use of electrooxidation and electrocoagulation techniques for membrane filtration of irrigation water. *Environmental Processes*, 7, 391–420.

- EUSÉBIO, A., MATEUS, M., BAETA-HALL, L., ALMEIDA-VARA, E., & DUARTE, J. C. 2005. Microflora evaluation of two agro-industrial effluents treated by the JACTO jet-loop type reactor system. *Water Science and Technology*, 51, 107–112. [http s://doi.org/10.2166/wst.2005.0013](http://doi.org/10.2166/wst.2005.0013).
- EUSEBIO, A., PETRUCCIOLI, M., LAGEIRO, M., FEDERICI, F., & DUARTE, J. C. 2004. Microbial characterisation of activated sludge in jet-loop bioreactors treating winery wastewaters. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 31, 29–34. [ht ps://doi.org/10.1007/s10295-004-0111-3](http://doi.org/10.1007/s10295-004-0111-3).
- FANE, A., FELL, C.J. 1977. Recovery of soluble protein from wheat starch factory effluent. *AIChE Symposium Series*, 73, 198–205.
- FILLAUDEAU, L., BORIES, A., & DECLoux, M. 2008. Brewing, winemaking and distilling. An overview of wastewater treatment and utilisation schemes. *Woodhead publishing series in food science, technology and nutrition*, 929–999. [ht ps://doi.org/10.1533/9781845694678.6.929](http://doi.org/10.1533/9781845694678.6.929).
- FJÄLLBORG, B., AHLBERG, G., NILSSON, E., & DAVE, G. 2005. Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate. *Environment International*, 31, 25–31. [ht ps://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.004](http://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.004).
- Feng, X.Z. et al., 2016. Highly Swellable, Dual-Responsive Hydrogels Based on PNIPAM and Redox Active Poly-(ferrocenylsilane) Poly(ionic liquid)s. Synthesis, Structure, and Properties. *Macromol. Rapid Commun.*, 37, 1939–1944.
- Ferreira, N. C. et al., 2018. Ribeiro. Electrolytic 2-compartment cells for emerging organic contaminants removal from effluen. *J. Hazard. Mater.*, 358, 467–474.
- FERRE, V. et al., 2009. Design and performance of full-scale iMBR plants treating winery wastewater effluents in Italy and Spain. *Proceedings of the 5th international specialised conference on sustainable viticulture and winery wastes management*, Trento-Verona, Italy, 287–290.
- FOTI, P. et al., 2021. Olive mill wastewater as renewable raw materials to generate high added-value ingredients for agro-food industries. *Applied Science*, 11, 7511.
- FOUDAZI, R. et al., 2023. Porous Hydrogels. Present Challenges and Future Opportunities. *Langmuir*, 39, 2092–2111.
- FOX, PF. et al., 2015. Enzymology of milk and milk products. In *Dairy chemistry and biochemistry*, Springer, 377–414.
- GANG, L. et al., 2024. Redox-neutral electrochemical decontamination of hypersaline wastewater with high technology readiness level. *Nature Nanotechnology*, 7, 1–11.
- S. GANGAVARAPU, et al., 2015. Studies on zero liquid discharge (ZLD) plant in API manufacturing unit. *Int. J. Innov. Res. Eng. Manag.*, 2, 33–36.
- GAO, Z. et al., 2018. Direct concentration of municipal sewage by forward osmosis and membrane fouling behavior. *Bioresour. Technol.*, 247, 730–735.
- GARNIER, C. et al., 2020. Toward the reduction of water consumption in the vegetable-processing industry through membrane technology: Case study of a carrot-processing plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 42685–42703.
- GAWANDE, N. et al., 2015. Superabsorbent polymer (SAP) hydrogels for protein enrichment. *Sep. Purif. Technol.*, 150, 86–94.
- Geetanjali, R. et al., 2020. Microbial Fuel Cell-Based Process for Wastewater Treatment and Power Generation, Springer Science and Business Media LLC, 243–259. [ht ps://doi.org/10.1007/978-3-030-38192-9_10](http://doi.org/10.1007/978-3-030-38192-9_10).

GENG, Y. WANG, X.R. PAN, G.P. SHENG. 2018. Electricity generation and in situ phosphate recovery from enhanced biological phosphorus removal sludge by electro dialysis membrane bioreactor. *Bioresour. Technol.*, 247, 471–476.

GERBENS-LEENES, et al., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef. A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry*, 12, 25–36.

GENSEMER, R.W. et al., 2019. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments.

GETACHEW, B. A. et al., 2017. Self-healing hydrogel pore-filled water filtration membranes. *Environ. Sci. Technol.*, 51, 905–913.

GETACHEW, B. A. et al., 2018. Improved stability of self-healing hydrogel pore-filled membranes with ionic cross-links. *J. Membr. Sci.*, 553, 1–9.

GIACOBBO, A. et al., 2013a. Nanofiltration for the recovery of low molecular weight polysaccharides and polyphenols from winery effluents. *Separation Science and Technology*, 48, 2524–2530. <https://doi.org/10.1080/01496395.2013.809762>.

GIACOBBO, A., et al., 2005. Treatment and valorisation of winery wastewater by a new biophysical process (ECCFs). *Water Science and Technology*, 51, 99–106. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0012>.

GIENGER J.K., et al., 1988. Membrane-based hybrid processes. *AIChE Symposium Series*, 84, 168–177.

GLASSMEYER, S.T. et al., 2009. Disposal practices for unwanted residential medications in the United States. *Environ. Int.* 35, 566–572.

GOMEZ-RUIZ, et al., 2017. Efficient electrochemical degradation of poly-and perfluoroalkyl substances (PFASs) from the effluents of an industrial wastewater treatment plant. *Chem Eng J*, 322, 196–204.

GÓMEZ-RUIZ, et al., 2019. Comparison of microcrystalline and ultrananocrystalline boron doped diamond anodes. influence on perfluorooctanoic acid electrolysis. *Separ Purif Technol*, 208, 169–177.

GUJJALA, L.K.S, et al., 2022. A state-of-the-art review on microbial desalination cells, *Chemosphere*, 288 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132386>, <http://www.elsevier.com/locate/chemosphere>

GUMUSCU, B. 2016. Desalination by Electrodialysis Using a Stack of Patterned Ion Selective Hydrogels on a Microfluidic Device. *Adv. Funct. Mater.* 26, 8685–8693.

GUO, J. et al., 2016. Preparation and dye filtration property of electrospun polyhydroxybutyrate–calcium alginate/carbon nanotubes composite nanofibrous filtration membrane. *Sep. Purif. Technol.*, 161, 69–79.

GUO L. et al., 2016. Development and characterization of ultrafiltration TiO₂ Magnéli phase reactive electrochemical Membranes. *Environmental Science and Technology*, 50(3), 14281436. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04366>

GUO, Y. et al., 2020. Hydrogels and Hydrogel-Derived Materials for Energy and Water Sustainability. *Chem. Rev.*, 120, 7642–7707.

GÜNDOĞDU, M. et al., 2019. Integration of MBR with NF/RO processes for industrial wastewater reclamation and water reuse-effect of membrane type on product water quality. *J. Water Process Eng.*, 29, 100574.

HALMAGYI, T. et al., 2022. Poly(ferrocenylsilane) Hydrogels as a Foundry for Metal Nanoparticle Synthesis by Direct Reduction of Electrolytes via a Catalytic Route. *ACS Appl. Nano Mater.*, 5, 8868–8874.

- HARRIS, J.L. 1985. Protein recovery from wheat starch factory effluent by ultrafiltration. An economic appraisal. *Food Technology Australia*, 37, 564–567.
- HARRIS, J.L., Dobos, M. 1989. Enhanced ultrafiltration flux rates by enzymatic hydrolysis in protein recovery from wheat starch effluent. *Journal of Membrane Science*, 41, 87–102.
- HARTANTO, Y. et al., 2015. Functionalized thermo responsive microgels for high performance forward osmosis desalination. *Water Res.* 70, 385–393.
- HAU, S., CHEN, S. et al., 2014. Exploration of EDTA sodium salt as novel draw solution in forward osmosis process for dewatering of high nutrient sludge. *J. Membrane Sci.*, 455, 305–311.
- HE, W. et al., 2019. Field tests of cubic-meter scale microbial electrochemical system in a municipal wastewater treatment plant, *Water Research*, 155, 372–380.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.062>, <http://www.elsevier.com/locate/watres>
- HLAVÁČEK, F. a LHOTSKÝ, A., 1972. *Pivovarství*. Praha: SNTL, 540.
- HOEKMAN, S. K. et al., 2012. Review of biodiesel composition, properties, and specifications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 143–169.
- HONG, S.U. et al., 2009. Recovery of phosphate using multilayer polyelectrolyte nanofiltration Membranes. *J Membrane Sci*, 327, 2–5.
- HOSHINO, K.-I., et al., 2018. Network elasticity of a model hydrogel as a function of swelling ratio. From shrinking to extreme swelling states. *Soft Matter*, 14, 93–96.
- HU, D. et al., 2018. Performance and extracellular polymers substance analysis of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor for treating tetrahydrofuran pharmaceutical wastewater at different HRTs. *J. Hazard. Mater.* 342, 383–391.
- HU, X. Z. 2018. Recovery of nutrients and volatile fatty acids from pig manure hydrolysate using two-stage bipolar membrane electrodialysis. *Chem. Eng. J.*, 334, 134–142.
- HUANG, B. et al., 2018. Treatment of pharmaceutical wastewater containing β -lactams antibiotics by a pilot-scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Chem. Eng. J.*, 341, 238–247.
- HUANG, L.Y. et al., 2015b. Forward osmosis membrane bioreactor for wastewater treatment with phosphorus recovery. *Bioresour. Technol.*, 198, 418–423.
- IOANNOU, L. A., et al., 2015. Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes. A review. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 343–368. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.043>.
- ISLAM, M. S. et al., 2018. Role of membrane pore polymerization conditions for pH responsive behavior, catalytic metal nanoparticle synthesis, and PCB degradation. *J. Membr. Sci.*, 555, 348–361.
- JACOB, M. et al., 2010. Performances of RO and NF processes for wastewater reuse. Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor. *Desalination*, 250, 833–839.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.11.052>
- JAMES, A. 2022. Ceramic-microbial fuel cell (C-MFC) for waste water treatment. a mini review. *Environmental Research*, 210. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112963>
- JATOI, A.S. et al., 2021. Advanced microbial fuel cell for waste water treatment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 50055019. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11691-2>

- JIANG, C. et al., 2012. Application of best available technologies on medical wastes disposal/treatment in China (with case study). In: *Procedia Environmental Sciences*, The Seventh International Conference on Waste Management and Technology (ICWMT 7), 16, 257–265.
- JIN, X. et al., 2005. pH-responsive swelling behavior of poly(vinyl alcohol)/poly(acrylic acid) bi-component fibrous hydrogel membranes. *Polymer*, 46, 5149–5160.
- JINKA, R. 2017. Production of lipases from dairy industry wastes and its applications. *Int J Curr Microbiol Appl Sci*, 5, 67–73.
- JORGENSEN, J.H. et al., 2018. Wastewater treatment and concentration of phosphorus with the hybrid osmotic microfiltration bioreactor. *J. Membrane Sci.*, 559, 107–116.
- KÁCHOVÁ, P., 2016. *Znovuzískávání fosforu z odpadních vod*, VŠCHT Praha.
- KAITH, B. S. et al., 2021. Hydrogels. Synthesis, Classification, Properties and Potential Applications–Brief Review. *Journal of Polymers and the Environment*, 29, 3827–3841.
- KAMCEV, J., L. M. Robeson, M. Elimelech, B. D. Freeman, 2017. *Science*, 356, 1138.
- KANG, Y., et al., 2023. Unveiling the spatially confined oxidation processes in reactive electrochemical membranes. *Nat Commun*, 14, 6590. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42224-3>
- KAPUR, V. et al., 1996. Hydrodynamic Permeability of Hydrogels Stabilized within Porous Membranes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 35, 3179–3185.
- KASSINOS, D. 2013. Winery wastewater purification by reverse osmosis and oxidation of the concentrate by solar photo-Fenton. *Separation and Purification Technology*, 118, 659–669.
- KAUR, N. 2021. Different Treatment Techniques of Dairy Wastewater. *Groundw. Sustain. Dev.*, 14, 100640.
- KENNEDY, S. et al., 2014. Rapid and Extensive Collapse from Electrically Responsive Macroporous Hydrogels. *Adv. Healthcare Mater.*, 3, 500–507.
- KIM, Y.M. et al., 2013. Long term assessment of factors affecting nitrifying bacteria communities and N-removal in a full-scale biological process treating high strength hazardous wastewater. *Bioresour. Technol.*, 134, 180–189.
- KIM, D.-Y. et al., 2014. Harvesting *Chlorella* sp. KR-1 using cross-flow electro-filtration. *Algal Research* 2014, 6, 170–174.
- KOLLACKS, C. REKERS, J.N. 1988. Five years experience with application of reverse osmosis on light middlings in a wet mill. *Starch/Stärke*, 40, 88–94.
- KRAY, H. A. „Farming for the Future: the environmental sustainability of agriculture in a changing world,“ World Bank Group, [Online]. <http://www.worldbank.org/content/dam/Worldbank/Event/ECA/bg-agri-kray1-eng.pdf>.
- KROISS, H. et al., 2011. Phosphorus in water quality and waste management, Integrated Waste Management – Volume II, *InTech*, Rijeka, 181–214.
- LARSSON, D.G.J. 2014. Pollution from drug manufacturing. review and perspectives. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 369, 201–271, DOI:10.1098/rstb.2013.0571.
- LAHNID, S.M. et al., 2008. Economic evaluation of fluoride removal by electrodialysis, *Desalination*, 230 (13), 213–219. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.027>

- Laghmari, S et al., 2021. Polyzwitterionic hydrogel coating for reverse osmosis membranes by concentration polarization enhanced in situ “click” reaction that is applicable in modules. *J. Membr. Sci.* 629, 119274.
- LANCRENON X., et al., 1994. Mineral membrane filtration for the corn refining industry. *International Sugar Journal*, 96, 365–367.
- LEE, S., et al., 2017. Effect of intermittent pressure-assisted forward osmosis (I-PAFO) on organic fouling, *Desalination*, 419, 6069. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.06.003>
- LEE, S.K. et al., 2014. Performance studies of phosphorus removal using cross-flow nanofiltration. *Desalin. Water Treat.*, 52, 5974–5982.
- LEE, S., et al., 2010. Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO). *J Membrane Sci*, 365, 34–39.
- LEI, J., ULBRICHT, M. 2014. Macroinitiator-mediated photoreactive coating of membrane surfaces with antifouling hydrogel layers. *J. Membr. Sci.* 455, 207–218.
- LI, C., et al., 2022. An efficient and robust flow-through electrochemical Ti4O7 membrane system for simultaneous Cr(VI) reduction and Cr immobilization with membrane cleaning by a periodic polarity reversal strategy, *Separation and Purification Technology*, 297, 121424. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121424>
- LI, D. et al., 2013. Forward osmosis desalination using polymer hydrogels as a draw agent. Influence of draw agent, feed solution and membrane on process performance. *Water Res.*, 47, 209–215.
- LI, D. et al., 2011. Composite polymer hydrogels as draw agents in forward osmosis and solar dewatering. *Soft Matter*. 7, 10048–10056.
- LI, H. et al., 2022. Electrothermal hollow fiber membrane for convenient heat management in Joule vacuum membrane distillation, *Chemical Engineering Journal*, 443. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136521>
- LI, K., et al., 2019. Effect of pre-oxidation on low pressure membrane (LPM) for water and wastewater treatment. a review. *Chemosphere*, 231, 287–300.
- LI, K., et al., 2019. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery. a review. *Bioresour. Technol.*, 291, 121–134.
- LI, K., et al. 1995. Performance of poly(vinyl alcohol) thin-gel composite ultrafiltration membranes. *J. Membr. Sci.*, 105, 71–78.
- LIANG, Z. et al., 2009. Coagulation removal of melanoidins from biologically treated molasses wastewater using ferric chloride. *Chem. Eng. J.*, 152, 88–94.
- LIM, W. J. et al., 2022. Applications of responsive hydrogel to enhance the water recovery via membrane distillation and forward osmosis. A review. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102–128.
- LIN H., et al. 2021, Energy-efficient for advanced oxidation of bio-treated landfill leachate effluent by reactive electrochemical membranes (REMs). laboratory and pilot scale studies. *Water Research*, 190, 116790. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116790>.
- LIU, H. et al., 2019. Thermo- and pH-responsive graphene oxide membranes with tunable nanochannels for water gating and permeability of small molecules. *J. Membr. Sci.*, 587, 117163.

LIU, X., et al., 2015. Bipolar Membrane Electrodialysis in Aqua–Ethanol Medium. Production of Salicylic Acid. *J. Membr. Sci.*, 482, 76–78.

LIU, Y. et al., 2019. Electroactive modified carbon nanotube filter for simultaneous detoxification and sequestration of Sb(III), *Environmental Science and Technology*, 53 (3), 1527–1535. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05936>

LIU, Y. et al., 2017. Development of a selective electrodialysis for nutrient recovery and desalination during secondary effluent treatment, *Chem. Eng. J.*, 322, 224–233.

LOEB, S., et al., 1962. Seawater demineralization by means of a semipermeable membrane. In: *Advances in Chemistry ACS Series No. 38*, R. Gould (Ed.), Washington DC. *American Chemical Society*, 117–132.

LONG, W., SHE Q. 2022. A multifunctional and low-energy electrochemical membrane system for chemical-free regulation of solution pH. *Water Research*, 16, 118330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118330>

LU, H. et al., 2021. High-Yield and Low-Cost Solar Water Purification via Hydrogel Based Membrane Distillation. *Adv. Funct. Mater.*, 31, 2101036.

LU M., S. et al., 2017. Mirhosseini, et al., Long-term performance of a 20-L continuous flow microbial fuel cell for treatment of brewery wastewater, *Journal of Power Sources*, 356, 274–287. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.132>

LU M., et al., 2017. Mirhosseini, et al., Long-term performance of a 20-L continuous flow microbial fuel cell for treatment of brewery wastewater. *Journal of Power Sources*, 356, 274–287. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.132>

LUO, W., et al., 2014. A review on the recovery methods of draw solutes in forward osmosis. *J Water Process Eng*, 4, 212–223.

LUO, W., et al., 2016. Phosphorus and water recovery by a novel osmotic membrane bioreactor–reverse osmosis system. *Bioresour. Technol.*, 200, 297–304.

MADER, A. E., et al., 2022. Treatment wetlands and phyto-technologies for remediation of winery effluent. Challenges and opportunities. *The Science of the Total Environment*, 807, 150544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150544>

MADSEN, H.T., et al., 2015. Reduction in energy consumption of electrochemical pesticide degradation through combination with membrane filtration. *Chem Eng J*, 276, 358–364.

MA, T. et al., 2019. Nanopore Functionalized by Highly Charged Hydrogels for Osmotic Energy Harvesting. *ACS Appl Mater. Interfaces*, 11, 12578

MAH, E et al., 2013. Thermo-Responsive Hydrogels for Stimuli-Responsive Membranes. *Processes*, 1, 238–262.

MAJIDI SALEHI, S., et al., 2016. Membrane distillation by novel hydrogel composite membranes. *J. Membr. Sci.*, 504, 220–229.

MAMERI, N., et al., 1996. Treatment of fishery washing water by ultrafiltration. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 67, 169–175.

MAMEDA N., et al., 2017. Membrane electro-oxidizer. a new hybrid membrane system with electrochemical oxidation for enhanced organics and fouling control. *Water Research*, 126, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.009>

- MASI, F et al., 2002. Winery high organic content wastewaters treated by constructed wetlands in Mediterranean climate. In. *Proceedings of the 8th international conference on wetland systems for water pollution control* (274–282). IWA, Arusha, Tanzani.
- MARTÍNEZ-HUITLE, C.A., et al., 2015. Single and coupled electrochemical processes and reactors for the abatement of organic water pollutants—a critical review. *Chem Rev*, 115, 13362–13407.
- MATINZADEH, Z. et al., 2019. The elemental composition of halophytes correlates with key morphological adaptations and taxonomic groups. *Plant Physiology and Biochemistry. PPB/Societe Francaise de Physiologie Vegetale*, 141, 259–278. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.05.023>.
- MAY J.B., 1987. Wet milling. Process and production. In *Corn Chemistry and Technology* by S.A. Watson and P.E. Ramstad (Eds.), *American Association of Cereal Chemists*, St. Paul, MN, 377–397.
- MAY, P., et al., 2021. Concentration Polarization Enabled Reactive Coating of Nanofiltration Membranes with Zwitterionic Hydrogel. *Membranes*, 11, 187.
- MEKKI, A. et al., 2007. Polyphenols dynamics and phytotoxicity in a soil amended by olive mill wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 84, 134–140.
- MEHTA, C.M., et al., 2015. Technologies to recover nutrients from waste streams. A critical review, *Crit Rev Env Sci Tec*, 45, 385–427.
- MEHTA, P. et al., 2023. An overview of its classifications, properties, and applications. *J. Mech Behav Biomed*, 147, 106145.
- MEUSER, F. and KÖHLER, F. 1981. Einsatz der Membranfiltrationstechnik zur Prozesswasseraufbereitung in der Kartoffel- und Weizenstärkeindustrie. *Chemie, Mikrobiologie, Technologie der Lebensmittel*, 7, 51.
- MEUSER, F., et al., 1976a. Möglichkeiten des Einsatzes der Ultrafiltration und der reversiblen Osmose zur Gewinnung und Aufarbeitung löslicher Inhaltsstoffe aus Prozesswassern der Stärkeindustrie. *Stärke/Starch*, 28, 271–278.
- MEUSER, F., et al., 1976b. Zur Problematik der Ultrafiltration von Weizenstärke-Prozesswasser. *Stärke/Starch*, 28, 421–425.
- MOSSE, K. P. M., et al., 2010. Winery wastewater inhibits seed germination and vegetative growth of common crop species. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.069>.
- MOSSE, K. P. M., et al., 2011. Review. Winery wastewater quality and treatment options in Australia. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 17, 111–122. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0238.2011.00132.x>.
- MOSSE, K. P. M., et al., 2012. Physicochemical and microbiological effects of long- and short-term winery wastewater application to soils. *Journal of Hazardous Materials*, 201-202, 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.11.071>.
- MOSSE, K. P. M., et al, 2013. Soluble organic components of winery wastewater and implications for reuse. *Agricultural Water Management*, 120, 5–10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.05.011>
- MUYEN, Z., et al., 2011. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management*, 99, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.07.021>
- MÜNCH, E.V., et al., 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Res.*, 35, 151–159.

- NAKKA, R et al., 2016. Biodegradable and biocompatible temperature sensitive triblock copolymer hydrogels as draw agents for forward osmosis. *Sep. Purif. Technol.*, 168, 83–92.
- NASRABADI, A.M., et al., 2022. 4E analysis of stacked microbial fuel cell as a component in power plants for power generation and water treatment; with a cost-benefit perspective. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 53, 102742. <http://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102742>.
- NAZIR, A. et al., 2019. Membrane separation technology for the recovery of nutraceuticals from food industrial streams. *Trends in Food Science and Technology*, 86, 426–438.
- Nejlepší dostupné techniky v průmyslu potravin, nápojů a mléka; Konečný návrh TWG Sevilla – září 2005 +. Pro potřeby České republiky upraven VÚPP – srpen 2006.
- NEMATI, M., et al., 2022. Ion Exchange Membranes. Constructing and Tuning Ion Transport Channels. *Adv. Funct. Mater.*, 32, 2207366.
- NGOIE, W. I., et al., 2020, Valorisation of edible oil wastewater sludge. Bioethanol and biodiesel production. *Waste and Biomass Valorization*, 11(6), 2431–2440.
- NGUYEN, S.S., et al., 2013. Application of forward osmosis on dewatering of high nutrient sludge. *Bioresour. Technol.*, 132, 224–229.
- NIEWERSCH, K., et al., 2010. Selectivity of polyamide nanofiltration membranes for cations and phosphoric acid. *Desalination*, 250, 1021–1024.
- NIKOLAEVA, D., et al., 2015. Hydrogel surface modification of reverse osmosis membranes. *J. Membr. Sci.*, 476, 264–276.
- OLIVEIRA, M., QUEDA, C., & DUARTE, E. 2009. Aerobic treatment of winery wastewater with the aim of water reuse. Water Science and Technology. A 350 Chapter 11 Winery wastewater treatment for biomolecules recovery and water reuse purposes. *Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 60, 1217–1223. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.558>.
- OLIVEIRA, C. M., et al., 2011. Oxidation mechanisms occurring in wines. *Food Research International*, 44, 1115–1126. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2011.03.050>
- OLIVEIRA, M., et al., 2019. Challenges for modern wine production in dry areas. Dedicated indicators to preview wastewater flows. *Water Supply*, 19, 653–661. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.171>.
- OLIVEIRA, M., et al., 2011. Winery wastewater treatment—Evaluation of the air micro-bubble bioreactor performance. In H. Nakajima (Ed.), *Mass transfer—advanced aspects*. 385–412. Rijeka. *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/20805>
- OIV, H. 2021. State of the world vitivinicultural sector in 2020. Paris, France.
- OOSTEN, B.J. 1976. Ultrafiltration of potato juice results in high yield of protein. *Starch/Stärke*, 28, 135–137.
- OSTROWSKA-CZUBENKO, et al., 2015. pH responsive hydrogel membranes based on modified chitosan. water transport and kinetics of swelling. *J. Polym. Res.*, 22, 153.
- OU, R., et al., 2016. Robust Thermo-responsive Polymer Composite Membrane with Switchable Superhydrophilicity and Superhydrophobicity for Efficient Oil-Water Separation. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 906–914.
- NGOME, M.T., et al., 2017. Inoculum concentration and inoculation time for propionic acid production from whey using. *Acta Scientiarum. Technology.*, 39, 543.

- PAL, P., et al., 2016. Development and analysis of a sustainable technology in manufacturing acetic acid and whey protein from waste cheese whey. *J Clean Prod*, 112, 59–70.
- PAL, P., 2018. Treatment and disposal of pharmaceutical wastewater: toward the sustainable strategy. *Sep. Purif. Rev.*, 47, 179–198.
- PASCUAL, A., et al., 2021. Nature based solutions for winery wastewater valorisation. *Ecological Engineering*, 169, 106311. [ht ps://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106311](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106311).
- PAN, Z., et al., 2020. Low-cost electrochemical filtration carbon membrane prepared from coal via self-bonding. *Chem. Eng. J.*, 385, 123928. [ht ps://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123928](https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123928)
- PEARCE, G. 2007. Introduction to membranes. Water and wastewater—RO pre treatment. *Filtration & Separation*, 44, 28–31. [ht ps://doi.org/10.1016/S0015-1882\(07\)70216-1](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(07)70216-1)
- PEARSALL, R. V., et al., 2011. Electrically dewatering microalgae. *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation*, 18, 1578–1583.
- PEEVA, P. D., et al., 2012. Factors affecting the sieving behavior of anti-fouling thin-layer cross-linked hydrogel polyethersulfone composite ultrafiltration membranes. *J. Membr. Sci.*, 390-391, 99–112.
- PETRUCCIOLI, M. et al., 2002. Aerobic treatment of winery wastewater using a jet-loop activated sludge reactor. *Process Biochemistry*, 37, 821–829. [ht ps://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00280-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00280-1).
- PETRUCCIOLI, M., et al., 2000. High-rate aerobic treatment of winery wastewater using bioreactors with free and immobilized activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 90, 381–386. [ht ps://doi.org/10.1016/S1389-1723\(01\)80005-0](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(01)80005-0)
- PÉREZ, G., et al., 2010. Electro-oxidation of reverse osmosis concentrates generated in tertiary water treatment. *Water Res*, 44, 2763–2772.
- PETERSEN, R.J. 1993. Composite reverse osmosis and nanofiltration membranes, *J Membrane Sci*, 83, 81–150.
- PICA, N., et al., 2019. Electrochemical oxidation of hexafluoropropylene oxide dimer acid (GenX). mechanistic insights and efficient treatment train with nanofiltration. *Environ Sci Technol*, 53, 12602–12609.
- PORTILLA RIVERA et al., 2021. Recent trends on the valorization of winemaking industry wastes. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 27, 100–141. [ht ps://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100415](https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100415)
- PRAMANIK, B.K., et al., 2019. Mining phosphorus from anaerobically treated dairy manure by forward osmosis membrane. *J. Ind. Eng. Chem.*, 78, 425–432.
- QIN, D., et al., 2018. Superior Antifouling Capability of Hydrogel Forward Osmosis Membrane for Treating Wastewaters with High Concentration of Organic Foulants. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 1421–1428.
- QIN, D., et al., 2019. Fine tuning selective layer architecture of hydrogel membrane towards high separation performances for engineered osmosis. *J. Membr. Sci.*, 592, 117–127.
- QIU, G., et al., 2014. Direct phosphorus recovery from municipal wastewater via osmotic membrane bioreactor (OMBR) for wastewater treatment. *Bioresour. Technol.*, 170, 221–229.
- QIU, G., et al., 2016. The potential of hybrid forward osmosis membrane bioreactor (FOMBR) processes in achieving high throughput treatment of municipal wastewater with enhanced phosphorus recovery. *Water Res.*, 105, 370–382.

QIU, S., et al., 2016. Towards high through-put biological treatment of municipal wastewater and enhanced phosphorus recovery using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor with hydraulic retention time in sub-hour level. *Bioresour. Technol.*, 219, 298–310.

RAATS, M., et al., 2002. Scale electrokinetic dewatering of waste sludge. *Colloids Surf.*, 210, 231–241.

RADOVANOVIĆ, P., et al., 2012. Asymmetric membranes with interpenetrating proton-conducting morphology made by a combination of immersion precipitation and photopolymerization. *J. Membr. Sci.*, 40, 254–261.

RANE, K., CHERYAN, M. 2001. Membrane filtration of corn steep water. *Cereal Chemistry*, 78, 400–404.

RASCHITOR, A., et al., 2017. Novel integrated electrodialysis/electro-oxidation process for the efficient degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. *Chemosphere*, 182, 85–89.

RASCHITOR, A., et al., 2020. Is it worth using the coupled electrodialysis/electro-oxidation system for the removal of pesticides? Process modelling and role of the pollutant. *Chemosphere*, 246, 125–181.

RAY, R.J., et al., 1986. Membrane-based hybrid processes for energy-efficient waste-water treatment. *Journal of Membrane Science*, 28, 87–106.

RAZMJOU, A., et al., 2011. The effects of mechanical and chemical modification of TiO₂ nanoparticles on the surface chemistry, structure and fouling performance of PES ultrafiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 378, 7384.

REDDY, G.V., et al., 2016. Innovative zero liquid discharge based effluent treatment system for API industry cluster in India. *Int. J. Waste Resour.*, 6, 70.

REED, R., 2006. Waste handling in the brewing industry I. In: *Brewing New Technologies*. Ed. Bamforth C. W. Cambridge: Woodhead Publishing Ltd, 484.

REIG, M., et al., 2021. Use of Membrane Technologies in Dairy Industry. An Overview. *Foods*, 10, 276.

REN, X.K., et al., 2020. Effective treatment of spacer tube reverse osmosis membrane concentrated leachate from an incineration power plant using coagulation coupled with electrochemical treatment processes. *Chemosphere*, 125479.

RENGARAJ, S., et al., 2001. Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*, 87, 273–287. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00291-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00291-6)

ROMÁN-SÁNCHEZ, I. M., et al., 2011. Effect of environmental regulation on the profitability of sustainable water use in the agro-food industry. *Desalination*, 279, 252–257.

ROTTA, C.S., et al., 2019. Phosphorus recovery from low phosphate-containing solution by electrodialysis. *J Membrane Sci*, 573, 293–300.

RYAN, M.P., WALSH, G. 2016. The biotechnological potential of whey. *Rev Environ Sci*, 15(3), 479–498.

RÜFFER, H., et al., 1997. Experiences with a reverse osmosis pilot plant for the concentration of potato fruit water in the potato starch industry. *Starch/Stärke*, 49, 354–359.

SALMERÓN, I. G., et al., 2021. Nanofiltration retentate treatment from urban wastewater secondary effluent by solar electrochemical oxidation processes. *Separ Purif Technol*, 254, 117–164.

SADEGHI, I., et al., 2018. Method for Manufacturing Membranes with Ultra-thin Hydrogel Selective Layers for Protein Purification. Interfacially Initiated Free Radical Polymerization (IIFRP). *Chem. Mater.* 30, 1265–1276.

SARAIVA, A., et al., 2020. Water footprint sustainability as a tool to address climate change in the wine sector. A methodological approach applied to a Portuguese case study. *Atmosphere* (Basel). <https://doi.org/10.3390/atmos11090934>

SAR, T., et al., 2021. Potential utilization of dairy industries by-products and wastes through microbial processes. A critical review. *Sci Total Environ*, 152–253.

SARDARI, K., et al., 2018. Combined electrocoagulation and membrane distillation for treating high salinity produced waters. *J Membr Sci*, 564, 82–96.

SARTORIUS, C. et al., 2011. *Phosphorus recovery from wastewater – State-of-the-art and future potential*. In Nutrient recovery and management. Miami, Florida.

SAXENA, G., et al., 2020. Environmental Hazards and Toxicity Profile of Organic and Inorganic Pollutants of Tannery Wastewater and Bioremediation Approaches. In *Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety*, 381–398.

SEKOULOV, I., 2002. Sustainable development of wastewater treatment strategies for the food industries. *Water Science and Technology*, 45, 315–320.

SHI, Y. HU, et al., 2004. Wet-milling of wheat flour. Industrial processes and small-scale test methods. *Lebensmittel-Wissenschaft und-Technologie*, 37, 499–515.

SHRIVASTA, V., et al., 2022. Wastewater in the food industry: Treatment technologies and reuse potential. *Chemosphere*, 293, 133553.

SIMS, K.A., CHERYAN, C. 1992. Continuous saccharification of corn starch in a membrane reactor. Part II. Membrane performance and reactor stability. *Starch/Stärke*, 44, 345–348.

SINGH, M., CHERYAN, M. 1997. Membrane technology in corn wet milling. *Cereal Foods World*, 42, 520–525.

SINGH, N., CHERYAN, M. 1998. Membrane technology in corn refining and bio-products processing. *Starch/Stärke*, 50, 16–20.

SMITH, R.N., LACEY, R.E. 1992. Electromembrane processes for the food industry. In. *Scientific Conference Papers, Corn Refiners Assoc., Inc.*, Washington, DC, 91–118.

SMOL, M. 2018. The use of membrane processes for the removal of phosphorus from wastewater. *Desalin. Water Treat.*, 128, 397–406.

SONG, M. XIE, et al., 2018. Salinity build-up in osmotic membrane bioreactors. causes, impacts, and potential cures. *Bioresour. Technol.*, 257, 301–310.

SLAVOV, A.K. 2017. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater – a review. *Food Technol Biotechnol*, 55(1), 14.

SORIANO, A., et al., 2019. Membrane preconcentration as an efficient tool to reduce the energy consumption of perfluorohexanoic acid electrochemical treatment. *Separ Purif Technol*, 208, 160–168.

SORIANO, A., et al., 2020. Enhanced treatment of perfluoroalkyl acids in groundwater by membrane separation and electrochemical oxidation. *Chemical Engineering Journal Advances*, 4, 100–42.

STASINAKIS, A.S., et al., 2022. Dairy Wastewater Management in EU. Produced Amounts, Existing Legislation, Applied Treatment Processes and Future Challenges. *J. Environ. Manage.* 303, 114–152.

SAWUNYAMA, L., et al., 2023. Metal oxide functionalized ceramic membranes for the removal of pharmaceuticals in wastewater. *Surf Interf.*, 38, 102–117.

- SHILPI, S., et al., 2018. Comparative values of various wastewater streams as a soil nutrient source. *Chemosphere*, 192, 272–281. [http s://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.118](http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.118).
- SENNAKESAVAN, G., et al., 2020. Acrylic acid/acrylamide based hydrogels and its properties-A review. *Polym. Degrad. Stab.*, 180, 10930.
- SERBANESCU, O. S., et al., 2020. Polysulfone functionalized membranes. Properties and challenges. *Materials Today Chemistry*, 17, 100–302.
- SON M., et al., 2019. Electro-forward osmosis. *Environmental Science and Technology*, 53(14), 835–836. [ht ps://doi.org/10.1021/acs.est.9b01481](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01481)
- SORIANO, D., et al., 2017. Efficient treatment of perfluorohexanoic acid by nanofiltration followed by electrochemical degradation of the NF concentrate. *Water Res*, 112, 147–156.
- STUTTE, G. W., et al., 2006. Bioactivity of volatile alcohols on the germination and growth of radish seedlings. HortScience. A Publication of the American Society for Horticultural, *Science*, 41, 108–112. [ht p s://doi.org/10.21273/HORTSCI.41.1.108](http://doi.org/10.21273/HORTSCI.41.1.108).
- SONAWANE, A.V., MURTHY, Z.V.P. 2023. Dairy Industry Wastewater Treatment by MOF and 2D Nanomaterial Engineered PVDF Membranes Based Aerobic MBR. Membrane Fouling Mitigation and Stability Study. *Process Saf. Environ. Prot.*, 171, 680–693.
- SUN, J., et al., 2017. Performance and mechanisms of ultrafiltration membrane fouling mitigation by coupling coagulation and applied electric field in a novel electrocoagulation membrane reactor. *Environ Sci Technol*, 51, 8544–8551.
- SUN, Y., et al., 2020. Surface hydrophilic modification of PVDF membranes based on tannin and zwitterionic substance towards effective oil-in-water emulsion separation. *Sep. Purif. Technol.*, 234, 116–125.
- SUI, X., et al., 2013. Redox active gels. synthesis, structures and applications. *J. Mater. Chem.*, 1, 1658–1672.
- SUTTON, 1986. Innovative biological systems for anaerobic treatment of grain and food processing wastewaters. *Starch/Stärke*, 38, 314–318.
- SZABADOS, E., et al., 2018. Complex Treatment for the Disposal and Utilization of Process Wastewaters of the Pharmaceutical Industry”, *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 62(1), 76–90. [ht ps://doi.org/10.3311/PPch.10543](https://doi.org/10.3311/PPch.10543)
- TAPIA-QUIRO’S, P. et al., 2022. Integration of membrane processes for the recovery and separation of polyphenols from winery and olive mill wastes using green solvent-based processing. *Journal of Environmental Management*, 307, 114555.
- TARDY, G.M., et al., 2021. Conditions and technologies of biological wastewater treatment in Hungary *Water Sci. Technol.*, 65, 1676–1683. DOI:10.2166/wst.2012.062
- TAHERAN, M., et al., 2016. Membrane processes for removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) from water and wastewaters. *Sci. Total Environ.*, 547, 60–77.
- THAKUR, S., et al., 2018. History, Classification, Properties and Application of Hydrogels. An Overview. *Hydrogels*, 29–50.
- THOMPSON, K.D., et al., 2006. Microfiltration of gluten processing streams from corn wet milling. *Bioresources Technology*, 97, 348–354.

- TILLMAN, R. W., et al., 2002. Some soil-related issues in the disposal of effluent on land. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 42, 225–235. <https://doi.org/10.1071/EA00133>
- UDUGAMA, I.A., et al., 2020. Resource Recovery from Waste Streams in a Water-Energy-Food Nexus Perspective. *Toward More Sustainable Food Processing. Food Bioprod. Process.*, 119, 133–147.
- TÖRE, G. Y., SESLER, S. K. 2021. Developments in membrane bioreactor technologies and evaluation on case study applications for recycle and reuse of miscellaneous wastewaters. *In M. P. Shah, & S. B. T.-M.-B. H. P.*
- TOTH, E.H., et al., 2014. Novel method for the removal of organic halogens from process wastewaters enabling water reuse. *Desalin. Water Treat.*, 130, 54–62. DOI:10.5004/dwt.2018.22987
- TRAN Q.K., et al., 2016. Wastewater reuse for agriculture. development of a regional water reuse decision-support model (RWRM) for cost-effective irrigation sources. *Environmental Science and Technology*, 50 (17), 9390–9399. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02073>
- TRAN, Y., et al., 2014. P-recovery as calcium phosphate from wastewater using an integrated selectrodialysis/crystallization proces. *J. Clean. Prod.*, 77, 140–151.
- TRAN, Y., et al., 2015. Phosphate pre-concentration from municipal wastewater by selectrodialysis. effect of competing components. *Sep. Purif. Technol.*, 141, 38–47.
- TRAN, T., et al., 2020. Zwitterionic Hydrogel-Impregnated Membranes with Polyamide Skin Achieving Superior Water/Salt Separation Properties. *ACS Appl. Mater. Interfaces*, 12, 420-434, 49192–49199.
- URTIAGA, A. 2021. Electrochemical technologies combined with membrane filtration. *Current Opinion in Electrochemistry*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100691>
- URTIAGA, A.M, et al., 2013. Removal of pharmaceuticals from a WWTP secondary effluent by ultrafiltration/reverse osmosis followed by electrochemical oxidation of the RO concentrate. *Desalination*, 331, 26–34.
- URTIAGA, R., et al., 2018. Integration of electrochemical advanced oxidation with membrane separation and biodegradation. *Electrochemical Water and Wastewater Treatment*, 495–510.
- VADLAMANI, A., et al., 2017. Microalgae Harvesting Using Stimuli-Sensitive Hydrogels. *US20170088811 A1*
- Vandanjon, L., et al., 2002. Recovery by nanofiltration and reverse osmosis of marine flavours from seafood cooking waters. *Desalination*, 144, 379–385.
- Valderrama, C., et al., 2012. Winery wastewater treatment for water reuse purpose. Conventional activated sludge vs membrane bioreactor (MBR). A comparative case study. *Desalination*, 306, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.08.016>
- VAN GESTEL, et al., 2001. The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry/SETAC*, 20, 1438–1449. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200705>
- VAN VOORTHUIZEN, et al., 2005. Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system. *Water Res.*, 39, 3657–3667.
- VANOSSI, M., DURANTE, F. 2009. Recycling of process wastewater in the beverages industry using membrane bioreactors (MBR). In Proceedings of the fifth international specialised conference on sustainable viticulture. *Winery wastes and ecological impacts management*, 295–300. University of Trento, Trento and Verona, Italy.

- VENUGOPAL, V. 2021. Valorization of seafood processing discards. Bioconversion and bio-refinery approaches. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 611835.
- VOLPIN, F., et al., 2019. Techno-economic feasibility of recovering phosphorus, nitrogen and water from dilute human urine via forward osmosis, *Water Res.*, 150, 47–55.
- VURAL, C., et al., 2021. Assessment of microbial and ecotoxicological qualities of industrial wastewater treated with membrane bioreactor (MBR) process for agricultural irrigation. *Water Air Soil Pollut.*, 232, 442.
- WANG, C., et al., 2022. Screening kompozitních flokulantů pro čištění potravinářských odpadních vod. *J. Vodní Chemie Technol.*, 44, 88–95.
- WANG, J., et al., 2018. Treatment of reverse-osmosis concentrate of printing and dyeing wastewater by electro-oxidation process with controlled oxidation-reduction potential (ORP). *Chemosphere*, 201, 621–626.
- WANG, W., et al., 2010. Thermally on-off switching membranes prepared by pore-filling poly(N-isopropylacrylamide) hydrogels. *Ind. Eng. Chem. Res.* 49, 1684–1690.
- WANG, Y., et al., 2022. Nonlinearly induced electro-osmotic flow reversal in charged nanotube. Counter-ions mobility in Stern layer. *Int. J. Heat Mass Transfer*, 188, 122587.
- WANG, Z, et al., 2020. In situ coupling of electrochemical oxidation and membrane filtration processes for simultaneous decontamination and membrane fouling mitigation, *Separation and Purification Technology*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120918>
- WANG, Y.-K., et al., 2017. In situ utilization of generated electricity for nutrient recovery in urine treatment using a selective electrodialysis membrane bioreactor. *Chem. Eng. Sci.*, 171, 451–458.
- WEI, J., et al., 2016. Hydrogel polyurethane interpenetrating network material as an advanced draw agent for forward osmosis process. *Water Res.* 96, 292–298.
- WEI, Y., et al., 2013. Comparative Study on Regenerating Sodium Hydroxide from the Spent Caustic by Bipolar Membrane Electrodialysis (EDBM) and Electro- Electrodialysis (EED). *Sep. Purif. Technol.*, 118, 1–5.
- WELZ, P. J., et al., 2016. Characterisation of winery wastewater from continuous flow settling basins and waste stabilisation ponds over the course of 1 year. Implications for biological wastewater treatment and land application. *Water Science and Technology*, 74, 2036–2050. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.22>
- WENG, M., PEI, J. 2016. Electrochemical oxidation of reverse osmosis concentrate using a novel electrode. parameter optimization and kinetics study. *Desalination*, 399, 21–28.
- WU, X. 1988. Reverse osmosis and ultrafiltration of corn light steepwater solubles. *Cereal Chemistry*, 65, 105–109.
- XIA, Y., et al., 2020. Nanoscale polyelectrolyte/metal ion hydrogel modified RO membrane with dual anti-fouling mechanism and superhigh transport property. *Desalination*, 488, 114510.
- XIANG, Y. et al., 2015. A pH-responsive PVDF membrane with superwetting properties for the separation of oil and water. *RSC Adv.*, 5, 23530–23539.
- XIANG, Y., et al., 2006. A new polymer/clay nano-composite hydrogel with improved response rate and tensile mechanical properties. *Eur. Polym. J.*, 42, 2125–2132.

XIAO, H.W., et al., 2017. Recent developments and trends in thermal blanching – a comprehensive review. *Information Processing in Agriculture*, 4 (2), 101–127.

XIE, W., et al., 2021. Charge-Gradient Hydrogels Enable Direct Zero Liquid Discharge for Hypersaline. *Wastewater Management. Adv. Mater.*, 33, 2100141.

XU, L., et al., 2020. Insight into the effect of in-situ galvanic micro-coagulation on membrane fouling mitigation treating surface water. *J Membr Sci*, 610, 118234.

XU Y., et al., 2022. An approach towards waste management by an integrated fermentation and membrane separation proces. *Journal of Environmental Management*, 23, 116197.

YAN, N., et al., 2022. Influence of fixed charge concentration and water uptake on ion sorption in AMPS/PEGDA membranes. *J. Membr. Sci.*, 644, 120171.

YAN, T., et al., 2018. A critical review on membrane hybrid system for nutrient recovery from wastewater. *Chem. Eng. J.*, 348, 143–156.

YANG, K., et al., 2022. Enhanced electrochemical oxidation of tetracycline and atrazine on SnO₂ reactive electrochemical membranes by low-toxic bismuth, cerium doping. *Separation and Purification Technology*, 297. [ht ps://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121453](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121453).

YANG, K., et al., 2022. Energy-efficient removal of trace antibiotics from lowconductivity water using a Ti₄O₇ reactive electrochemical ceramic membrane. matrix effects and implications for byproduct formation, *Water Research*, 224. [ht ps://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119047](https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119047)

YANG, K., et al., 2022. Insight into the rapid elimination of low-concentration antibiotics from natural waters using tandem multilevel reactive electrochemical membranes. role of direct electron transfer and hydroxyl radical oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 423. [ht ps://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127239](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127239).

YAQUB, M., et al., 2019. Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater. a review. *Sci. Total Environ.*, 681, 551–563.

YAZDI, M. K., et al., 2020. Hydrogel membranes. A review. *Materials Science and Engineering*. 114, 111–123.

YE, Y. N., et al., 2018. Tough and Self-Recoverable Thin Hydrogel Membranes for Biological Applications. *Adv. Funct. Mater.*, 28, 180–189.

YEO, J. Y., et al., 2021. Experimental measurement and correlation of phase equilibria of palmitic, stearic, oleic, linoleic, and linolenic acids in supercritical carbon dioxide. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 97, 485–491.

YUAN, T., et al., 2015. Scalable Method toward Superhydrophilic and Underwater Superoleophobic PVDF Membranes for Effective Oil/Water Emulsion Separation. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 7, 14896–14904.

YUAN, Z., et al., 2012. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 23, 878–883.

ZAHEDI, S., et al., 2021. Assessing the occurrence of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes during the anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater at different temperatures. *Science of the Total Environment*, 789, 147910.

ZAHID, M., et al., 2022. Microbial desalination cell. desalination through conserving energy. *Desalination*, 521. [htp s://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115381](https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115381)

ZHANG, L., et al., 2017. A coreshell fiber-constructed pH-responsive nanofibrous hydrogel membrane for efficient oil/water separation. *Journal of Materials Chemistry*, 5, 19398–19405.

ZHANG, G., et al., 2024. Redox-neutral electrochemical decontamination of hypersaline wastewater with high technology readiness level. *Nature Nanotechnology*, DOI:1-11. 10.1038/s41565-024-01669-3.

ZHANG, J., et al., 2023. Surface engineering of filter membranes with hydrogels for oil-in-water emulsion separation. *Sep. Purif. Technol.*, 304, 122–134.

ZHANG, W., et al., 2018. Functionalization of ultrafiltration membrane with polyampholyte hydrogel and graphene oxide to achieve dual antifouling and antibacterial properties. *J. Membr. Sci.*, 565, 293–302.

ZHANG, W., et al., 2018. Surface and anti-fouling properties of a polyampholyte hydrogel grafted onto a polyethersulfone membrane. *J. Colloid Interface Sci.*, 517, 155–165.

ZHANG, Y., et al., 2013. A facile method for polyamide membrane modification by poly-(sulfobetaine methacrylate) to improve fouling resistance. *J. Membr. Sci.*, 446, 164–170.

ZHANG, Y., et al., 2016. Microbial electrochemical systems and technologies. it is time to report the capital costs. *Environmental Science and Technology*, 50, 5432–5433. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01601>

ZHANG, Y., et al., 2013. Phosphate separation and recovery from wastewater by novel electrodialysis. *Environ Sci Technol*, 47, 5888–5895.

ZHANG, J., et al., 2014. Mining nutrients (N, K, P) from urban source-separated urine by forward osmosis dewatering. *Environ Sci Technol*, 48, 3386–3394.

ZHAO, Q., et al., 2009. Synthesis of macroporous thermosensitive hydrogels. A novel method of controlling pore size. *Langmuir*, 25, 3249–3254.

ZHAO, Z., et al., 2016. Evaluation of microtoxicity and biodegradability of residual organic solvents in pharmaceutical wastewater by combined prediction-test system. *Desalin. Water Treat.*, 57, 28187–28194.

ZHENG, J., et al., 2018. Development of an electrochemical ceramic membrane filtration system for efficient contaminant removal from waters. *Environmental Science and Technology*, 52, 4117–4126. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06407>

ZENG, J., et al., 2019. Multi-layer temperature responsive hydrogel for forward-osmosis desalination with high permeable flux and fast water release. *Desalination*, 459, 105–113.

ZINICOVSCAIA, I., et al., 2016. Conventional Methods of Wastewater Treatment. In *Cyanobacteria for Bioremediation of Wastewaters*. Springer, Cham, Switzerland, 17–25.

ZUO, W., et al., 2020. Multifunctional nanocoated membranes for high-rate electrothermal desalination of hypersaline waters. *Nature Nanotechnology*, 15, 1025–1032. <https://doi.org/10.1038/s41565-020-00777-0>

ZWIJNENBERG, A.J.B. et al., 2002. Native protein recovery from potato fruit juice by ultrafiltration. *Desalination*, 144, 331–334.

6. Voda ve městech

6.1 Popis stávajícího stavu

Pohyb vody by se dal rozdělit na dvě cirkulace: přirozený oběh vody a společenský oběh vody. Přirozený koloběh vody popisoval migraci a přeměnu vody v přirozeném prostředí poháněnou přírodními silami bez zapojení člověka (Schlesinger, 2014). Zatímco společenský oběh vody zahrnoval celý proces od získávání až po vypouštění vody z přírodního prostředí pro lidský život a rozvoj (Falkenmark, 1997; Linton, 2014). Vodní sociální oběh byl uskutečňován lidskou činností. Zahrnovala především několik postupů: shromažďování, čištění, distribuci, využívání, úpravu a vypouštění vody. Vody v sociálním oběhu by mohly být rozděleny na městské vody (Arpke, 2006; Crouch, 2021), průmyslové vody (Demadis, 2007; Klemeš, 2012), zemědělské vody (Chaibi, 2000; Wang, 2002; Mech, 2008) a další vody. Městská voda v podstatě obsahovala část, kterou jsme pili, abychom si udrželi osobní hygienu a zdraví (Hutton, 2016; Li, 2019) a část potřebnou pro údržbu měst, jako je splachování silnic a městské zahradničení. Průmyslová odvětví, jako je těžební průmysl, farmacie, textilní průmysl, byla pro město rovněž nepostradatelná (Jassby, 2018; Liu, 2019; Zhang, 2019). Zemědělství hraje také důležitou roli v aktivitách města (Ayambire, 2019; Azunre, 2019). Splňuje aktuální potravinové potřeby obyvatel měst, a navíc zajišťuje dobrý základ vztahu mezi nabídkou a poptávkou (Opitz, 2016).

Pozoruhodné je, že existovalo množství vody ve společenském oběhu, které se nemohlo vrátit do přírodní řeky kvůli odpařování, přechodu a absorpci. Nevratná spotřeba vodních zdrojů byla nazvána „ztráta vody“. Kromě ztracené části působí vrácená voda ještě potíže. Při návratu do přirozeného prostředí mohou přenášet některé nepříznivé látky (Mitiku, 2020; Y. Liu, 2021; Xiao, 2021), které by mohly vážně ohrozit životní prostředí (Jia, 2018). Mezi tyto látky patřily chemické suroviny (Popat, 2019; Malik, 2020; Dutta, 2021), těžkých kovů (Mishra, 2018; Kumar, 2019; Mohammadi, 2019; Pandey, 2019), ionty tvrdosti (Lestari, 2018; Aquino, 2019), dusíku a fosforu (Kube, 2018; Ne, 2021; Jintai Wang, 2021; Zhang, 2021), a dokonce i jedovaté látky (GracePavithra, 2019; Šáh, 2020; Zaied, 2020). Všechny země vyhlásily své vlastní předpisy a zákony o kvalitě odvodnění, přesto se do přírodního prostředí dostávalo velké množství nečistot.

V posledních letech se vědci věnují získávání zdrojů z různých druhů vod. Hao a kol. hodnotili přínos rekuperace zdrojů odpadních vod pro životní prostředí pomocí hodnocení životního cyklu a zjistili, že nulové zatížení je pro čistírny odpadních vod proveditelné. Nejdůležitější roli v tomto procesu hrálo energetické využití, zejména tepelná energie (Hao, 2019). Yaqud et al. se zaměřili na technologii nulového vypouštění kapalin (ZLD) při čištění odpadních vod (Yaquub, 2019). Věřili, že ZLD napomáhá obnově cenných zdrojů spolu s rekultivací vodních zdrojů. Kehrein et al. se podívali na nakládání s tuhým komunálním odpadem (Kehrein, 2020). Dospěl k závěru, že pyrolýza a zkapalňování tuhého komunálního odpadu by mohly vytvořit větší hodnotu ve srovnání s konvenčním spalováním. Vigneswaran a kol. přezkoumali sanaci a opětovné použití kyselých odvodňovacích vod dolů (Naidu, 2019) a zastávají názor, že odvodnění dolu by bylo zajímavým zdrojem při získávání prvků vzácných zemin. Ještě důležitější je, že voda sama o sobě by byla také cenným zdrojem, který bylo možné získat (Diaz-Elsayed, 2020; Ali, 2021).

V posledních letech se rozvinula řada technologií pro získávání a využití vody a dalších zdrojů. Mezi těmito technologiemi se stále větší pozornosti dostává membránové technologie. Technologie založená na membránách se spoléhá především na interception povahu membrán. Má vysokou účinnost separace a je vysoce přizpůsobitelný různým vodním zdrojům a specifickým požadavkům na produkt. Ve srovnání s tradičními metodami úpravy vody může

technologie založená na membránách šetrná k životnímu prostředí snížit použití chemických látek a realizovat současné využití vody a cenných zdrojů, čímž se minimalizuje tvorba odpadu a zvyšuje se využití zdrojů životního prostředí. Membránové technologie se běžně dělí na nízkotlaké membrány, vysokotlaké membrány, membrány poháněné osmózou, tepelně poháněné membrány, elektricky poháněné membrány a biologicky aktivní membrány (Chang, 2019a) podle svých pracovních operací a funkcí.

Dále vznikly různé hybridní a integrované membránové procesy. Hybridní membránové procesy znamenaly kombinaci membránové technologie, obvykle nízkotlakých membrán, a dalších funkčních jednotek, jako je oxidace, adsorpce a koagulace (Ang, 2015; Naidu, 2020). Hybridní membránové procesy zlepšily schopnost membrán a poskytly technologiím založeným na membránách více možností industrializace a komercializace (Naidu, 2020). Integrované membránové procesy byly definovány jako sekvenční návrh celého provozu s jádrem jako membránové technologie nebo hybridní membránové procesy (Castro-Muñoz, 2018). Rozdíl mezi hybridním a integrovaným membránovým systémem byl v tom, že každá jednotka integrovaného membránového systému měla specifický účel, přičemž funkčním jádrem byla membrána. A všechny části hybridních membránových systémů měly za cíl zvýšit výkon membrány. Hybridní a integrované membránové procesy rozšířily oblast použití a výzkumný rozsah membránové technologie. Membránová technologie v oblasti čištění vod a odpadních vod se však stále potýkala s vysokou spotřebou energie, zanášením a hospodařením s koncentráty (Tang, 2018).

6.2 Znečištění odpadních vod (kategorizace podle lokalizace, povahy znečištění a podle specifického zdroje)

Pro použití vyčištěné odpadní vody pro účely jednoduchého opětovného použití (například zavlažování městských parků a čištění ulic) obvykle postačuje konvenční čistírna odpadních vod (s mechanickými a biologickými kroky čištění), jak je popsáno výše, pokud není nutná další dezinfekce kvůli nízkému počtu bakterií. To zahrnuje aplikace, jako je zavlažování zelených ploch a čištění ulic. Pokud se však pro účely zavlažování používá kapková závlaha, je nutná konvenční čistírna odpadních vod s přídavným pískovým filtrem pro odstranění nerozpuštěných látek.

K dosažení dobré kvality vody pro účely opětovného použití, jako je splachování toalety, je nutný pokročilý krok úpravy, jako je adsorpce (aktivní uhlí) nebo oxidace (ozon), aby se odstranily mikropolutanty (viz výše). Pro dosažení vyšší kvality vody až po kvalitu pitné vody jsou nutné odsolovací procesy, zde se budeme zabývat zejména membránovými technologiemi.

Současnou výzvou je odstranění mikropolutantů a mikroplastů z odpadních vod, jako jsou zbytky léčiv, kosmetika, chemikálie pro domácnost a průmysl, patogeny rezistentní vůči antibiotikům nebo specifické chemikálie. Ty mají potenciální negativní dopad na ekosystémy. Kromě toho by tyto látky mohly mít vliv na hygienu pitné vody. V důsledku toho jsou zapotřebí nové nebo doplňkové procesy čištění odpadních vod, aby se zabránilo ohrožení lidského zdraví a dále se minimalizovalo znečištění vody. Proto jsou vyžadovány pokročilé kroky čištění v čistírnách odpadních vod. Ty již existují a jsou funkční.

Pro odstranění mikropolutantů je dnes základním krokem úpravy adsorpce pomocí aktivního uhlí (práškové aktivní uhlí nebo granulované aktivní uhlí). Oxidační procesy, jako je ozon nebo pokročilý oxidační proces (AOP), jsou další nebo doplňkovou možností. Třetí možností je separace pomocí membrán.

Pro eliminaci patogenů rezistentních na antibiotika je zvláště vhodná výše zmíněná separace jako krok ošetření pomocí membrán, pokud se současně používá i k eliminaci mikropolutantů. Pokud je požadováno, aby byl odtok z čistírny odpadních vod dodatečně dezinfikován, jsou nezbytné dezinfekční procesy. Zde lze v zásadě použít UV záření nebo chlór. To často závisí na konkrétních předpisech. Použití chlóru se často vyhýbáme nebo upouštíme z důvodu jeho negativního dopadu na životní prostředí. Například chlorace komunálních odpadních vod i pitné vody může produkovat vedlejší toxické chemické produkty.

6.3 Možnosti snižování znečištění a recyklace odpadních vod

Kromě primárního cíle, kterým je splnění standardu vypouštění, membránová technologie při čištění městských odpadních vod stále čelí výzvám přeměny zdrojů na použitelné formy, minimalizace dopadů na přírodní prostředí a dosažení uhlíkové neutrality. Kromě získávání kvalitní vody se při čištění městských odpadních vod stále více zabývalo získáváním bioenergie, dusíku (N) a fosforu (P). Nejpoužívanější membránovou technologií byla AnMBR, která byla schopna transformovat organické látky na CH_4 . Kromě toho byli vědci zvyklí získávat N přes MD a ED jako tvorbu NH_3 a pro P to byly obvykle srážky jako struvit a vivianit po MBR.

Ekonomická a technická proveditelnost aplikace ED na terciární odpadní vody byla popsána v několika studiích (Gurreri, 2020). Goodman a kol. (2013) zkoumali schopnost systému založeného na EDR odstraňovat soli z vyčištěných komunálních odpadních vod. Pilotní zařízení bylo tvořeno multimediální filtrační jednotkou a EDR systémem o kapacitě 144 m^3/den . Po předfiltraci a koagulaci – dezinfekce $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ a NaClO , odpadní voda byla převedena do multimediální filtrační jednotky a poté do systému EDR, aby se odstranila sůl. Pilotní závod snížil celkové množství rozpuštěné pevné látky ze 1104 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ na 328 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, čímž se dostal pod limit 375 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ udávaný australskou vládou a Světovou zdravotnickou organizací (WHO, 2017). Kromě toho byla vodivost recyklované vody snížena o 72 %, což dokazuje, že voda upravená EDR je životaschopným alternativním zdrojem pro poskytování kvalitní vody pro zemědělství. Gally (2018) hodnotili aplikaci ED k přeměně odpadních vod na vodu správné kvality, která má být znovu použita jako průmyslová voda. Výsledky potvrdily účinnost ED při snižování elektrické vodivosti a extrakci vysokého procenta iontů, zejména při odstraňování korozivních (Cl^-) a inkrustace (Ca^{2+} ; Mg^{2+}) iontů.

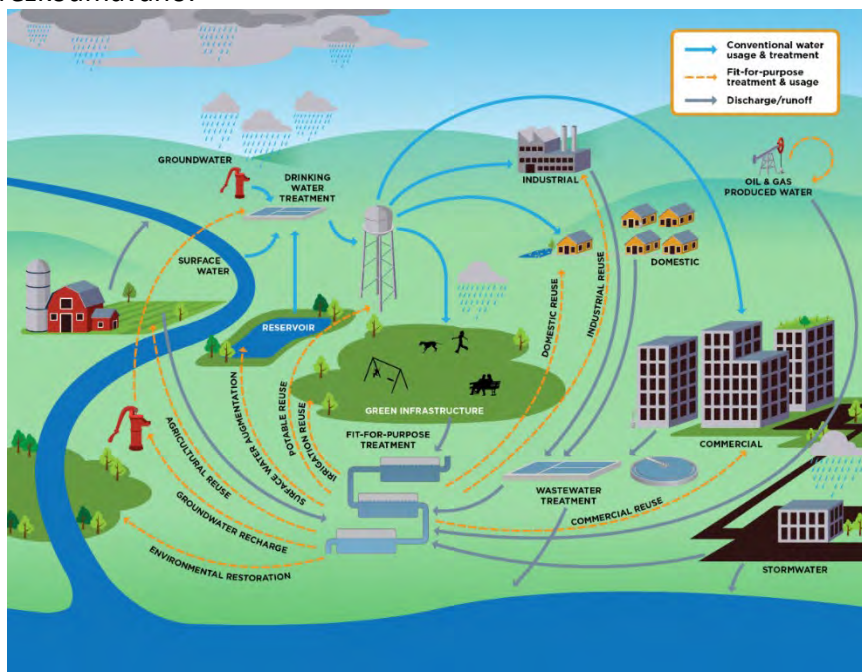
Kromě snížení salinity odpadních vod určených k rekultivaci má elektrodialýza potenciál produkovat toky s přidanou hodnotou. Llanos (2014) zkoumal kombinované použití elektrodialýzy k tomu, aby na jedné straně snížila vodivost odpadních vod, a na druhé straně elektrochemicky (ECh) syntetizuje chlornan v anolytu, který lze použít jako dezinfekční prostředek. Integrovaným procesem ED-ECh bylo dosaženo konečného zředěného a dezinfekčního proudu s celkovou spotřebou elektrické energie 1,03 $\text{Wh}\cdot\text{dm}^{-3}$ a použití redukováného objemu anolytu (objemový poměr anolyt/ředění 4:96).

Pokud jde o zhodnocení komunálních odpadních vod mají také potenciál být zdrojem pro regeneraci živin, jako jsou dusičnany, fosfáty a draslík, které lze použít jako hnojiva. V této souvislosti byla studována elektrodialýza, která by mohla být použita jako krok před úpravou pro koncentraci proudu a zvýšení následných kroků srážení/krytalizace živin (Mohammadi, 2021a). Mohammadi a kol. (2021b) studovali získávání dusičnanů z pomoci jednostupňových a dvoustupňových elektrodialyzačních procesů. Za optimalizovaných provozních podmínek (průtok 60 $\text{l}\cdot\text{h}^{-1}$; čtyři páry buněk; poměr zředěného ke koncentrovanému objemu 2/0,5), koncentrace dusičnanů ve zředěném kanálu dosáhla nuly s poměrem koncentrací 4,6 a spotřebou energie 1,44 $\text{kWh}/\text{kg NO}_3^-$. Poměr koncentrace dusičnanů byl zvýšen

dvoustupňovým procesem a dosáhl poměru 19,2 při spotřebě energie 4,34 kWh/kg NO₃⁻. Cai a kol. (2020) vyvinuli proces elektrodiálýzy s hořčikovou anodou k regeneraci fosfátů a amoniaku jako struvitů ze syntetických odpadních vod. Pilotní systém ED odstranil 65 % fosfátů z proudu odpadní vody, který měl koncentraci fosfátů 10 mg l⁻¹, zatímco koncentrace fosfátů v anodové komoře byla udržována na 30 mg l⁻¹ k podpoře srážení fosfátů s hořčíkem jako struvitem. V jiné studii, kterou provedli Rota a kol. (2019), byla navržena elektrodiálýza k úpravě roztoků s nízkou koncentrací fosforu s cílem jeho rekuperace. Experimenty byly prováděny v pětikomorové elektrodialyzační cele se dvěma AEM a dvěma CEM. Práce za podmínek omezení proudové hustoty (0,6 mA cm⁻²), bylo dosaženo koncentračního faktoru 9,7, čímž se získal tok produktu s koncentrací fosfátů 0,120 g l⁻¹.

Změna klimatu, nepředvídatelné změny charakteru počasí a sucho významně přispívají k problémům v dostupnosti sladké vody, způsobeným rozvojem měst a zemědělstvím. Vodní zdroje jsou z těchto důvodů stále více zatěžovány, což vede k nedostatku vody a ke zhoršování její kvality. Z těchto důvodů bylo vypracováno Nařízení (EU) 2020/741 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody stanovuje minimální požadavky na kvalitu vody a monitorování a pravidla řízení rizik pro bezpečné využívání recyklované odpadní vody pro zavlažování v zemědělství v souvislosti s integrovaným hospodařením s vodou.

Cílem tohoto nařízení je v náležitých a nákladově efektivních případech usnadnit zavádění opětovného využívání vody, a pro ty členské státy, které si přejí nebo potřebují opětovně využívat vodu, tak vytvořit rámec, který jim to umožní. Opětovné využívání vody představuje pro mnoho členských států slibnou možnost, avšak jen malá část z nich tuto praxi v současnosti provádí a přijala v tomto ohledu vnitrostátní právní předpisy nebo normy. Toto nařízení by mělo být dostatečně flexibilní, aby umožňovalo pokračovat v praxi opětovného využívání vody a zároveň zajistilo, aby tato pravidla mohly uplatňovat další členské státy, pokud se rozhodnou tuto praxi zavést později. Každé rozhodnutí neprovádět opětovné využívání vody by mělo být řádně odůvodněno na základě kritérií stanovených v tomto nařízení a mělo by být pravidelně přezkoumáváno.



Obr. 19 Příklady zdrojů vody a použití

Směrnice 2000/60/ES poskytuje členským státům potřebnou flexibilitu, pokud jde o zahrnutí doplňujících opatření do programů opatření, které přijímají na podporu svého úsilí o dosažení cílů v oblasti kvality vody stanovených v uvedené směrnici. Neuzavřený seznam doplňujících opatření stanovený v části B přílohy VI směrnice 2000/60/ES obsahuje kromě jiného i opatření pro opětovné využití vody.

V této souvislosti a v souladu s hierarchií opatření, které by členské státy mohly zvážit při řešení problematiky nedostatku vody a sucha a jež upřednostňuje opatření na úspory vody před politikou stanovení poplatků za vodu a před alternativními řešeními, a při řádném zohlednění aspektu nákladů a přínosů by se minimální požadavky na opětovné využívání vody stanovené v tomto nařízení měly použít vždy, když se vyčištěná odpadní voda z čistíren městských odpadních vod v souladu se směrnicí 91/271/EHS opětovně využije pro zavlažování v zemědělství.

Má se za to, že opětovné využití řádně vyčištěné odpadní vody, například z čistíren městských odpadních vod, má menší dopad na životní prostředí než jiné metody alternativního zásobování vodou, jako je převádění vod nebo odsolování. V Unii však k takovému opětovnému využívání vody, jež by mohlo snížit plýtvání vodou a vodu šetřit, dochází pouze v omezené míře. To je zřejmě zčásti způsobeno značnými náklady, které je třeba vynaložit na systémy opětovného využívání odpadní vody a absencí společných environmentálních a zdravotních norem Unie pro opětovné využívání vody a (zejména u zemědělských produktů) možnými riziky pro zdraví a životní prostředí a možnými překážkami, které by bránily volnému pohybu těchto produktů zavlažovaných recyklovanou odpadní vodou.

Zdravotní normy týkající se hygieny potravin ze zemědělských produktů zavlažovaných recyklovanou odpadní vodou mohou být zavedeny pouze tehdy, pokud se požadavky na kvalitu recyklované odpadní vody určené pro zavlažování v zemědělství nebudou v členských státech významně lišit. Harmonizace požadavků by měla přispět k účinnému fungování vnitřního trhu v souvislosti s těmito produkty. Proto je vhodné zavést minimální úroveň harmonizace stanovením minimálních požadavků na kvalitu vody a monitorování. Tyto minimální požadavky by měly sestávat z minimálních parametrů na recyklovanou odpadní vodu, které by měly vycházet z technických zpráv Společného výzkumného střediska Komise a měly by odrážet mezinárodní normy v oblasti opětovného využívání vody, a z dalších přísnějších nebo dodatečných požadavků na kvalitu, které v případě potřeby stanoví příslušné orgány společně s případnými preventivními opatřeními.

Opětovné využívání vody pro zavlažování v zemědělství může přispět také k podpoře oběhového hospodářství, a to opětovným získáním živin z recyklované odpadní vody a jejich použitím na plodiny prostřednictvím hnojivé závlahy. Opětovné využívání vody by tak potenciálně mohlo omezit nutnost dodatečného používání minerálních hnojiv. Koncoví uživatelé by měli být informováni o obsahu živin v recyklované odpadní vodě. Opětovné využívání vody by mohlo přispět ke zpětnému získávání živin obsažených vyčištěné městské odpadní vodě a používání recyklované vody pro zavlažování v zemědělství nebo v lesnictví by mohlo být způsobem, jak vracet živiny, například dusík, fosfor a draslík, do přírodních biochemických cyklů.

Nařízení (ES) č. 852/2004 stanoví obecná pravidla pro provozovatele potravinářských podniků a vztahuje se na výrobu, zpracování a distribuci potravin určených k lidské spotřebě a na jejich uvádění na trh. Uvedené nařízení se zabývá hygienickou jakostí potravin a jednou z jeho hlavních zásad je, že primární odpovědnost za bezpečnost potravin nese provozovatel potravinářského podniku. Uvedené nařízení rovněž doplňují podrobné pokyny. Obzvláště důležité je v tomto ohledu oznámení Komise o pokynech pro řešení mikrobiologických rizik

u čerstvého ovoce a zeleniny v prvovýrobě prostřednictvím správné hygieny. Minimální požadavky na recyklovanou odpadní vodu stanovené v tomto nařízení nebrání tomu, aby provozovatelé potravinářských podniků získali požadovanou kvalitu vody za účelem dodržení nařízení (ES) č. 852/2004 tím, že v následující fázi použijí několik možností úpravy vody buď samostatně, nebo v kombinaci s dalšími možnostmi bez úpravy.

Recyklace a opětovné využívání vyčištěné odpadní vody má obrovský potenciál. Za účelem podpory a prosazování opětovného využívání vody by uvedení konkrétních způsobů použití v rámci tohoto nařízení nemělo členským státům bránit v tom, aby umožnily použití recyklované odpadní vody pro další účely, včetně průmyslových a environmentálních účelů a účelů veřejných služeb, je-li to považováno za nezbytné v souladu s vnitrostátními podmínkami a potřebami, pokud je zajištěna vysoká úroveň ochrany životního prostředí a zdraví lidí a zvířat.

6.3.1 Využití recyklované odpadní vody

6.3.1.1 Zavlažování v zemědělství

Zavlažování v zemědělství znamená zavlažování těchto druhů plodin:

- potravinářských plodin konzumovaných za syrova, tj. plodin, které jsou určeny pro lidskou spotřebu v syrovém nebo nezpracovaném stavu,
- zpracovaných potravinářských plodin, tj. plodin, které jsou určeny pro lidskou spotřebu, až po zpracování (tj. uvařené nebo průmyslově zpracované),
- nepotravinářských plodin, tj. plodin, které nejsou určeny pro lidskou spotřebu (např. pastvinové směsi a pícniny, textilní plodiny, okrasné plodiny, osivo, energetické plodiny a trávy).

Členské státy EU mohou používat recyklovanou odpadní vodu k dalším účelům (aniž by byly dotčeny jiné příslušné právní předpisy Unie v oblasti životního prostředí a zdraví, jako jsou:

- opětovné využití pro průmyslové účely a
- environmentální účely a účely veřejných služeb.

6.3.1.2 Minimální požadavky na recyklovanou odpadní vodu určenou pro zavlažování v zemědělství

Třídy kvality recyklované odpadní vody a povolené využití a metody zavlažování pro jednotlivé třídy jsou uvedeny v Tabulce 21. Minimální požadavky na kvalitu vody jsou stanoveny v Tabulce 22.

- Členský stát EU se může rozhodnout, že není vhodné opětovně využívat vodu pro zavlažování v zemědělství v jedné nebo více oblastech povodí nebo jejich částech na základě konkrétních kritérií:
 - zeměpisné a klimatické podmínky oblasti nebo jejích částí;
 - vlivy na jiné vodní zdroje a jejich stav;
 - vlivy na útvary povrchových vod, do nichž jsou vypouštěny vyčištěné městské odpadní vody, a stav těchto útvarů;
 - náklady recyklované odpadní vody a dalších vodních zdrojů z hlediska životního prostředí a přírodních zdrojů.
- Kvalita recyklované odpadní vody.
- Řízení rizik.

Tabulka 21. Třídy kvality recyklované odpadní vody a povolené zemědělské využití a metody zavlažování

Minimální třída kvality recyklované odpadní vody	Kategorie plodin (¹)	Metoda zavlažování
A	Všechny potravinářské plodiny konzumované za syrova, jejichž jedlá část je v přímém kontaktu s recyklovanou odpadní vodou, a kořenové plodiny konzumované za syrova	Všechny metody zavlažování
B	Potravinářské plodiny konzumované za syrova, jejichž jedlá část roste nad zemí a není v přímém kontaktu s recyklovanou odpadní vodou, zpracované potravinářské plodiny a nepotravinářské plodiny, včetně plodin určených ke krmení zvířat na produkci mléka a masa	Všechny metody zavlažování
C	Potravinářské plodiny konzumované za syrova, jejichž jedlá část roste nad zemí a není v přímém kontaktu s recyklovanou odpadní vodou, zpracované potravinářské plodiny a nepotravinářské plodiny, včetně plodin určených ke krmení zvířat na produkci mléka a masa	Kapkové zavlažování (²) nebo jiná metoda zavlažování, při níž nedochází k přímému kontaktu s jedlou částí plodiny
D	Technické a energetické plodiny a plodiny z osiva	Všechny metody zavlažování (³)

Tabulka 22. Požadavky na kvalitu recyklované odpadní vody pro zavlažování v zemědělství

Třída kvality recyklované odpadní vody	Orientační technologický cíl	Požadavky na kvalitu				
		<i>E. coli</i> (číslo/100 ml)	BSK ₅ (mg/l)	NL (mg/l)	Zákal (NTU)	Jiné
A	Sekundární čištění, filtrace a dezinfekce	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella</i> spp.: < 1 000 KTJ/l v případě rizika aerosolizace
B	Sekundární čištění a dezinfekce	≤ 100	Podle směrnice 91/271/EHS (příloha I, tabulka 1)	Podle směrnice 91/271/EHS (příloha I, tabulka 1)	–	Sřevní paraziti (vajíčka sřevních parazitů): ≤ 1 vajíčko/l pro zavlažování pastvin nebo pčin
C	Sekundární čištění a dezinfekce	≤ 1 000			–	
D	Sekundární čištění a dezinfekce	≤ 10 000			–	

6.4 Výzkumné priority a nové strategie využívání membránových procesů pro čištění a recyklaci odpadních vod

Současný stav odkanalizování a čištění odpadních vod v ČR je možné charakterizovat následujícími vybranými ukazateli: Podíl obyvatel napojených na kanalizaci představoval v roce 2023 celkem 86,7 %. Z tohoto počtu obyvatel je 97,5 % napojeno na čistírnu odpadních vod. Podíl čištěných odpadních vod – do výpočtu podílu čištěných odpadních vod nevstupují srážkové vody, ale je počítán pouze jako podíl čištěných splaškových a průmyslových vod k jejich celkovému vypouštěnému objemu. Tento podíl ve sledovaném roce představoval 97,7 %. Množství čištěné vody (včetně vod srážkových) meziročně vzrostlo o 8,7 %. V roce 2023 je v ČR evidováno 2959 čistíren odpadních vod, z toho 21 mechanických, 680 mechanicko-biologických ČOV s dalším odstraňováním dusíku, 130 ČOV s dalším odstraňováním fosforu a 935 ČOV s dalším odstraňováním fosforu a dusíku. Počet čistíren odpadních vod meziročně vzrostl o 44 zařízení a množství vyprodukovaných kalů kleslo o 2 %.

Jak plyne z popisu současné situace, téměř 60 % obcí má vybudované technologie odpovídající terciárnímu stupni čištění odpadních vod. Primární čištění využívá pouze 21 ČOV. V kategorii aglomerací nad 2 000 EO je proto relevantní počítat především s náklady na doplnění terciárního čištění u zbylých ČOV a dále pak kvartérního v souvislosti s odstraňováním mikropolutantů. Jelikož směrnice 91/271/EHS Evropského parlamentu a Rady o čištění městských odpadních vod teprve přichází s požadavkem tvorby seznamu oblastí, kde bude tento stupeň čištění v aglomeracích mezi 10 000 EO a 100 000 EO vyžadován, nelze vymezit přesněji počty obcí, kterých se kvartérní čištění nově dotýká. Na základě předdefinovaných požadavků lze proto předpokládat, že bude vyžadováno nejen u všech velkých aglomerací (nad 100 000 EO), ale i u významné části ostatních.

Z komunálních odpadních vod bude nutné odstranit toxické mikropolutanty, zejména ty, které pocházejí z léčiv a kosmetiky. Současné používané technologie na ČOV toto neumožňují. Proto bude nutno řešit na ČOV čtvrtý stupeň čištění, a to pro aglomerace nad 150 000 EO, ale také pro menší čistírny nad 10 000 EO, a to do roku 2045.

Nově bude potřeba budovat ČOV pro obce, respektive aglomerací mezi 1 000 a 2 000 EO. Obcí o této velikosti je v ČR 795 s celkovým počtem obyvatel 1 107 207 (k roku 2023).

Změna klimatu, nepředvídatelné změny charakteru počasí a sucho významně přispívají k problémům v dostupnosti sladké vody, způsobeným rozvojem měst a zemědělstvím. Vodní zdroje jsou z těchto důvodů stále více zatěžovány, což vede k nedostatku vody a ke zhoršení její kvality. Z tohoto důvodu se budou čím dál tím více rozšiřovat nové technologie pro recyklaci vyčištěných odpadních vod, což je podpořeno v revidované směrnici 91/271/EHS Evropského parlamentu a Rady o čištění městských odpadních vod. Dnes už jsou realizovány např. projekty šedých a bílých vod.

Dále se budou rozvíjet technologie, které umožní do prostředí kanalizačních sítí a odpadních vod implementovat myšlenku oběhového hospodářství a efektivně získávat a využívat látky organického původu a syntetické látky, které se nachází v odpadní vodě.

V současné době v celém světě probíhá vývoj nových technologií pro čištění odpadních vod, který by měl řešit čištění a recyklaci látek, které jsou nově definovány ve směrnicích EU. Jednou z možností jsou membránové technologie. Z tohoto důvodu budou membránové technologie dále vyvíjeny a nasazovány ve všech níže vyjmenovaných oblastech:

- jednotky pro čištění šedých vod (technologie kombinující biologické čištění a ultrafiltraci/nanofiltraci, reverzní osmóza);
- v čistírnách odpadních vod (ČOV s membránovým bioreaktorem MBR);
- vývoj nových technologií čtvrtého stupně čištění odpadních vod;
- membránové technologie pro recyklaci vyčištěných odpadních vod a pro jejich zpětné využití.

Očekávají se značné investiční potřeby pro nové požadavky na zpracování a monitorování a pro dosažení cíle energetické neutrality, přičemž snížení spotřeby energie bude z dlouhodobého hlediska nákladově efektivní. Zásadní změnou podle nové směrnice bude nový systém rozšířené odpovědnosti výrobce (EPR – Extended producer responsibility), pokud jde o financování požadavků na odstraňování mikropolutantů.

Jak bylo uvedeno výše, běžně se uvažuje o vyčištěných vodách jako o zdroji vody pro agroprůmysl, ale v případě, že by tato voda byla dočistištěna do stupně demineralizované vody ve stupni vhodném pro energetiku, a hlavně pro elektrolýzu H₂ (deionizované vody). Mohlo by dojít k šetření vod pro tento zdroj. Je nutné si uvědomit že pro jakoukoliv elektrolýzu jsou

nutné čisté roztoky. V případě kontaminovaných roztoků dochází ke snížení účinnosti elektrochemických jevů během procesu elektrolýzy.

6.4.1 Techniky získávání minerálů

Techniky získávání minerálů lze rozdělit na separační technologie poháněné tlakem, techniky poháněné teplem, techniky poháněné elektrickým gradientem a další techniky. Techniky rekuperace vody využívají především membránové/tepelně integrované hybridní procesy, zatímco techniky rekuperace energie, jako je tlakově retardovaná osmóza (PRO) a reverzní elektrodialýza (RED), využívají k výrobě energie gradientu slanosti (SGE). Cenné minerální produkty z OV je nutné přezkoumat z hlediska metod využití, výkonnosti procesů a kvality produktů. V současnosti nejznámějšími produkty jsou z sodných solí ($\text{NaCl} \rightarrow \text{NaOH}$, Na_2SO_4), solí lithia ($\text{LiCl} \rightarrow \text{LiOH}$, Li_2CO_3), hořečnaté soli (struvit, $\text{Mg}(\text{OH})_2$, MgSO_4 , MgO), vápenaté soli (CaSO_4 , CaCO_3) a další minerály (Rb, Cs, Ni). Na základě nákladů a výnosů z každé techniky by bylo vhodné provést ekonomické srovnání spolu s analýzou nákladů na provoz odsolovacích nebo separačních zařízení. Techniky získávání nerostných surovin Na základě typu použité hnací síly lze techniky získávání minerálů obecně rozdělit do čtyř kategorií:

- tlakově řízené, jako je NF a RO,
- tepelně poháněné, jako je odpařování a membránová destilace (MD),
- elektrochemické potenciálové
- fyzikálně-chemicky řízené, jako je adsorpce, iontová výměna atd.

V současné době jsou čtyři nejkoncentrovanější kovy (tj. Na, Mg, Ca a K) komerčně extrahovány ve formě Cl^- a SO_4^{2-} . Scaling (usazování) vodního kamene je jedním z nejzávažnějších problémů v membránových procesech. Koncentrace látek tvořících vodní kámen, jako je CaCO_3 , CaSO_4 a oxid křemičitý, se během procesů odsolování zvyšuje. Poté se skalanty vysráží na povrchu membrány, což má za následek snížení průtoku permeátu (Tzotzi, 2007). Vzhledem k omezením usazování vodního kamene a vysokému osmotickému tlaku v retentátu je rekuperace vody v zařízení na reverzní osmózu mořské vody obvykle omezena na 40 až 60 %.

Sloučeniny sodíku včetně chloridu sodného a síranu sodného jsou široce používány v mnoha průmyslových odvětvích, jako je potravinářství, sklářství, detergenty, textilní, chemický průmysl a stavebnictví (Loganathan, 2017). Mnoho vědců navrhlo výrobu sloučenin sodíku z odsolovacího koncentrátu, ačkoli ve většině případů nebyla produkce soli nikdy hodnocena na znatelném stupni. Dostupná literatura o výrobě uhličitanu sodného a síranu sodného z odsolovacích solanek je vzácná. Obě sloučeniny lze vyrobit z koncentrovaných roztoků chloridu sodného. Tyto metody se však běžně nepoužívají pro vysoce koncentrované solanky, zatímco vytěžené minerály jsou běžnější. 60 % chloridu sodného se používá pro průmyslové činnosti. Síran sodný se vyrábí především z půdních rud konvenční krystalizací, ve které se rychle vyčerpávají zdroje a je třeba hledat nové procesy. Hydroxid sodný je široce používán ke zvýšení pH při předúpravě OV a dalších průmyslových odvětvích. Bylo dokázáno, že odpadní solanku z odsolování lze využít k výrobě hydroxidu sodného pomocí membránové chlor-alkalické elektrolýzy (Du, 2018). Vzhledem k existenci nečistot jsou však velmi potřebné vhodné kroky před zkoncentrováním, a to dočištění. Kromě toho je bipolární membránová elektrodialýza (EDBM) také důležitou technologií pro přeměnu solanek na kyselé a zásadité produkty (Ibanez, 2013; Kumaret, 2019). Chen (2018) navrhli novou metodu integrace frakcionace iontů s EDBM pro úpravu směsné koncentrované solanky, ve které byly produkovány roztoky HCl a NaOH s koncentracemi přibližně 2 mol/l. Síran sodný (Na_2SO_4) je

jednou z běžně používaných surovin v široké škále průmyslových odvětví, jako je papírenství, sklářství, výroba detergentů (Quist-Jensen, 2017). Na_2SO_4 z průmyslových odpadních vod by si mělo získat větší pozornost díky výrazné vysoké koncentraci po RO procesech. Byly široce publikovány studie o výtěžnosti Na_2SO_4 z různých zdrojů pomocí různých přístupů. K získání Na_2SO_4 ze solanky SWRO byl použit krystalizátor frakční membránové destilace v laboratorním měřítku (F-SMDC). Z 6 litrů byl úspěšně extrahován celkový poměr výtěžnosti vody 72 % a 223,73 g krystalů Na_2SO_4 . Produkce krystalů Na_2SO_4 P a vysoká kvalita vody z koncentrovaných odpadních vod (2 M Na_2SO_4 P) byla zaznamenána také při využití procesů membránové krystalizace, které dosáhly 80 % výtěžnosti vody a 100 kg/m^3 krystalů Na_2SO_4 (Bouchrit, 2017). Kromě toho byla zavedena nová krystalizace, eutektická krystalizace zmrazením (EFC), která současně krystalizuje jak čistou sůl, tak led z vodných roztoků v eutektickém složení za vzniku krystalů $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$. Bylo dosaženo celkové výtěžnosti více než 90 % čistých krystalů Na_2SO_4 spolu s méně než 20 ppm nečistot z produkce sladké vody. Tato metoda však může vyhovovat pouze tehdy, když je koncentrace NaCl nižší než Na_2SO_4 v důsledku iontového efektu (Reddy, 2010). Stručně řečeno, krystalizace je stále hlavní technikou pro získávání sodíku, zatímco technologie založené na IEM začínají být v posledních letech zkoumány z pohledu životnosti, ekonomické návratnosti a čistoty produktů.

6.4.2 Odstraňování mikropolutantů

Mikropolutanty představují velmi širokou skupinu organických i anorganických sloučenin, zahrnující farmaceutické látky, pesticidy, látky s endokrinně disruptivními účinky a další biologicky aktivní chemikálie. Tyto látky kontaminují vodní prostředí již při velmi nízkých koncentracích, typicky v rozsahu $\text{ng}-\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, přičemž i takto nízké hladiny mohou mít environmentálně významné účinky (Gogoi et al., 2023; Patel et al., 2022). Přestože se mikropolutanty vyskytují ve stopových koncentracích, bylo opakovaně prokázáno, že mohou negativně ovlivňovat vodní organismy i lidské zdraví, a to jak z hlediska toxikologického, tak ekologického (Patel et al., 2022). Kromě biologických účinků jsou s jejich výskytem spojeny rovněž environmentální a ekonomické dopady, zejména zvýšené náklady na úpravu pitné vody a ochranu vodních zdrojů (Bourgin et al., 2024).

Do vodního prostředí se mikropolutanty dostávají prostřednictvím komunálních a průmyslových odpadních vod, povrchového odtoku ze zemědělských a urbanizovaných oblastí, ale také z nemocničních a zdravotnických zařízení (Gogoi et al., 2023). Jejich výskyt v odpadních vodách představuje významnou technologickou i legislativní výzvu, neboť podle připravované revize evropské směrnice o čištění městských odpadních vod budou čistírny odpadních vod (ČOV) povinny odstraňovat vybrané skupiny mikropolutantů s účinností minimálně 80 % (European Commission, 2022; European Parliament & Council, 2024). Současně je nutné zohlednit skutečnost, že biologické a biochemické procesy probíhající na ČOV mohou vést k transformaci původních mikropolutantů na metabolity, meziproducty nebo konjugáty, jejichž biologická aktivita může být odlišná, v některých případech dokonce vyšší než u původních látek (Bhat et al., 2022).

Z tohoto důvodu je nezbytné posuzovat vliv mikropolutantů komplexně, tedy hodnotit účinky konkrétních směsí látek v reálných vodních maticích (např. surová a vyčištěná odpadní voda), nikoli izolované sloučeniny. Kombinovaný výskyt různých látek může vést k synergickým nebo antagonickým efektům, které nelze spolehlivě predikovat na základě testování jednotlivých sloučenin (Bhat et al., 2022). Kvantitativní i kvalitativní analýza mikropolutantů je navíc značně komplikována jejich nízkými koncentracemi a složitostí matrice odpadních i vyčištěných vod, kde jsou přítomny další organické látky v koncentracích o několik řádů vyšších (Bourgin et al., 2024).

Řada posledních studií potvrzuje, že mikropolutanty mohou mít krátkodobé i dlouhodobé dopady na vodní ekosystémy, a nepřímo tak i na lidské zdraví. Mezi dokumentované účinky patří změny chování a reprodukce vodních organismů, narušení endokrinní regulace, zvýšený výskyt antimikrobiální rezistence v životním prostředí a potenciální bioakumulace v potravních řetězcích, včetně rizika průniku reziduí do zdrojů pitné vody (Patel et al., 2022; Gogoi et al., 2023). Tato rizika jsou reflektována i v evropské legislativě, zejména v rámci Watch List podle směrnice o prioritních látkách ve vodách (European Commission, 2020).

Jak již bylo uvedeno, ČOV mohou významně snížit koncentrace mikropolutantů vstupujících do životního prostředí. Konvenční technologie, jako jsou mechanické procesy čištění a biologická degradace v aktivovaném kalu, však za běžných provozních podmínek často nedosahují dostatečné účinnosti jejich odstranění. Mnohé mikropolutanty vykazují vysokou rezistenci vůči těmto procesům a procházejí čistírnami v nezměněné nebo pouze částečně transformované formě (Bourgin et al., 2024). Z tohoto důvodu je pro jejich efektivní odstranění nutná implementace pokročilých technologií tzv. kvarterního stupně čištění odpadních vod, jak je rovněž požadováno v návrhu nové směrnice EU o čištění městských odpadních vod (European Parliament & Council, 2024). Mezi tyto technologie patří zejména pokročilé oxidační procesy (AOP), adsorpční metody založené na aktivním uhlí, membránové separační procesy a jejich kombinace s biologickými dočišťovacími metodami (Zhang et al., 2023). Tyto přístupy se v současnosti jeví jako klíčové nástroje pro minimalizaci rizik spojených s výskytem mikropolutantů a pro zajištění dlouhodobé udržitelnosti vodního prostředí.

6.4.2.1 Fentonova reakce a heterogenní katalýza

Heterogenní katalyzátory jsou široce využívány ke katalýze pokročilých oxidačních procesů (AOP – *Advanced Oxidation Processes*), mezi které patří zejména Fentonova reakce, ozonizace a fotokatalýza. Tyto procesy vedou k účinné degradaci, respektive oxidaci organických látek, včetně mikropolutantů, přítomných ve vodním prostředí. V posledních letech je pozornost zaměřena především na AOP technologie schopné produkce vysoce reaktivních hydroxylových radikálů ($\bullet\text{OH}$), které vykazují velmi vysoký oxidační potenciál a neselektivní charakter oxidace (Wang et al., 2021; Miklos et al., 2020).

Katalyzátory na bázi železa mají vzhledem ke své nízké ceně nejvyšší aplikační potenciál, přičemž zároveň vykazují vysokou míru bezpečnosti použití a dobrou environmentální kompatibilitu. Další výhodou je jejich snadná dostupnost díky přirozenému výskytu železa v přírodních zdrojích. Tyto aspekty činí železité katalyzátory atraktivními zejména pro aplikace v oblasti úpravy a čištění odpadních vod (Zhang et al., 2022).

Princip Fentonovy reakce spočívá v katalytickém rozkladu peroxidu vodíku (H_2O_2) v přítomnosti železnatých iontů (např. Fe^{2+} pocházejících ze síranu železnatého, FeSO_4), za vzniku hydroxylových radikálů, které následně iniciují oxidaci přítomných organických látek (Bautista, 2008). V moderním pojetí je Fentonova reakce často realizována i v heterogenní formě, kdy jsou železité aktivní složky vázány na pevný nosič, čímž se omezuje tvorba železitého kalu a zlepšuje se možnost opakovaného použití katalyzátoru (Clarizia et al., 2021).

Účinnost Fentonovy reakce závisí především na hodnotě pH, teplotě, koncentraci peroxidu vodíku a koncentraci katalyzátoru. Fentonova reakce vykazuje maximální katalytickou aktivitu při hodnotách pH 2,8–3,0, která se významně snižuje se zvýšením nebo snížením této hodnoty pH (Bautista, 2008; Deng et al., 2021). Teplota ovlivňuje rychlost oxidační reakce, avšak nemá na proces tak výrazný vliv jako hodnota pH a koncentrace reaktantů; za optimální teplotu se obvykle považuje rozmezí 20–30 °C. Používané koncentrace peroxidu vodíku

a katalyzátoru se liší dle typu odpadní vody a v praxi se stanovují experimentálně. Zvyšováním koncentrace peroxidu vodíku lze zvýšit stupeň oxidace cílových organických látek, což je výhodné zejména s ohledem na možnost řízení vzniku potenciálně toxických meziproductů reakce (Liu, 2018; Pignatello et al., 2022).

Fentonova reakce nachází významné uplatnění při čištění odpadních vod obsahujících obtížně nebo pomalu rozložitelné organické látky, jako jsou fenoly, pesticidy, farmaceutické látky a další mikropolutanty. Využívána je rovněž při čištění průmyslových odpadních vod, zejména z chemického, farmaceutického a textilního průmyslu (Oturán & Aaron, 2021).

Široce používané a běžně dostupné jsou také nejrůznější katalyzátory na bázi oxidů železa (Fe_2O_3 , Fe_3O_4), síranů a chloridů železa ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , FeCl_3 , FeCl_2) či oxid-hydroxidu železitého (FeOOH) (Olusegun, 2023). Tyto materiály jsou komerčně dostupné od řady dodavatelů, například českých společností PENTA s.r.o. a Lach-Ner, s.r.o., nebo zahraničních výrobců, jako je Merck (Německo).

Jiné typy katalyzátorů, zejména strukturované a nanostrukturované materiály, jsou v současnosti převážně předmětem výzkumu a laboratorního testování. Přestože vykazují velmi vysokou účinnost degradace organických polutantů, jejich širší aplikace je zatím limitována vyššími náklady a technologickou náročností výroby (Chen et al., 2020).

Aktuálně jedním z nejdostupnějších katalyzátorů na bázi železa vhodných pro Fentonovu reakci je elementární železo ve formě nanočástic, často označované jako ZVI (*Zero Valent Iron*). Tyto materiály jsou vyráběny například společnostmi Nanoiron (ČR), American Elements (USA), Nanoshel (UK) či Nanografi Nano Technology (Turecko). Nanočástice železa o průměru přibližně 50 nm disponují velmi vysokou specifickou povrchovou plochou, dosahující hodnot až $20\text{--}25 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$, což významně přispívá k jejich vysoké katalytické aktivitě (Li et al., 2021). Z důvodu vyšší ceny nanočástic železa však mohou být perspektivní alternativou částice mikroželeza, které jsou ekonomicky výhodnější, a přitom vykazují dostatečně vysokou a technologicky akceptovatelnou katalytickou účinnost.

Současný výzkum v této oblasti je zaměřen především na vývoj heterogenních katalyzátorů se specificky navrženou povrchovou strukturou. Jedná se zejména o tzv. strukturované katalyzátory, jejichž cílem je zvýšení efektivity, stability a v některých případech i selektivity katalytických reakcí. Povrch katalyzátoru může být modifikován aktivními složkami ve formě nanočástic nebo krystalů (*surface-loaded*), tenkých vrstev (*thin-film*) nebo ve formě struktur typu *core-shell*, kde je aktivní složka obalena ochranným nosičem (Zhang et al., 2020; Xu et al., 2023).

6.4.2.2. Biologické a biofilmové metody

Nejčastější metodou odstraňování organických, dusíkatých i dalších znečišťujících látek z odpadních vod zůstává konvenční biologický proces s tzv. aktivovaným kalem, který představuje směsnou kulturu různých skupin mikroorganismů, především bakterií, doplněných o vyšší mnohobuněčné organismy. Tento proces je dlouhodobě považován za ekonomicky efektivní a environmentálně šetrný způsob čištění odpadních vod. Na druhou stranu je spojen s vysokými prostorovými nároky, neboť vyžaduje velké objemy reakčních nádrží a rozsáhlé zastavěné plochy. Významným omezením konvenčního aktivovaného kalu je rovněž nízká účinnost při odstraňování nízkých koncentrací specifických (mikro)polutantů, kdy je pro jejich dostatečné odbourání nutné dosahovat velmi dlouhých hydraulických a kalových dob zdržení, což opět vede ke zvětšování objemu technologických celků. Zejména při požadavcích na vysokou kvalitu vyčištěné vody a její opětovné využití jsou tyto dlouhé reakční doby prakticky nezbytné (Leyva-Díaz, 2017; Tran et al., 2021; Luo et al., 2023).

Mikroorganismy rostoucí ve formě biofilmu vykazují oproti suspendované biomase (aktivovanému kalu) řadu zásadních výhod. Mezi nejdůležitější patří: i) schopnost udržení pomalu rostoucích mikroorganismů v systému díky jejich fixaci na povrchu nosiče, ii) výrazně vyšší odolnost vůči kolísání provozních podmínek, jako jsou změny pH, nárazový výskyt toxických nebo inhibičních látek, hydraulické a látkové přetížení, iii) větší efektivní kontaktní plocha mezi mikroorganismy a (mikro)polutanty. Tyto vlastnosti vedou ke stabilnějšímu a robustnějšímu provozu biologického stupně čištění (Shao, 2017; Dzionek, 2016; Chen et al., 2022; Wang et al., 2024). Biofilmové systémy navíc umožňují v rámci tzv. post-treatmentu (dočištění) efektivně odstraňovat i velmi nízké koncentrace sloučenin dusíku, a to bez nutnosti složité separace a manipulace s přebytečným aktivovaným kalem, zejména při využití specificky navržených nosičů biomasy (Xiao, 2016; Forrest, 2016; Li et al., 2021; Zhang et al., 2022).

V posledních letech je realizována řada laboratorních i pilotních studií zaměřených na využití nosičů biomasy za účelem intenzifikace biologických procesů a zvyšování účinnosti odstraňování sloučenin dusíku a (mikro)polutantů z odpadních vod. Převážná část těchto studií však pracuje s komerčně dostupnými nosiči a jen omezeně se zaměřuje na systematický vývoj nové architektury nosičů s optimalizovanými vlastnostmi. Přitom právě návrh a testování inovativních nosičů biomasy může významně přispět ke zvýšení účinnosti stávajících ČOV a k eliminaci nízkých koncentrací obtížně odstranitelných mikropolutantů (Ashkanani, 2019; Zhang et al., 2019; Iannaccone et al., 2020; Lima et al., 2021; Huang et al., 2023).

Účinnost biofilmových nosičů v nitrifikačních a denitrifikačních systémech je obecně ovlivněna řadou faktorů, mezi které patří zejména specifický povrch nosiče, jeho morfologie a porozita, procento objemového zaplnění reaktoru, hustota materiálu, organické zatížení a intenzita provzdušňování nebo míchání. Tyto parametry určují nejen rychlost adheze mikroorganismů, ale i strukturu biofilmu a transport substrátů a kyslíku v jeho vrstvě (Massoompour, 2020; Liu et al., 2020; Zhou et al., 2021; Kim et al., 2023). Porozita materiálu je přitom klíčová pro vytvoření mikroprostředí umožňujícího současnou existenci aerobních i anoxických zón, což je zásadní pro kombinované procesy nitrifikace a denitrifikace. Povrchové a chemické modifikace nosičů mohou dále vytvářet specifické podmínky pro selektivní fixaci a stabilizaci cílových mikroorganismů (Zhao, 2019; Sun et al., 2022).

Charakteristické vlastnosti nosičů biomasy pro aplikace v čištění odpadních vod zahrnují zejména velikost a strukturu povrchu, morfologii a drsnost, typ použitého materiálu, tvar, vnitřní pórovitou strukturu, biokompatibilitu a mechanickou, chemickou i oxidační stabilitu. Neméně důležitým kritériem je ekonomická dostupnost a možnost snadné výroby ve větším měřítku (Felföldi, 2015; Jurecska, 2015; Al-Amshawee et al., 2020; Tang et al., 2023). V některých aplikacích je žádoucí dosažení synergie mezi aerobními a anoxickými podmínkami, což lze cíleně ovlivnit právě vhodným návrhem velikosti, tvaru a vnitřní struktury nosiče. Takto optimalizované nosiče umožňují dlouhodobý růst funkčního biofilmu a účinné odstraňování (mikro)polutantů z vod (Ahmad, 2017; Ren et al., 2022).

Aplikace nosičů biomasy představuje jednu z nejefektivnějších možností, jak zvýšit účinnost stávajících ČOV bez nutnosti nákladných stavebních úprav a rozsáhlých rekonstrukcí. Na trhu je v současné době dostupná široká škála nosičů biomasy využívaných pro různé technologické účely, například pro dočištění odpadních vod za aerobních i anoxických podmínek nebo pro intenzifikaci a stabilizaci biologických procesů s aktivovaným kalem. Přehled komerčně dostupných nosičů lze nalézt v řadě přehledových prací (Morgan-Sagastume, 2018; Biase et al., 2019; Al-Amshawee et al., 2020). Tyto nosiče jsou zpravidla vyráběny jednoduchými technologiemi, jako je vytlačování nebo lisování

polymerních materiálů, a často postrádají dostatečně členitou povrchovou a vnitřní strukturu umožňující rychlou a stabilní adhezi mikroorganismů. V posledních letech se proto rozvíjejí alternativní výrobní přístupy, zahrnující 3D tisk, povrchové úpravy přírodních materiálů, výrobu nanovláknenných struktur (elektrospinning, melt-blown) a různé fyzikálně-chemické modifikace materiálů (Biase, 2019; Nechanická et al., 2021; Li et al., 2024).

Bioreaktor s pohyblivým ložem (Moving Bed Biofilm Bioreactor, MBBR) představuje pokročilou technologii pro čištění komunálních i průmyslových odpadních vod, ve které hrají nosiče biomasy klíčovou roli. Na jejich povrchu dochází k růstu biofilmu za relativně stabilních provozních podmínek, což zajišťuje vysokou procesní robustnost systému (Goswami, 2019; Santos et al., 2020; Peng et al., 2022). Rozvoj MBBR, stejně jako membránových bioreaktorů (MBR), vedl v posledních dekádách k významnému posunu ve výzkumu i praxi čištění odpadních vod. MBBR technologie jsou v současnosti považovány za perspektivní nástroj oběhového hospodářství díky vysokému potenciálu odstraňování (mikro)polutantů a možnosti jejich integrace do stávajících ČOV (Saaidulu, 2021; Yu et al., 2023). Technologie je využitelná v širokém rozsahu průtoků, typicky od desítek tisíc až po více než 100 000 m³·den⁻¹ (Barwal, 2014; Li et al., 2022).

Ve srovnání s nepohyblivými biofilmovými systémy vykazuje MBBR výrazně vyšší celkový specifický povrch dostupný pro růst biofilmu, což podporuje efektivní přenos kyslíku a substrátů k mikroorganismům. Díky vhodnému nastavení hustoty nosičů a způsobu míchání lze systém provozovat v aerobním, anoxickém i anaerobním režimu (Lariyah et al., 2022; Zhang et al., 2024). Mezi hlavní výhody MBBR patří kompaktnost technologického celku, zvýšená kapacita a účinnost, nižší produkce přebytečného kalu, vysoká provozní stabilita, relativně nízká energetická náročnost a absence membrán či filtrů vyžadujících zpětné proplachování. MBBR jsou proto velmi vhodné pro dočištění zbytkových koncentrací (mikro)polutantů v odtoku z ČOV, zejména v situacích, kdy je odstraňování dusíku limitujícím faktorem z důvodu hydraulického nebo látkového přetížení. Jednostupňové MBBR představují jednoduché a ekonomicky efektivní řešení, které lze realizovat jako dodatečný technologický stupeň instalovaný před finální odtok z ČOV (Quesada et al., 2019; Leonhardt et al., 2022; Zhou et al., 2023).

6.4.2.3 Adsorpční procesy

Další z efektivních způsobů odstraňování (mikro)polutantů z vodního prostředí jsou adsorpční procesy, které využívají různé přírodní i syntetické sorbenty. Adsorpce je považována za technicky jednoduchou a ekonomicky výhodnou metodu, jež umožňuje účinné odstranění polárních i nepolárních organických mikropolutantů, které nejsou dostatečně eliminovány konvenčními technologiemi úpravy vody (Mohan et al., 2022).

Přírodní sorbenty jsou organické a/nebo anorganické povahy a zahrnují materiály rostlinného či živočišného původu, které se vyznačují vysokým obsahem uhlíku a rozvinutou specifickou povrchovou plochou. Konkrétně se jedná o materiály, jako je kůra, kokosová skořápka, rýžové slupky, mořské řasy, dále půdy a rudné materiály (jíly, zeolity, oxidy kovů), biouhel, Light Expanded Clay Aggregates (LECA) či aktivní uhlí v práškové a granulované formě (Quesada et al., 2019; Ahmad et al., 2021).

Tyto materiály prokázaly vysoké adsorpční kapacity a účinnosti při odstraňování vybraných skupin mikropolutantů, zejména farmaceutik, pesticidů a hormonálně aktivních látek (Lei et al., 2021; Luo et al., 2023). V praxi je v současné době nejvíce využívána sorpce na granulované či práškové aktivní uhlí, biouhly a zeolity, které jsou technologicky dobře zavedené a snadno integrovatelné do stávajících úpraven vod a čistíren odpadních vod (Ahmad et al., 2021).

Trh s přírodními sorbenty pro čištění vod se v posledních letech nachází v růstové fázi, což souvisí se zvyšujícími se požadavky na udržitelnost a snižování environmentální zátěže vodohospodářských technologií. Tento trend je způsoben rostoucí poptávkou po šetrnějších alternativách k syntetickým sorbentům, jejichž výroba i likvidace mohou představovat významnou ekologickou zátěž (Mohan et al., 2022). Mnoho výrobců dodává přírodní sorbenty primárně k jiným účelům, avšak tyto materiály lze s minimálními úpravami využít i pro čištění odpadních vod. Přírodní sorbenty jsou obecně levnější, dostupnější a environmentálně příznivější než jejich syntetické protějšky (Quesada et al., 2019).

V poslední době rovněž nabývají na významu sorbenty na bázi nanomateriálů, které díky své extrémně vysoké specifické ploše, možnosti povrchové funkcionalizace a selektivní vazbě polutantů vykazují velmi vysokou účinnost adsorpce. Tyto materiály zahrnují například nanostrukturované uhlíkové sorbenty, magnetické nanočástice či hybridní bio-nano kompozity (Singh et al., 2021; Zhang et al., 2024). Přestože jejich aplikační potenciál je značný, jejich širší využití v praxi je zatím limitováno vyššími náklady, otázkami regenerace a environmentální bezpečnosti (Zhang et al., 2024).

6.4.3 Implementace technologií pro odstraňování mikropolutantů

Technologie, prostřednictvím kterých je možné efektivně a ekonomicky dostupně odstraňovat mikropolutanty z vod, jsou postupně implementovány zejména na úpravách pitných vod, avšak s rostoucím legislativním tlakem a zpřísněním limitů na kvalitu vypouštěných vyčištěných odpadních vod se očekává jejich stále častější zavádění i na větších čistírnách odpadních vod (ČOV) (Eggen et al., 2020; Verlicchi & Zambello, 2023). Konvenční mechanicko-biologické technologie přitom nejsou schopny zajistit dostatečné odstranění řady farmaceutických a dalších perzistentních organických látek, což vede k nutnosti aplikace dodatečných stupňů čištění (Tran et al., 2021).

Kromě optimalizace vlastních technologických parametrů úpraven pitných vod a ČOV se v praxi uplatňuje především kombinace biologického čištění s pokročilými oxidačními procesy (AOP) a adsorpčními metodami, případně dále v kombinaci s biologickými systémy, jako jsou MBR nebo MBBR, které umožňují vyšší a stabilnější účinnost odstranění mikropolutantů (Luo et al., 2020; Rizzo et al., 2022). Integrované hybridní systémy jsou považovány za jedno z nejperspektivnějších řešení pro dosažení požadované kvality odtoku při současném zachování provozní flexibility (Ahmed et al., 2023).

Angeles et al. (2019) ve své studii zkoumali účinnost odstranění vybraných farmak na sedmi ČOV na východě USA, které disponovaly technologiemi zaměřenými na jejich eliminaci. Nejvyšší účinnost odstranění farmaceutických látek byla zaznamenána na ČOV vybavené čtyřmi stupni terciárního a čtvrtého čištění, kde se průměrná účinnost odstranění všech analyzovaných farmak pohybovala v rozmezí 97–99 %, což potvrzuje význam víceúrovňových technologických kombinací (Angeles et al., 2019). Tyto závěry jsou v souladu s novějšími přehledovými studiemi hodnotícími účinnost rozšířených ČOV (Verlicchi & Zambello, 2023).

Vysoké koncentrace mikropolutantů jsou typicky přítomny v odpadních vodách z nemocnic, zařízení dlouhodobé péče a psychiatrických léčeben, kde dochází k intenzivnímu používání farmaceutických přípravků (Ortiz de García et al., 2020). Jako příklad čištění odpadních vod přímo u zdroje lze uvést nemocnici Herlev v Dánsku, která provozuje vlastní ČOV kombinující MBR s keramickou membránou (0,2 μm), následnou ozonizaci, adsorpci na granulovaném aktivním uhlí ve třech kolonách a finální UV dezinfekci. Průměrná účinnost odstranění 122 analyzovaných léčiv a jejich metabolitů dosahovala po MBR přibližně 95 %,

zatímco celý technologický řetězec zajišťoval stabilní odstranění až 99 % farmaceutických látek (Kumari et al., 2020).

Dalším příkladem je nemocnice CHAL ve francouzském Contamine-sur-Arve, jejíž odpadní voda je čištěna na komunální ČOV po smíchání s městskou odpadní vodou v poměru 1:2 a následném zpracování konvenčními procesy s aktivovaným kalem a chlorovou dezinfekcí. Účinnost odstranění jednotlivých sledovaných léčiv se zde pohybovala v rozmezí 75–99 %, přičemž významná variabilita byla závislá na chemické povaze jednotlivých látek (Verlicchi et al., 2020).

Další technologie zaměřené na odstraňování farmaceutických reziduí jsou v současnosti testovány převážně ve formě pilotních a demonstračních instalací, které ověřují technickou i ekonomickou proveditelnost pokročilých stupňů čištění v reálných provozních podmínkách (Rizzo et al., 2022). Tyto projekty poskytují důležitá data pro budoucí plošné zavádění technologií na komunálních ČOV.

Z hlediska plnoprovozních instalací je aktuálně nejdále Švýcarsko, které se zavázalo vybavit do roku 2040 přibližně 100 největších ČOV technologiemi pro odstraňování mikropolutantů s cílovou účinností vyšší než 80 % pro vybrané skupiny látek, přičemž dominantní roli zde hrají systémy využívající aktivní uhlí a ozonizaci (Eggen et al., 2020; Stamm et al., 2022).

6.5 Souhrn (výsledky analýzy bariér v dané oblasti)

Níže uvedená SWOT matice shrnuje klíčové silné a slabé stránky, příležitosti a hrozby spojené s využitím pokročilých technologií a nanomateriálů pro čištění a recyklaci vody. Identifikace těchto faktorů pomáhá při strategickém plánování a rozhodování, jak efektivně využít dostupné příležitosti a minimalizovat potenciální hrozby. Konkrétně byla identifikována následující kritéria:

Silné stránky (Strengths)	Slabé stránky (Weaknesses)
<ul style="list-style-type: none"> Vysoká účinnost odstranění kontaminantů: Nanomateriály umožňují velmi vysokou selektivitu a účinnost při odstraňování širokého spektra kontaminantů včetně mikropolutantů, těžkých kovů a patogenů. Zvýšená odolnost vůči (bio)foulingu: Nanomateriály mohou být navrženy tak, aby byly méně náchylné k (bio)foulingu, což zvyšuje životnost membrán a snižuje náklady na provoz. Rychlejší procesy čištění: Díky zlepšeným fyzikálním a chemickým vlastnostem nanomateriálů dochází k rychlejšímu čištění a zvýšení propustnosti membrán. Potenciál pro multifunkční aplikace: Nanomateriály mohou být navrženy tak, aby měly více funkcí, jako je antibakteriální účinek, zvýšená 	<ul style="list-style-type: none"> Vysoké výrobní náklady: Výroba a integrace nanomateriálů do membránových technologií mohou být nákladné, což zvyšuje celkové náklady na pořízení a provoz. Komplexita výroby a škálování: Vývoj a výroba nanomateriálových membrán mohou být technologicky náročné a obtížně škálovatelné pro masovou produkci. Ekologické a zdravotní rizika: Existují obavy ohledně potenciálních environmentálních a zdravotních rizik spojených s uvolňováním nanomateriálů do životního prostředí. Životnost a stabilita nanomembrán: Životnost nanomateriálových membrán může být omezena degradací nanomateriálů v reálných provozních podmínkách.

<p>mechanická pevnost a chemická odolnost.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Vysoký potenciál v selektivním odstraňování vybraných mikropolutantů • Zvýšená adsorpční schopnost sorbentů na bázi nano- a mikromateriálů 	
Příležitosti (Opportunities)	Hrozby (Threats)
<ul style="list-style-type: none"> • Výzkum a vývoj nových nanomateriálů: Pokrok v oblasti nanotechnologií může vést k vývoji nových nanomateriálů, které jsou levnější, efektivnější a ekologicky šetrnější. • Zvýšená poptávka po čisté vodě: Rostoucí potřeba čisté vody a zpřísnující se regulační požadavky na kvalitu vody mohou zvýšit poptávku po pokročilých nanomateriálových membránových technologiích. • Finanční podpora a investice: Zvýšený zájem o udržitelné technologie může přilákat finanční prostředky a investice do výzkumu a komercializace nanomateriálových membrán. • Mezinárodní spolupráce a projekty: Spolupráce na mezinárodní úrovni může urychlit vývoj a zavádění nanomateriálových technologií díky sdílení znalostí a zdrojů. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regulační nejistoty: Změny v legislativě týkající se použití nanomateriálů mohou ovlivnit schvalování a používání těchto technologií. • Ekonomická volatilita: Fluktuace cen surovin a energie mohou ovlivnit ekonomickou výhodnost výroby a používání nanomateriálových membrán. • Konkurence tradičních a jiných pokročilých technologií: Tradiční čistírenské technologie a jiné pokročilé metody mohou konkurovat nanomateriálovým membránám z hlediska nákladů a efektivity. • Veřejné vnímání a akceptace: Negativní vnímání rizik spojených s nanomateriály veřejností může omezit jejich přijetí a použití.

Rizika a jejich mitigace: Strategický akční plán přináší řadu přínosů, současně je však spojen s různými riziky. Pro jeho úspěšnou realizaci je zásadní tato rizika nejen včas identifikovat, ale také navrhnout a uplatnit účinné strategie jejich zmírnění.

Technologické riziko: Mezi hlavní rizika patří možnost selhání nových technologií a nanomateriálů při jejich využití v reálných podmínkách. Toto riziko lze omezit důkladným laboratorním testováním a realizací pilotních projektů před plošným nasazením. Ke snížení rizika přispívá rovněž postupné zavádění technologií s možností jejich úprav na základě získaných dat.

Finanční riziko: Dalším významným rizikem je nedostatek finančních prostředků potřebných k dokončení vývoje a implementace zejména nových (nano)technologií. Mitigace spočívá v diverzifikaci zdrojů financování, například prostřednictvím veřejných dotací, soukromých investic či strategických partnerství.

Regulační riziko: Nejasná nebo nepřiměřená regulace týkající se využívání nových (nano)materiálů a technologií, zejména s ohledem na ochranu životního prostředí, může

komplikovat jejich zavedení. Ke zmírnění tohoto rizika je klíčová aktivní spolupráce s regulačními orgány při tvorbě odpovídajících předpisů a standardů a zapojení odborníků na legislativu do procesu vývoje a implementace plánů.

Environmentální riziko: Aplikace nových (nano)materiálů a technologií může mít nezamýšlené negativní dopady na životní prostředí. Pro minimalizaci tohoto rizika je nezbytné provádět důkladná environmentální hodnocení a průběžný monitoring, uplatňovat princip předběžné opatrnosti a podporovat vývoj ekologicky šetrných (nano)materiálů a technologií.

Společenské riziko: Dalším významným rizikem je možný odpor veřejnosti vůči novým technologiím, často pramenící z nedostatku informací nebo nedůvěry. Efektivní mitigací je transparentní komunikace, zapojení veřejnosti do rozhodovacích procesů a realizace edukačních aktivit, které srozumitelně vysvětlují přínosy a bezpečnost těchto technologií.

Provozní riziko: Nedostatek kvalifikovaných pracovníků schopných nové technologie obsluhovat a udržovat představuje významné provozní riziko. Jeho zmírnění vyžaduje investice do vzdělávání a odborné přípravy zaměstnanců, včetně tvorby školicích a certifikačních programů.

Strategické mitigace: Vedle jednotlivých specifických opatření je nezbytné zavést komplexní systém řízení rizik, který identifikuje potenciální hrozby, stanoví opatření k jejich omezení a definuje odpovědnosti i postupy pro řešení rizikových situací. Průběžné monitorování a hodnocení účinnosti technologií, stejně jako identifikace nových rizik, umožní pravidelnou aktualizaci strategií na základě aktuálních dat a poznatků.

Realizace pilotních projektů a postupné zavádění nových technologií v jednotlivých fázích umožní jejich testování, ověření a optimalizaci před plným provozním nasazením. Zásadní roli hraje také budování partnerství s akademickými institucemi, výzkumnými organizacemi, průmyslovými partnery a veřejnými institucemi, které umožňuje sdílení znalostí, zdrojů i rizik a může významně urychlit inovace a jejich přenos do praxe.

6.5.1 Implementační doporučení (2026–2030)

V oblasti vody ve městech je vhodné v období 2026–2030 zaměřit implementační aktivity především na **bezpečné opětovné využití vody, odstraňování mikropolutantů, energeticky účinné technologie čištění a na rozvoj městských demonstračních projektů**, které propojí technologii, monitoring, správu rizik a komunikaci s veřejností. Revidovaná směrnice o městských odpadních vodách, která vstoupila v účinnost 1. ledna 2025, významně posiluje požadavky na ochranu veřejného zdraví a životního prostředí, zavádí nové standardy pro mikropolutanty a propojuje čištění odpadních vod s postupným směřováním k energetické neutralitě sektoru.

Pro městské aplikace je vhodné prioritně podporovat projekty zaměřené na **pokročilé čištění a kvartérní stupeň**, zejména tam, kde je cílem omezení farmak a dalších mikropolutantů, dále projekty **recyklace vody pro městské nebo návazné účely**, projekty energetické optimalizace ČOV a projekty využívající online monitoring a digitální nástroje pro řízení provozu. Současně je vhodné upřednostňovat taková řešení, která umožní kombinovat požadavky na kvalitu vody, energetickou účinnost a cirkulární využití zdrojů, protože právě tato provázanost je nově jedním z hlavních směrů evropské politiky v oblasti městských odpadních vod.

Z praktického hlediska je důležité, aby městské projekty reuse vycházely z jasně definovaného účelu využití vody, odpovídajícího systému monitoringu a dobře nastaveného

risk management planu. Evropská komise i technické pokyny JRC zdůrazňují, že u reuse projektů nestačí pouze technologická připravenost, ale je nutné řešit i governance, povolení, monitoring, komunikaci mezi aktéry a celkovou provozní udržitelnost systému. Zkušenosti z evropských demonstračních projektů současně ukazují, že právě městské a komunální aplikace mají vysoký přenosový potenciál, pokud jsou od počátku připravovány jako referenční a dobře zdokumentované projekty.

Z hlediska financování je pro městské projekty vhodné kombinovat **národní a evropské nástroje** podle typu opatření. U investic do vodního hospodářství, úspor vody a cirkulárních řešení jsou vhodné podnikové a partnerské projekty v návaznosti na OP TAK tam, kde je přítomen podnikový nebo technologický partner; u environmentálně orientovaných a demonstračních projektů je vhodné využívat i program LIFE. Pro projekty s výrazným energetickým přínosem lze současně zvažovat návaznost na nástroje orientované na energetickou účinnost a modernizaci infrastruktury.

Proto je vhodné doplnit, že v oblasti vody ve městech mají být v období 2026–2030 prioritně podporovány **projekty pokročilého čištění mikropolutantů, bezpečného reuse vody, energeticky účinných membránových a hybridních systémů, digitalizace městských vodárenských a čistírenských provozů a referenční městské demonstrační projekty**, které vytvoří základ pro širší přenos řešení do komunální praxe.

6.6 Literatura

- Ahmad, M. et al. (2017). *Biofilm carriers and their role in biological wastewater treatment*. Bioresource Technology, 234, 332–340.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2021). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 99, 19–33.
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., & Guo, W. (2023). Hybrid treatment technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products from wastewater: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 383, 135438.
- Al-Amshawee, S., Yunus, M. Y. B. M., Azoddein, A. A. M., Hassell, D. G., & Dakhil, I. H. (2020). *Electrocoagulation process in wastewater treatment: A review*. Chemical Engineering Journal, 380, 122439.
- Angeles, L. F., Mullen, R. A., Huang, I. J., Wilson, C., Khunjar, W., & Sirotkin, H. I. (2019). Assessing pharmaceutical removal and reduction in toxicity provided by advanced wastewater treatment systems. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(11), 1919–1930.
- Ashkanani, A., Almomani, F., Shawaqfah, M., & Bhosale, R. (2019). *Evaluation of moving bed biofilm reactor for nutrient removal from wastewater*. Environmental Technology, 40(18), 2352–2362.
- Barwal, A., & Chaudhary, R. (2014). *To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR)*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2(1), 434–441.
- Bhat, P., Verma, A., Bhatia, D., & Chen, S. (2022). Occurrence, fate and removal of emerging micropollutants from wastewater: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108779.
- Biase, A. D., Kowalski, M. S., Devlin, T. R., & Oleszkiewicz, J. A. (2019). *Moving bed biofilm reactor technology: Process applications, design, and performance*. Water Environment Research, 91(10), 1463–1480.

- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., & Siegrist, H. (2024). Evaluation of advanced wastewater treatment technologies for micropollutant removal. *Water Research*, 247, 120780.
- Clarizia, L. et al. (2021). *Heterogeneous photo-Fenton processes*. *Applied Catalysis B*, 286, 119–130.
- Deng, Y. et al. (2021). *Effect of pH and temperature on Fenton oxidation*. *Water Research*, 190, 116–124.
- Dzionic, A., Wojcieszńska, D., & Guzik, U. (2016). *Natural carriers in bioremediation*. *Journal of Environmental Management*, 173, 75–85.
- Eggen, R. I. L., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M., & Stamm, C. (2020). Reducing the discharge of micropollutants in the aquatic environment: The benefits of upgrading wastewater treatment plants. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12416–12428.
- European Commission. (2020). *Commission Implementing Decision (EU) 2020/1161 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy*. Official Journal of the European Union.
- European Commission. (2022). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast)*. COM(2022) 541 final.
- European Parliament & Council of the European Union. (2024). *Directive (EU) 2024/... on urban wastewater treatment (recast)*. Official Journal of the European Union.
- Felföldi, T., Jurecska, L., Vajna, B., Barkács, K., & Máthé, I. (2015). *Biofilm formation on different carrier materials*. *Water Science and Technology*, 71(12), 1841–1848.
- Forrest, A. L., et al. (2016). *Post-treatment biofilm processes for nitrogen removal*. *Water Research*, 98, 44–54.
- Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V. K., Chaminda, G. G. T., An, A. K., & Kumar, M. (2023). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Science of the Total Environment*, 857, 159438.
- Goswami, L., et al. (2019). *Application of moving bed biofilm reactor for wastewater treatment*. *Journal of Environmental Management*, 245, 94–105.
- Huang, Y., Liu, J., Chen, H., & Zhang, Y. (2023). *Design of novel biofilm carriers for enhanced micropollutant removal*. *Chemical Engineering Journal*, 452, 139456.
- Chen, J. et al. (2020). *Heterogeneous Fenton catalysts for water treatment*. *Chemical Engineering Journal*, 389, 124–150.
- Chen, Y., Li, X., Zhang, J., & Wang, Z. (2022). *Enhanced stability of biofilm systems under shock loading conditions*. *Science of the Total Environment*, 806, 150646.
- Iannacone, F., et al. (2020). *Effect of biofilm carriers on nitrification and denitrification efficiency*. *Water Research*, 170, 115336.
- Kim, J., Park, H., & Lee, C. (2023). *Impact of carrier morphology on oxygen transfer and biofilm activity*. *Bioresource Technology*, 367, 128262.
- Kumari, P., Kumar, M., & Gupta, S. K. (2020). Advanced oxidation and adsorption processes for hospital wastewater treatment: A case study of full-scale MBR–ozone–GAC system. *Science of the Total Environment*, 731, 139095.
- Lei, C., Sun, Y., Tsang, D. C. W., Lin, D., & Zhang, W. (2021). Removal of emerging contaminants from water by adsorption on activated carbon and biochar: A review. *Water Research*, 190, 116–129.

- Leonhardt, J., et al. (2022). *Single-stage MBBR for nitrogen removal as tertiary treatment*. *Water Science and Technology*, 86(6), 1523–1534.
- Leyva-Díaz, J. C., et al. (2017). *Limitations of conventional activated sludge systems for micropollutant removal*. *Journal of Environmental Management*, 204, 108–118.
- Li, B., Zhang, T., & Wang, D. (2021). *Low nitrogen concentration removal using biofilm-based post-treatment*. *Water Research*, 190, 116737.
- Li, X. et al. (2021). *Zero-valent iron nanoparticles for environmental remediation*. *Journal of Cleaner Production*, 280, 124–139.
- Li, X., Chen, Y., & Zhao, Q. (2022). *Full-scale applications of MBBR in municipal wastewater treatment*. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 102967.
- Li, Y., Sun, Q., & Zhou, S. (2024). *Advanced fabrication methods of biofilm carriers for wastewater treatment*. *Environmental Research*, 242, 117267.
- Lima, E. C., et al. (2021). *Performance of biofilm carriers in nitrifying systems*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105043.
- Liu, Y., Zhang, Y., & Fang, H. H. P. (2020). *Porosity and structure effects on biofilm reactors*. *Water Research*, 169, 115207.
- Luo, H., Cheng, Y., He, D., Yang, E., & Luo, S. (2023). *Adsorptive removal of pharmaceuticals and personal care products from water using natural sorbents: Mechanisms and challenges*. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130–148.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., et al. (2023). *Advanced biological treatment technologies for water reuse*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 174, 113127.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2020). *A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment*. *Science of the Total Environment*, 473–474, 619–641.
- Massoompour, M., Borghei, S. M., & Hosseini, S. H. (2020). *Operational parameters affecting MBBR performance*. *Journal of Environmental Management*, 256, 109968.
- Miklos, D. B. et al. (2020). *Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment*. *Water Research*, 139, 118–131.
- Mohan, D., Kumar, H., Sarswat, A., Alexandre-Franco, M., & Pit man, C. U. (2022). *Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent – A critical review*. *Bioresource Technology*, 360, 127–138.
- Morgan-Sagastume, F., et al. (2018). *Biofilm carrier materials and applications*. *Water Science and Technology*, 78(11), 2315–2328.
- Nečanická, M., et al. (2021). *Nanofibrous materials as biofilm carriers*. *Nanomaterials*, 11(9), 2301.
- Ortiz de García, S., Pinto Pinto, G., García-Encina, P. A., & Irusta-Mata, R. (2020). *Ecotoxicity and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in hospital wastewater*. *Chemosphere*, 253, 126707.
- Oturan, M. A., Aaron, J.-J. (2021). *Advanced oxidation processes in water treatment*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51, 257–299.
- Patel, M., Kumar, R., Kishor, K., Mlsna, T., Pit man, C. U., & Mohan, D. (2022). *Pharmaceuticals of emerging concern in aquatic systems: Chemistry, occurrence, effects, and removal methods*. *Chemical Reviews*, 122(4), 3979–4066.

- Peng, Y., Wang, X., & Zhu, G. (2022). *Recent advances in MBBR systems*. *Science of the Total Environment*, 806, 150883.
- Quesada, H. B., Baptista, A. T. A., Cusioli, L. F., Seibert, D., Bezerra, C. O., & Bergamasco, R. (2019). Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative treatment: Adsorption using activated carbon. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 267–273.
- Quesada, I., et al. (2019). *Tertiary treatment using moving bed biofilm reactors*. *Water Research*, 150, 122–131.
- Ren, Y., Zhang, X., & Li, J. (2022). *Synergistic aerobic–anoxic biofilm systems*. *Bioresource Technology*, 344, 126248.
- Rizzo, L., Malato, S., Antakyali, D., Beretsou, V. G., Đolić, M., Gernjak, W., Heath, E., Ivancev-Tumbas, I., Karaolia, P., Lado Ribeiro, A. R., Mascolo, G., Mc Ardell, C. S., Schaar, H., Silva, A. M. T., & Fat a-Kassinis, D. (2022). Consolidated vs. new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 821, 153503.
- Saaidulu, N., et al. (2021). *MBBR technology in circular economy*. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123986.
- Santos, A., et al. (2020). *Operational stability of MBBR under variable loading*. *Water Environment Research*, 92(12), 2090–2102.
- Shao, Y., et al. (2017). *Biofilm advantages in wastewater treatment*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(22), 2041–2100.
- Singh, N. B., Nagpal, G., & Agrawal, S. (2021). Water purification by using adsorbents: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101–135.
- Stamm, C., Joss, A., & Eggen, R. I. L. (2022). Micropollutant removal from wastewater in Switzerland: Policy, technology, and environmental outcomes. *Water Research*, 215, 118250.
- Sun, J., Zhao, Y., & Liu, R. (2022). *Surface-modified carriers for selective microbial enrichment*. *Chemical Engineering Journal*, 435, 134854.
- Tang, S., et al. (2023). *Economic and environmental assessment of biofilm carrier materials*. *Journal of Environmental Management*, 336, 117601.
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2021). *Occurrence and removal of micropollutants in wastewater treatment plants*. *Water Research*, 190, 116732.
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2021). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions: A review. *Water Research*, 133, 182–207.
- Verlicchi, P., & Zambello, E. (2023). Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the European context. *Science of the Total Environment*, 858, 159879.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2020). Hospital wastewater treatment: Updated review of technologies and performance. *Journal of Environmental Management*, 273, 111151.
- Wang, J., Zhuan, R. (2021). *Degradation of pharmaceuticals by advanced oxidation processes*. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123–137.
- Wang, X., Li, B., & Zhang, Q. (2020). *Performance of denitrifying biofilm reactors*. *Bioresource Technology*, 307, 123233.
- Wang, Z., Chen, Y., & Li, X. (2024). *Resilience of biofilm systems to toxic shocks*. *Journal of Hazardous Materials*, 455, 131521.

- Xu, L. et al. (2023). *Core-shell structured catalysts for AOPs*. *Catalysis Today*, 404, 56–68.
- Yu, H., Chen, J., & Zhang, L. (2023). *Integration of MBBR into existing WWTPs*. *Water Research*, 233, 119735.
- Zhang, H. et al. (2022). *Iron-based catalysts in advanced oxidation processes*. *Environmental Science & Technology*, 56, 345–360.
- Zhang, L., et al. (2019). *Biofilm carrier-based systems for micropollutant removal*. *Environmental Science & Technology*, 53(18), 10918–10928.
- Zhang, Y., Li, J., & Wang, S. (2021). *Enhanced nitrogen removal using novel biofilm carriers*. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101930.
- Zhang, Y., Li, Z., Wang, W., & Wang, X. (2024). *Nanomaterial-based adsorbents for removal of emerging contaminants from water: Performance, mechanisms and environmental implications*. *Journal of Cleaner Production*, 420, 139–152.
- Zhang, Y., Liu, J., & Chen, H. (2022). *Post-treatment biofilm reactors for ultra-low nitrogen concentrations*. *Water Research*, 215, 118256.
- Zhang, Y., Zhuang, Y., Geng, J., Ren, H., Xu, K., & Ding, L. (2023). *Advanced oxidation processes for the removal of micropollutants from wastewater: Recent advances and challenges*. *Environmental Technology & Innovation*, 29, 102987.
- Zhang, Z., et al. (2024). *Mass transfer and biofilm dynamics in MBBR systems*. *Bioresource Technology*, 389, 129634.
- Zhao, Y., et al. (2019). *Selective immobilization of microorganisms on modified carriers*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103, 8019–8030.
- Zhou, S., et al. (2023). *Nitrogen removal intensification using tertiary MBBR*. *Water Science and Technology*, 87(4), 1021–1032.
- Zhou, Y., Wang, Y., & Li, X. (2021). *Influence of carrier filling ratio on MBBR performance*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106633.

7. Závěr (zhodnocení získaných poznatků a směrů vývoje)

7.1 Možné bariéry bránící zavádění digitálních a zelených technologií v oblasti membránových separačních procesů (zejména pro malé a střední podniky)

Bariéry a výzvy, kterým čelí vývoj technologií pro vodu a odpadní vodu na bázi membrán. Je u membránového čištění odpadních vod relativně nízkotlakými procesy, který produkuje vodu s uspokojivými fyzikálními vlastnostmi. To znamená, že tyto procesy dosahují nízké virové zátěže, nízké mikrobiální zátěže, nízkého zákalu a nízkých ukazatelů organických kontaminantů. Ve skutečnosti jsou tyto vlastnosti způsobeny vlastnostmi jak strukturálními, tepelnou a chemickou odolností těchto membránových filmů. Stále však existují environmentální a zdravotní důsledky nedostatečného regulačního rámce pro likvidaci membránového odpadu (Huang, 2018; Hakami, 2020).

Vzhledem ke zmíněným neúspěchům, snížení bakteriální a virové zátěže z odpadních vod znamená, že je musí zvládnout pomocí správných postupů COSH. Bohužel přítomnost těchto zátěží může být příčinou toho, že fotochemické oxidanty jsou nebezpečnými látkami znečišťujícími ovzduší. Nezodpovězenou otázkou ve vodárenství zůstává také likvidace membránových filtrů na bázi polyethenu a propylenu, které nelze znovu použít. K tomu je třeba dodat, že znečištění a vysoká spotřeba energie jsou kritickými problémy, které vyžadují resetování (Ahmed et al., 2022). Není žádným překvapením, že nepřetržitě běžící proces vyžaduje energii k dokončení cyklu. Tyto dodatečné náklady ve skutečnosti vyvolaly několik otázek o relevanci čištění odpadních vod pro opětovné použití nebo před vypuštěním do životního prostředí. K tomu je třeba dodat, že znečištění membrány způsobilo v této technologii značnou překážku. Bohužel reverzibilní nebo nevratné ucpání pórů membrány vytváří znečištění z celkových suspendovaných pevných látek, mikrobiálních organismů a organických materiálů. Tyto vznikající kontaminanty, které se vyhýbají analytické detekci. Nyní se skupinové parametry používají jako indikátory kontaminace kvality vody. Proto je potřeba poskytnout vylepšené analytické nástroje a procesy k jejich zachycení před přechodem do roku 2030.

Není divu, že ucpání způsobuje snížení toku permeátu. V membránové technologii je tedy kritické nevratné znečištění membrány a existují některé techniky čištění pro obnovu povrchů membrán. Naštěstí tyto procesy zahrnují ruční čištění, epizodické zpětné proplachování, ultrazvukové čištění, čištění houbou a chemické čištění. Je důležité si uvědomit, že jsou vyžadovány ekologické techniky. Nakonec je potřeba zavést do reaktorů komory naplněné aktivním uhlím o různých frakcích velikosti částic a vzdálenosti mezi těmito komorami a bodem membránového filtru. Následně toto uspořádání automaticky zadrží veškeré nečistoty z membránového filtru. Toto uspořádání hraje zásadní roli při regeneraci aktivního uhlí a jeho opětovném použití pro následné procesy čištění (Obotey Ezugbe a Rathilal, 2020).

Skutečně existují snahy o výrobu membránových filtrů a přísad, které by zvýšily agregaci částic a snížily zanášení membrány. Tyto přísady jsou však chemicky upravené a nejsou šetrné k životnímu prostředí a nejsou hospodárné. A konečně, průmysl bude muset najít ekologické alternativy energie a recyklovatelné strategie pro toxický odpad vytvářený technikami membránové filtrace.

Náklady na úpravu a odsolování vody/odpadní vody jsou hlavními hnacími silami pro širokou implementaci membránových technologií ve velkém měřítku (Goh, 2020). Největší parametr z hlediska ekonomiky této technologie v energetické náročnosti, zejména

odsolování RO. Například výroba jednoho krychlového metru sladké vody, provoz RO obvykle vyžaduje 3–4 kWh elektrické energie.

Další bariéra je spojena s membránami, které potřebují ke své činnosti vysoký gradient tlaku. Jsou to emise skleníkových plynů a také další kontaminanty do ovzduší, které mohou podporovat změnu klimatu. Integrace těchto technologií s obnovitelnými zdroji energie však tento problém může vyřešit a je také vhodnější pro výrobu membrán používat recyklované (alternativní) materiály (Garg, 2022).

Vzhledem k obrovskému potenciálu odsolovacích zařízení RO poháněných obnovitelnými zdroji umožňuje splnit poptávku po vodě a zároveň minimalizovat emise CO₂ je myšlenka využití obnovitelných zdrojů přitažlivá a v důsledku toho se rozšiřuje počet výzkumů. Všechna odsolovací zařízení byla zkoumána jako potenciální zdroje energie pro solární, geotermální a větrnou energii. Než však bude možné použít rozsáhlé aplikace, je třeba odstranit několik technologických překážek souvisejících se stabilitou zdrojů a stavebními náklady (Eggensperger, 2020). Je velmi důležité vyhodnotit potenciální environmentální rizika spojená s výrobou membrán a během postupů, aby bylo možné ospravedlnit etické výzvy spojené s implementací membrány. Existují dvě různé kategorie potenciálních účinků na životní prostředí: přímé a nepřímé. Odsolování má však přímý dopad na životní prostředí. V případě odsolování má přísun slané vody přímý dopad, který, když je zaveden do blízkosti odsolovacího zařízení, výrazně snižuje výskyt vodních druhů. Membránové procesy mohou narušit životní prostředí, zejména vodní živočichy, pokud není vypouštění správně řízeno. Zejména vypouštění solanky ze závodů RO s vysokým celkovým množstvím rozpuštěných pevných látek má škodlivé účinky na životní prostředí. Bylo zjištěno, že odsolovací zařízení Ashkelon, což je jedním z největších zařízení na světě.

V případě odsolování má zdroj zasolené vody za následek značný úbytek vodních druhů, když se přiblíží k odsolovacímu zařízení, což je přímý účinek. Membránové procesy mohou narušit životní prostředí, pokud není vypouštění správně řízeno.

Membránové technologie a procesy zůstávají průmyslovou volbou při úpravě vody a odpadních vod. S ohledem na filozofii oběhového hospodářství OSN je potřeba vyvinout membrány, které jsou opakovaně použitelné při čištění povrchových a podzemních vod. V použitých membránách však existují morfologické rozdíly. Tyto rozdíly ohrožují udržitelnost technologie. Morfologické překážky nepřímo ovlivňují ekonomické a environmentální nastavení v odvětví. Vysoké náklady se stále zaznamenávají v nákladech na provoz a údržbu. Alternativní zdroje levnější a obnovitelné energie ke snížení spotřeby energie jsou zásadní pro udržitelnost odvětví energetiky a čištění odpadních vod (Inayat, 2010; Shahbaz, 2020; Osman, 2021). Použití membrán s podobnou morfologií při čištění vody a odpadních vod s různou kvalitou není udržitelné (Chia., 2021). Notoricky známý problém zanášení membrány pramení z morfologických problémů, které membrány představují, tj. geometrie a povahy membránových složek. Kromě toho jsou faktory dlouhé životnosti, pórovitosti a propustnosti kritickými negativy, které ohrožují použití této technologie při čištění vody a odpadních vod. V procesech čištění jsou dostupné některé ekologicky šetrné chemikálie, včetně peroxidu vodíku a volné kyseliny dusitá. Čištění velkých průmyslových vod a odpadních vod pro města a komunity za účelem splnění dohody OSN však není udržitelné (Wen, 2022).

Membránové technologie mají potenciál hrát klíčovou roli v zelené a digitální transformaci průmyslu. Přesto jejich širší implementace čelí určitým bariérám, které mohou bránit jejich plnému využití. Tyto bariéry lze stanovit zejména pro malé a střední podniky, které hrají klíčovou roli v systému přijímání inovativních technologií. Níže jsou popsány některé možné bariéry z hlediska regulačního prostředí, prostředí výzkumu a vývoje,

technologických výzev, podpůrné inovační infrastruktury, chybějících dovedností a investičních příležitostí.

- **Regulační prostředí a nejednotnost legislativy:** v různých zemích se mohou lišit regulační rámce týkající se environmentálních standardů, povolení a certifikací pro nasazení membránových technologií. Tento nedostatek harmonizace může vytvořit nejistotu pro podniky, které by chtěly tyto technologie implementovat na více trzích. V některých případech mohou při aplikaci membránových procesů vznikat technologické proudy, které je nutno dále odstraňovat. Opět tak může dojít ke středu s rozdílnými regulatorními předpisy v různých zemích. Regulační rámec pro implementaci nových technologií může být pro malé a střední podniky složitý a nákladný na dodržování. Často chybí jasné pokyny a standardy, což ztěžuje podnikům orientaci v požadavcích na schválení a provoz membránových technologií. Tento problém by mohl být řešen zjednodušením a harmonizací regulačního rámce, stejně jako vytvořením podpůrných nástrojů, které by malým a středním podnikům usnadnily splnění všech požadavků.
- **Dlouhé a nákladné certifikační procesy:** procesy schvalování a certifikace nových technologií mohou být zdlouhavé a nákladné, což může odradit firmy od investic do vývoje a implementace membránových systémů.
- **Bezpečnostní a environmentální standardy:** předpisy zaměřené na bezpečnost a ochranu životního prostředí, i když jsou nezbytné, mohou být překážkou pro rychlou implementaci inovativních technologií.
- **Nedostatečné financování a podpora výzkumu:** vývoj pokročilých membránových technologií vyžaduje značné investice do základního i aplikovaného výzkumu. Nedostatek financování, zejména v oblasti dlouhodobých výzkumných projektů, může zpomalit pokrok v této oblasti. V oblasti zelené a digitální transformace mohou být upřednostněny jiné technologie, zatímco membránové technologie mohou být podfinancované a nedostatečně podporované. Start-upy a malé a střední podniky zaměřené na vývoj membránových technologií často čelí obtížím při získávání rizikového kapitálu. Investoři mohou považovat tuto oblast za příliš rizikovou nebo technologicky složitou, což omezuje dostupné financování.
- **Vysoké náklady:** implementace membránových technologií může vyžadovat značné finanční investice. Tyto náklady zahrnují nejen nákup samotných technologií, ale také jejich instalaci, integraci do stávajících systémů a školení personálu. Malé a střední podniky nemají často přístup k dostatečnému kapitálu nebo možnost získat výhodné úvěry. Tento problém by mohl být zmírněn zavedením dotačních programů a poskytováním nízkouročených půjček, které by malým středním podnikům umožnily překonat počáteční finanční bariéry. Implementace membránových technologií také může vyžadovat značné investice do nových zařízení a úprav stávajících procesů. Vysoké počáteční náklady mohou odradit investory a průmyslové podniky, zejména pokud není návratnost investic jasně kvantifikovatelná. Případné nejasnosti ohledně ekonomických přínosů membránových technologií, zejména v nových aplikacích, mohou omezit ochotu firem investovat do jejich rozvoje a implementace.
- **Nedostatek odborných znalostí:** membránové technologie jsou technicky složité a vyžadují specifické know-how pro jejich efektivní implementaci a provoz. Malé a střední podniky často nemají k dispozici odborníky, kteří by byli schopni tyto technologie efektivně využít. Tento nedostatek odborných znalostí může vést k obavám z neúspěšné implementace a zvyšuje neochotu k investicím do nových

technologií. Podpora odborného vzdělávání, školení a poradenských služeb zaměřených na malé a střední podniky je proto nezbytná pro překonání této bariéry.

- **Nedostatečná spolupráce:** pro efektivní vývoj membránových technologií je nezbytná úzká spolupráce mezi univerzitami, výzkumnými institucemi a průmyslem. Nedostatek takové spolupráce může vést k izolaci výzkumu od praktických aplikací a bránit inovacím. Zároveň transfer technologií z výzkumných institucí do průmyslové praxe může být nedostatečný, což zpomaluje komercializaci nových membránových řešení. V oblasti membránových technologií je nedostatek odborníků se specifickými znalostmi a dovednostmi, což může omezit schopnost průmyslu tyto technologie efektivně implementovat a provozovat.
- **Nedostatečná osvěta a školení:** nízké povědomí o technologiích způsobí, že mnoho průmyslových odvětví nemusí být dostatečně informováno o výhodách a možnostech membránových technologií, což omezuje jejich přijetí. Nedostatečné školení a osvěta mohou zpomalit přijetí těchto technologií v praxi.

Podpora digitální a zelené transformace membránových technologií v České republice vyžaduje cílená legislativní a finanční opatření, která budou zaměřena na překonání specifických bariér, kterým čelí zejména malé a střední podniky. Zvýšení přístupu k financování, podpora technologických center, zjednodušení regulačního rámce a podpora inovací prostřednictvím spolupráce jsou klíčovými kroky pro zajištění širšího přijetí těchto technologií. K překonání těchto překážek je zapotřebí koordinované úsilí ze strany veřejného sektoru, průmyslu, akademické sféry i finančních institucí. Vzdělávání a osvěta hrají rovněž zásadní roli při budování kapacit a dovedností nezbytných pro úspěšnou implementaci membránových technologií, což v konečném důsledku přispěje k dosažení cílů udržitelného rozvoje a konkurenceschopnosti českého průmyslu.

7.1.1 Bariéry implementace

Zavádění membránových technologií v oblasti čištění a recyklace vod je v období 2023–2026 stále limitováno kombinací technických, ekonomických, provozních a regulačních bariér. Z technického hlediska zůstávají klíčovými problémy zejména **fouling a scaling**, požadavky na předúpravu, stabilita kvality vstupní vody a v některých aplikacích také následné **nakládání s koncentrátem nebo solankou**. V případě vodního reuse byly mezi hlavní technické bariéry opakovaně zařazeny i **kapitálové a provozní náklady pokročilých membránových technologií**, potřeba spolehlivého monitoringu a požadavek prokázat technickou i ekonomickou vhodnost řešení v konkrétním provozu (DEMOWARE 2017).

Významnou bariérou je také **řízení rizik a monitorovací povinnosti**. Technické pokyny JRC k implementaci Water Reuse Regulation zdůrazňují, že reuse systém nemůže být založen pouze na kontrole několika výstupních ukazatelů, ale musí vycházet z celého **risk management process**, který zahrnuje identifikaci rizik, jejich vyhodnocení, návrh preventivních opatření, monitoring, revizi a komunikaci mezi zapojenými subjekty. Dokument současně upozorňuje, že zejména u menších a středních systémů může být zavedení plnohodnotného risk management framework spojeno s výraznou administrativní a odbornou zátěží. To představuje důležitou bariéru zejména tam, kde chybí dostatečné personální kapacity, zkušenost s monitoringem a mezioborová koordinace (MAFFETTONE et al. 2022).

Další překážkou je **regulační a institucionální složitost implementace**. JRC výslovně uvádí, že v evropském kontextu je výzvou zajistit soulad s požadavky na lokální, regionální, národní i evropské úrovni a současně zvládnout společenské a politické aspekty přechodu od lineárního nakládání s vodou k jejímu opětovnému využívání. K obdobným závěrům dospěly

i výsledky projektu DEMOWARE, podle nichž širší rozvoj reuse nebrzdí jen technologie samotné, ale i potřeba vyšší soudržnosti sektoru, validace řešení a spolehlivých mechanismů pro rozhodování a kontrolu kontaminantů (MAFFETONE et al. 2022; DEMOWARE 2017).

V novém regulatorním rámci EU navíc poroste tlak na **vyšší technologickou úroveň čištění, energetickou účinnost a kontrolu mikropolutantů**. Revidovaná Urban Wastewater Treatment Directive od 1. ledna 2025 rozšiřuje požadavky na městské odpadní vody, přidává nové povinnosti v oblasti pokročilého čištění, polluter-pays principle, water reuse, resource recovery a postupného zlepšování energetické bilance sektoru. To znamená, že implementační bariérou již není jen zavedení jedné technologie, ale schopnost navrhnout celé technologické a provozní schéma tak, aby současně plnilo požadavky na kvalitu vody, monitoring, energii, oběhovost a ekonomickou přijatelnost (EUROPEAN COMMISSION 2025; DIRECTIVE (EU) 2024/3019).

Z pohledu podnikové a investiční praxe v České republice je důležitou bariérou také **příprava projektů a jejich financovatelnost**. Programy OP TAK již dnes přímo podporují udržitelné hospodaření s vodou v průmyslu a opatření cílená na úspory vody, optimalizaci jejího využívání a principy oběhového hospodářství. Současně však z praxe vyplývá, že zavádění nových technologií je často zpomalováno požadavky na přípravu projektové dokumentace, měřitelnost přínosů, prokazování způsobilosti výdajů a celkovou administrativní náročnost. V evropském prostředí byly mezi praktickými bariérami reuse dále výslovně identifikovány i **restrikce veřejné správy, potřeba realistické legislativy, redukce administrativní byrokracie, otázka dlouhodobých provozních práv a akceptace ze strany uživatelů a veřejnosti** (MPO 2023; EU CAP NETWORK 2024).

Za samostatnou bariéru je vhodné považovat i **nedostatečné propojení technologie s konkrétním účelem využití vody**. Zkušenosti z evropské praxe ukazují, že water reuse projekty mají lepší výsledky tam, kde je od začátku jasně definován cílový způsob využití vody, požadovaná kvalita, okruh uživatelů a související infrastruktura. Pokud tento vztah není jednoznačně určen, vznikají logistické, provozní a infrastrukturní komplikace, které mohou znehodnotit i technicky funkční řešení (EU CAP NETWORK 2024).

7.1.2 Vazba na praxi: návrh konkrétních projektů a implementační roadmapy

Pro naplnění cílů Akčního plánu je vhodné doplnit, že jeho výstupem nemá být pouze identifikace bariér a obecných směrů rozvoje, ale také návrh konkrétních implementačních projektů a rámcové implementační roadmapy. Evropské zkušenosti z oblasti reuse a inovativních vodárenských technologií ukazují, že samotná technologická připravenost nestačí; pro širší zavádění jsou rozhodující i demonstrační projekty, validace v provozu, řízení rizik, mezioborová koordinace a jasně definovaný postup od pilotního ověření k širšímu nasazení (DEMOWARE 2017; MAFFETONE et al. 2022).

Z praktického hlediska je vhodné strukturovat projektové záměry do několika typových okruhů. Prvním okruhem jsou pilotní projekty pro čištění a recyklaci vod, zaměřené na průmyslové odpadní vody, komunální odpadní vody a opětovné využití vyčištěné vody. Druhým okruhem jsou projekty zaměřené na odstraňování mikropolutantů, zejména farmak a dalších obtížně odstranitelných látek, v návaznosti na nový evropský rámec pro pokročilé čištění městských odpadních vod. Třetím okruhem jsou energeticky orientované projekty, například optimalizace energetické bilance ČOV, energeticky úsporné membránové procesy a využití odpadního tepla. Čtvrtým okruhem jsou digitální demonstrační projekty, zahrnující online monitoring, datovou analytiku, predikci foulingu, AI-driven process control a digital twins. Pátým okruhem jsou projekty zaměřené na resource recovery, tedy získávání cenných

složek z odpadních proudů, koncentrátů nebo kalů (DIRECTIVE (EU) 2024/3019; EUROPEAN COMMISSION 2025).

Pro lepší převod do praxe je vhodné v Akčním plánu uvést i příklady projektových typů, které mohou být následně rozpracovány do konkrétních záměrů. Může jít například o pilotní jednotku pro odstraňování mikropolutantů na komunální ČOV, demonstrační projekt pro reuse vody v průmyslovém areálu, ověření membránového systému pro specifické průmyslové kontaminanty, hybridní technologickou linku membrána + AOP + biologický stupeň, digitálně řízený membránový provoz s predikcí foulingu nebo projekt zaměřený na snížení energetické náročnosti technologického uzlu. Takové členění odpovídá evropské praxi, která klade důraz na demonstrační validaci, bezpečné řízení rizik a postupné škálování úspěšných řešení (DEMOWARE 2017; MAFFETONE et al. 2022).

Vedle přehledu projektových typů je vhodné doplnit i implementační roadmapu, která rozdělí postup do jednotlivých etap. V krátkodobém horizontu je účelné zaměřit se na identifikaci vhodných provozů, technologických partnerů a finančních zdrojů, dále na výběr prioritních aplikačních oblastí a přípravu projektových záměrů. Součástí této etapy by mělo být také vytipování demonstračních lokalit a definování hodnotících ukazatelů pro posouzení technické účinnosti, energetické náročnosti, provozní stability a ekonomiky. Tento přístup je v souladu s evropskými doporučeními, která zdůrazňují potřebu systematického plánování, monitoringu a risk managementu již v přípravné fázi projektů (MAFFETONE et al. 2022).

Ve střednědobém horizontu by měla následovat příprava a realizace pilotních a demonstračních projektů v reálných provozních podmínkách, včetně vyhodnocení technologické účinnosti, energetické bilance, nákladovosti a environmentálních přínosů. Tato etapa by měla současně sloužit jako podklad pro porovnání různých technologických variant a pro výběr řešení s nejvyšším aplikačním potenciálem v českých podmínkách. Evropská komise v souvislosti s novou směrnicí o městských odpadních vodách výslovně zdůrazňuje potřebu, aby vodohospodářský sektor mohl své investice a modernizaci plánovat s dostatečným předstihem a na základě jasného implementačního rámce (EUROPEAN COMMISSION 2025).

V dlouhodobém horizontu je vhodné zaměřit se na přenos ověřených řešení do širší praxe, jejich metodické ukotvení, standardizaci postupů a vytvoření stabilní projektové pipeline pro další období. Součástí této etapy by mělo být také systematické sdílení zkušeností mezi výzkumnými organizacemi, technologickými firmami, provozovateli a veřejnou správou. Zkušenosti z evropských projektů ukazují, že právě návaznost mezi pilotním ověřením, provozní demonstrací a širším nasazením patří mezi klíčové faktory úspěšné implementace (DEMOWARE 2017).

Z praktického hlediska lze implementační roadmapu formulovat v následující struktuře:

- krátkodobý horizont (1–2 roky) – identifikace prioritních témat, výběr pilotních lokalit, vytvoření partnerství, příprava projektových záměrů a nastavení monitorovacích ukazatelů;
- střednědobý horizont (3–5 let) – realizace pilotních a demonstračních projektů, provozní ověření technologií, porovnání variant a vyhodnocení přenositelnosti;
- dlouhodobý horizont (5 a více let) – škálování ověřených řešení, přenos do širší praxe, metodická podpora implementace a příprava návazných investičních a inovačních projektů.

Tento přístup odpovídá logice postupné implementace, kterou podporují jak evropské demonstrační projekty, tak současný rámec pro water reuse a modernizaci městských odpadních vod (DEMOWARE 2017; MAFFETTONE et al. 2022; EUROPEAN COMMISSION 2025). Proto je vhodné doplnit, že Akční plán nebude obsahovat pouze obecné záměry, ale také návrh konkrétních projektových typů, prioritních aplikačních oblastí a implementační roadmapu, která umožní převést strategické cíle do prakticky realizovatelných kroků.

7.1.3 Segmentace implementace podle aktérů

Pro zvýšení přehlednosti a praktické využitelnosti akčního plánu je vhodné jednotlivá opatření rozdělit podle hlavních skupin aktérů, a to na stát a veřejnou správu, výzkumné organizace, průmysl a malé a střední podniky (MSP). Takové členění usnadňuje přiřazení odpovědností, výběr vhodných finančních nástrojů a nastavení odpovídajících ukazatelů výkonnosti. Kontrolní podklad k aktualizaci výslovně doporučuje rozdělit opatření právě pro tyto čtyři skupiny aktérů, aby akční plán nepůsobil pouze jako obecný strategický dokument, ale jako nástroj s jasně identifikovatelnými nositeli implementace.

Stát a veřejná správa by měly zajišťovat především implementaci evropské a národní legislativy, metodickou podporu, koordinaci regulačního rámce a vytváření podmínek pro širší zavádění recyklace vody, pokročilého čištění a digitálních řešení. Současně by měly podporovat vznik demonstračních projektů, přenos ověřených řešení do metodické a povolovací praxe a vytvářet prostředí, které sníží administrativní a institucionální bariéry implementace. V podmínkách České republiky se jedná zejména o úlohu ministerstev, regulačních orgánů, poskytovatelů veřejné podpory a dalších institucí veřejné správy. Tento typ role odpovídá i evropským zkušenostem, podle nichž jsou governance, nastavení odpovědností a koordinace mezi subjekty klíčovou podmínkou úspěšné implementace reuse a pokročilých vodárenských technologií (MAFFETTONE et al. 2022; DEMOWARE 2017).

Výzkumné organizace by měly plnit roli vývoje, testování, provozního ověřování a metodické podpory. Jejich úkolem je zejména rozvoj nových membránových materiálů, hybridních systémů, digitálních nástrojů, monitorovacích metod, modelování a nástrojů pro risk management. Výzkumné organizace současně hrají důležitou roli při vyhodnocování technologické účinnosti, energetické náročnosti, environmentálních přínosů a při přenosu poznatků do praxe. V kontextu akčního plánu je proto vhodné, aby byly zapojeny nejen do výzkumu samotného, ale i do přípravy a evaluace pilotních a demonstračních projektů.

Průmysl by měl být hlavním nositelem implementace v reálných provozních podmínkách. To se týká zejména zavádění membránových systémů do průmyslového čištění a recyklace vod, zvyšování účinnosti využití vody a energie, snižování emisí do vody, využívání resource recovery a postupné digitalizace provozu. Pro průmyslové podniky je důležité, aby opatření nebyla formulována pouze technologicky, ale aby byla spojena také s ekonomickou proveditelností, provozní stabilitou a návazností na dotační a investiční nástroje. V akčním plánu by proto mělo být zřejmé, které typy projektů jsou určeny přímo pro průmyslové provozy a jaké KPI mají být v těchto aplikacích sledovány.

Malé a střední podniky (MSP) by měly být podporovány zejména jako technologičtí dodavatelé, integrátoři, vývojoví partneři a provozní inovátoři. MSP mohou sehrát důležitou roli zejména v oblasti specializovaných membránových řešení, digitálních nástrojů, sensoriky, provozní optimalizace a servisu technologických celků. Vzhledem k omezenějším finančním a personálním kapacitám je však vhodné zaměřit podporu MSP především na demonstrační aplikace, partnerství s výzkumnými organizacemi a usnadnění přístupu k financování. Tím lze zvýšit jejich schopnost převádět inovativní řešení z vývoje do komerčně využitelné praxe.

Proto je vhodné doplnit, že jednotlivá opatření akčního plánu budou výslovně členěna podle hlavních skupin aktérů, aby bylo zřejmé, kdo má opatření připravovat, kdo je realizuje, kdo je financuje a kdo je vyhodnocuje. Takto pojatá segmentace současně usnadní tvorbu implementační roadmapy, přiřazení odpovědností a následný monitoring plnění akčního plánu.

7.2 Střednědobý (do roku 2030) a dlouhodobý (do roku 2045) výhled využívání membránových technologií

V posledních letech se zvyšuje poptávka po efektivních a udržitelných technologiích, což vede k rozvoji membránových systémů, které nabízejí vyšší selektivitu, propustnost a odolnost, a tím pádem i lepší ekonomiku provozu. Inovativní technologie také přispívají k dosažení cílů „Zelené dohody pro Evropu“ a dalších environmentálních iniciativ. Z hlediska střednědobého výhledu (do roku 2030) lze očekávat např. následující trendy v oblasti membránových technologií:

- **Využití pokročilých materiálů:** jedním z hlavních inovativních přístupů bude vývoj a aplikace nových membránových materiálů, které nabízejí vyšší chemickou odolnost, mechanickou stabilitu a dlouhou životnost. Například grafenové membrány a polymerní membrány s nanočásticemi se stávají předmětem intenzivního výzkumu. Tyto materiály mohou výrazně zvýšit účinnost separačních procesů.
- **Využití hybridních systémů:** kombinace membránových technologií s jinými technologiemi, jako je fotokatalýza nebo adsorpce, bude umožňovat řešení složitých výrobních a separačních procesů s vysokou účinností. Tyto hybridní systémy budou pravděpodobně využívány v průmyslových aplikacích, kde je potřeba oddělit složité směsi nebo odstranit specifické znečišťující látky. V rámci hybridních systému bude řešeno propojení membránové destilace s průmyslovými procesy, ve kterých je potřebná rekuperace tepla, např. v sektorech využívajících výměníky tepla.
- **Digitalizace a automatizace:** rozvoj digitálních technologií a zejména **umělé inteligence (AI)** umožní lepší monitorování a řízení membránových procesů v reálném čase. Automatizace a prediktivní údržba založená na datech sníží provozní náklady a zvýší spolehlivost membránových systémů.
- **Udržitelnost a energetická účinnost:** tlak na snižování energetické náročnosti povede k vývoji membrán, které budou fungovat při nižších provozních tlacích nebo teplotách. Navíc se budou stále více využívat obnovitelné zdroje energie pro napájení membránových systémů, což přispěje k udržitelnosti těchto technologií.
- **Regulace a standardizace:** v rámci EU bude pokračovat harmonizace legislativy a standardizace membránových technologií, aby se usnadnil jejich širší průnik na trh a zaručila bezpečnost a kvalita jejich používání. To zahrnuje také vývoj norem pro recyklaci a opětovné využití membrán, což bude důležité pro cirkulární ekonomiku.

Na základě výše uvedeného mohou být některé vyhlídky na rozvoj membránové technologie v sociálním oběhu vody následující:

- Řízení koncentrátů je pro membránový systém nezbytné. Elektricky poháněné membrány a tepelně poháněné membrány jsou účinné při získávání zdrojů

z koncentráty a rozvoj čisté energie, jako je větrná a solární energie, který by zvýšil jejich potenciál.

- Technika ZLD je velmi slibná technologie v oblasti zpracování průmyslového odpadu. Klíčovým směrem pro podporu této technologie je budování systémů ZLD, které mohou plně využívat energii generovanou v procesu a snižovat emise uhlíku.
- Více typů membrán může být další důležitou výzkumnou otázkou v oblasti obnovy vody a zdrojů. Například anorganické membrány by mohly rozšířit pracovní prostředí pro technologii založenou na membránách a plynné membrány jsou slibné při úpravě vody.
- Rekuperace bioenergie je prozatím dokončena především jako tvorba CH₄ podle AnMBR. Odpadní voda z AnMBR však může vyžadovat další zpracování, aby byla splněna norma pro opětovné použití nebo likvidaci. A při čištění metanu může dojít k plýtvání energií na elektrickou energii. Bylo by lepší vyrábět energii přímo z městských odpadních vod a mikrobiálních palivových článků (MFC).
- Chemické srážení kombinované po MBR je slibnou metodou pro získávání fosfátů a cenných kovů z čištění městských odpadních vod. V tomto procesu je hlavním úkolem výběr vhodných chemikálií, likvidací iontů pozadí, čištění sraženin a kontroly nákladů.

Z hlediska dlouhodobého výhledu (do roku 2045) je predikce vývoje výrazně složitější. V dlouhodobém horizontu lze očekávat např. následující trendy v oblasti membránových technologií:

- **Pokročilé funkční materiály:** vývoj nových materiálů, jako jsou nanomateriály, 2D materiály a biomembrány. Inspirace přírodou povede k vývoji bio mimetických membrán, které napodobují přirozené procesy, jako je selektivní transport látek v buňkách. Tyto membrány mohou nabídnout vyšší účinnost a selektivitu než tradiční technologie. Výzkum bude také směřovat k membránám, které mohou dynamicky měnit svou propustnost nebo selektivitu v reakci na změny v okolních podmínkách, jako je pH, teplota nebo přítomnost specifických látek. Pokrok v oblasti 3D tisku umožní vytvářet složité membránové struktury na míru, které budou optimalizovány pro specifické aplikace. Dále budou vyvíjeny membrány schopné fungovat v extrémních podmínkách, jako jsou vysoké teploty, agresivní chemické prostředí nebo vysoce kontaminované odpadní vody.
- **Integrace membrán a dalších technologií:** membrány s integrovanými senzory umožní detekci a sledování znečišťujících látek nebo změn ve složení separovaných látek přímo během procesu. To umožní okamžité reakce a optimalizaci provozních podmínek.
- **Integrované a decentralizované systémy:** membránové technologie se budou stále více integrovat do decentralizovaných systémů, například do recyklace odpadních vod na úrovni obcí nebo malých průmyslových jednotek. Tento trend bude důležitý pro zvýšení odolnosti a nezávislosti na centrálních infrastrukturách.
- **Energetická a environmentální udržitelnost:** membrány s nízkou energetickou náročností a technologie využívající obnovitelné zdroje energie budou běžně využívány, např. membrány schopné fungovat v kombinaci s fotovoltaickými systémy nebo se systémy využívajícími obnovitelnou elektřinu z větrných zdrojů.
- **Digitalizace a umělá inteligence:** Pokročilé systémy monitoringu a řízení využívající pokročilou umělou inteligenci (AI) budou schopny optimalizovat provoz membránových technologií v reálném čase. Digitalizace umožní prediktivní údržbu,

optimalizaci energetické spotřeby a zlepšení životnosti membránových systémů. Budou využívány plně autonomní systémy řízené AI, zahrnující např. i samočinné membránové systémy.

- **Oběhové hospodářství a recyklace:** Dlouhodobý výhled zahrnuje integraci membránových technologií do oběhového hospodářství, kde bude kladen důraz na recyklaci a opětovné využití jak samotných membrán, tak membránových modulů. Mohou být využity bio degradovatelné komponenty membránových modulů.

Do roku 2045 se očekává, že membránové technologie budou i nadále hrát klíčovou roli v řadě průmyslových aplikací, přičemž jejich vývoj bude směřovat k ještě vyšší efektivitě, udržitelnosti a integraci s novými technologiemi, jako jsou digitální systémy a bio mimetické přístupy. Vývoj v oblasti membránových technologií bude také stále více ovlivněn **využitím pokročilé umělé inteligence (AI)**, jejíž aplikace umožní zefektivnit návrhy, výrobu, řízení a optimalizaci těchto technologií.

7.2.1 Doporučení pro ČR / CZEMP

Pro podmínky České republiky je vhodné zaměřit další rozvoj membránových technologií na **účelově orientované („fit-for-purpose“) aplikace**, nikoli pouze na obecnou podporu technologie jako takové. To znamená spojovat návrh technologie od počátku s konkrétním cílem, například s odstraněním mikropolutantů, reuse vody v průmyslu, snižováním energetické náročnosti ČOV, omezením PFAS, nebo se získáváním cenných složek z odpadních proudů. Tento přístup je v souladu s evropským vývojem, který zdůrazňuje cost-effective treatment, water reuse a resource recovery jako vzájemně propojené cíle (DIRECTIVE (EU) 2024/3019; EUROPEAN COMMISSION 2025).

Pro CZEMP je vhodné systematicky podporovat **pilotní a demonstrační projekty**, které propojí výzkumné organizace, technologické firmy, provozovatele ČOV, průmyslové podniky a veřejnou správu. Evropské zkušenosti z reuse projektů ukazují, že právě demonstrace technické proveditelnosti, validace monitoringu a benchmarking technologií jsou nezbytné pro zraní trhu a širší důvěru v nové systémy. V českých podmínkách by proto mělo být prioritou budování referenčních projektů, na nichž bude možné ověřovat jak kvalitu výstupní vody, tak provozní spolehlivost, ekonomiku a energetickou bilanci řešení (DEMOWARE 2017; MAFFETTONE et al. 2022).

Dále je vhodné posílit **digitální vrstvu membránových systémů**, zejména online monitoring, datovou integraci, predikci foulingu, využití AI pro řízení provozu a postupné zavádění digital twins tam, kde to bude ekonomicky odůvodněné. Evropské workshopy a výzkumné programy opakovaně zdůrazňují potřebu energy-efficient treatment technologies, real-time monitoring of water quality parameters a lepší práce s daty jako podmínku širší implementace cirkulárního hospodaření s vodou. Pro CZEMP z toho vyplývá doporučení podporovat nejen samotné membrány, ale celé **inteligentní procesní celky** (EU CAP NETWORK 2024).

V regulatorní a metodické rovině je vhodné připravit pro české prostředí **praktické metodiky pro reuse a risk management**, které budou přeloženy do provozně použitelné podoby pro podniky, obce a provozovatele infrastruktury. JRC jasně ukazuje, že úspěšná implementace reuse je podmíněna dobře nastaveným risk management planem, rozdělením rolí a odpovědností, monitoringem a průběžnou revizí. Pro ČR proto dává smysl vytvořit jednodušší a sektorově zaměřené návody, které by usnadnily aplikaci evropského rámce v komunálních a průmyslových projektech (MAFFETTONE et al. 2022).

Z investičního hlediska je vhodné aktivně propojovat technologické záměry s dostupnými nástroji období 2021–2027. Pro projekty v podnikové sféře jsou bezprostředně relevantní zejména aktivity **Udržitelné hospodaření s vodou** a **Oběhové hospodářství** v rámci OP TAK, které již výslovně podporují úspory vody, optimalizaci jejího využití a principy cirkulární ekonomiky. CZEMP by proto mohl plnit roli platformy, která bude členům pomáhat identifikovat vhodný typ projektu, odpovídající dotační titul a partnerství potřebná pro jeho realizaci (MPO 2023; MPO 2024).

Pro oblast městských a průmyslových odpadních vod je vhodné připravit se na nové evropské požadavky zejména v tématech **mikropolutanty, energetická neutralita, pokročilé čištění a resource recovery**. Revidovaná UWWTD jednoznačně ukazuje, že budoucí rozvoj sektoru bude vyžadovat kombinaci vyšší účinnosti čištění, lepší energetické bilance a větší oběhovosti. Pro CZEMP z toho vyplývá doporučení zaměřit část aktivit na technologie pro odstraňování mikropolutantů a PFAS, na energeticky úsporné membránové procesy, na hybridní systémy a na získávání hodnotných látek z koncentrátů a kalových proudů (EUROPEAN COMMISSION 2025; DIRECTIVE (EU) 2024/3019).

Konečně je vhodné, aby CZEMP podporovala **sdílení dat, zkušeností a referenčních příkladů** mezi výzkumem a praxí. Evropské zkušenosti ukazují, že překážkou často není pouze samotná technologie, ale nedostatek důvěry, omezená dostupnost provozních dat, slabší mezioborová komunikace a obtížný přenos výsledků z pilotního měřítka do plnorozsahové aplikace. Platforma typu CZEMP může v tomto směru sehrát důležitou roli jako prostředník mezi výzkumnými pracovišti, technologickými dodavateli, provozovateli a veřejnou správou a systematicky podporovat vznik projektové pipeline pro další období (DEMOWARE 2017; EU CAP NETWORK 2024).

7.2.2 KPI a metriky pro hodnocení implementace

Pro účely řízení, průběžného vyhodnocování a porovnání přínosů navržených opatření je vhodné doplnit soubor **klíčových ukazatelů výkonnosti (KPI)** a souvisejících metrik. Bez jejich definování nelze systematicky sledovat, zda navržené projekty a technologická opatření skutečně vedou ke zvýšení recyklace vody, snížení energetické náročnosti, omezení emisí skleníkových plynů, širšímu zavádění membránových technologií a posunu technologií směrem k vyšší aplikační vyspělosti.

Základním ukazatelem by měl být **podíl recyklované nebo znovu využitě vody**, který vyjadřuje míru oběhovosti vodního hospodářství v daném provozu nebo projektu. Tento ukazatel je vhodné sledovat jako procentní podíl recyklované vody z celkového objemu vody využitě v procesu, případně jako procentní podíl vyčištěné vody znovu využitě v rámci provozu nebo pro další aplikace. Ukazatel umožňuje přímo posoudit, zda navržená opatření vedou ke snížení odběru primárních vodních zdrojů a odpovídá logice evropského rámce pro water reuse a risk management (MAFFETTONE et al. 2022; EUROPEAN COMMISSION 2026).

Dalším klíčovým ukazatelem je **energetická náročnost procesu**, vyjádřená nejlépe v jednotkách **kWh/m³** upravené, vyčištěné nebo recyklované vody. Tento ukazatel je vhodný pro porovnání jednotlivých technologických variant i pro hodnocení přínosů optimalizace provozu. Současně je vhodné sledovat také **snížení energetické náročnosti oproti referenčnímu stavu**, a to buď v procentech, nebo jako absolutní rozdíl v kWh/m³. V návaznosti na nový evropský rámec pro městské odpadní vody je vhodné sledovat i **snížení emisí CO₂**, případně ekvivalentu skleníkových plynů, a to zejména tam, kde projekty směřují ke snižování spotřeby energie, k využití odpadního tepla, k optimalizaci provozu nebo k náhradě konvenčních technologií energeticky účinnějšími membránovými systémy. Tento ukazatel je

vhodné vyjadřovat jako **kg CO₂ ekv./m³** nebo jako celkové roční snížení emisí v **t CO₂ ekv./rok**. Revidovaná směrnice o městských odpadních vodách výslovně propojuje energetickou neutralitu sektoru se snižováním vyhnutelných emisí skleníkových plynů, a tyto metriky jsou proto vhodné i pro hodnocení souladu s budoucím regulatorním vývojem (DIRECTIVE (EU) 2024/3019).

Z hlediska šíření technologie je vhodné sledovat také **počet implementací membránových technologií**, a to jak na úrovni pilotních a demonstračních projektů, tak na úrovni skutečných provozních aplikací. Tento ukazatel může být členěn například na počet pilotních jednotek, počet demonstračních instalací a počet plně implementovaných technologických celků. Umožňuje tak vyhodnotit, zda se technologie posouvají z výzkumného a ověřovacího měřítko do reálné praxe.

Pro hodnocení inovačního pokroku je účelné doplnit i ukazatel **TRL posun technologií**. Tento ukazatel sleduje, zda v průběhu realizace projektů dochází k posunu technologické připravenosti od laboratorního nebo poloprovodního ověření směrem k demonstračnímu nebo provoznímu nasazení. V praxi je vhodné jej vyjadřovat jako rozdíl mezi vstupní a výstupní úrovní **Technology Readiness Level (TRL)**, například jako posun z TRL 4 na TRL 6 nebo z TRL 6 na TRL 8. Použití stupnice TRL je v evropském výzkumném a inovačním prostředí standardní a představuje vhodný nástroj pro vyhodnocení technologické maturity a přenosu výsledků do praxe (EURAXESS 2025).

Pro zvýšení přehlednosti je vhodné tyto KPI doplnit také o stručnou metodiku vyhodnocení, která stanoví **výchozí stav, cílovou hodnotu, periodicitu sledování, odpovědný subjekt za vyhodnocení a způsob vykazování výsledků**. Základní sada KPI může být formulována například následovně:

Podíl recyklované vody (%) – podíl vody opětovně využitý z celkového objemu vody v procesu.

Energetická náročnost procesu (kWh/m³) – množství energie spotřebované na úpravu, čištění nebo recyklaci 1 m³ vody.

Snížení energetické náročnosti (%) nebo (kWh/m³) – rozdíl oproti referenčnímu stavu.

Snížení emisí CO₂ (kg CO₂ ekv./m³ nebo t CO₂ ekv./rok) – emisní přínos oproti výchozímu stavu.

Počet implementací membránových technologií (počet projektů / instalací) – počet pilotních, demonstračních a provozních realizací.

TRL posun technologií (úroveň TRL) – posun technologické připravenosti v průběhu projektu.

Vzhledem k výše uvedenému je proto vhodné doplnit, že součástí implementace nebude pouze realizace jednotlivých projektů, ale také **systematické sledování KPI a metrik, které umožní průběžně vyhodnocovat technické, energetické, environmentální a inovační přínosy navržených opatření.**

7.2.3 Aktualizovaný časový horizont implementace

Pro aktualizaci dokumentu k roku 2026 je vhodné přepsat časový rámec implementace tak, aby odpovídal novému stavu legislativy, financování a technologické připravenosti. Kontrolní podklad k aktualizaci výslovně doporučuje rozdělení na krátkodobý horizont 2026–2028, střednědobý horizont do roku 2030 a dlouhodobý horizont 2040+, protože původní dokument již neodpovídá aktuálnímu stavu a část dříve uvažovaných aktivit byla plánována pro období 2023–2025. Aktualizovaný časový horizont je proto nezbytný, aby dokument

odpovídal reálnému implementačnímu období a současně reflektoval nové milníky evropské legislativy a investičních nástrojů.

Krátkodobý horizont (2026–2028) by měl být zaměřen především na přípravu projektů, aktualizaci metodické základny a zahájení pilotních a demonstračních aktivit. V tomto období je vhodné soustředit se zejména na doplnění nových legislativních požadavků do praxe, identifikaci prioritních technologických témat, výběr vhodných demonstračních lokalit, vytvoření partnerství mezi výzkumnými organizacemi, podniky a veřejnou správou a na přípravu projektových záměrů s využitím dostupných národních a evropských finančních nástrojů. Současně je vhodné v tomto horizontu nastavit základní KPI, monitorovací mechanismy a odpovědnosti za implementaci. Tento přístup odpovídá i logice evropských doporučení, podle nichž je nutné již v přípravné fázi projektů věnovat pozornost systematickému plánování, monitoringu a řízení rizik.

Střednědobý horizont (do roku 2030) by měl být zaměřen na rozšíření pilotních řešení do demonstračního a provozního měřítka a na vyhodnocení jejich technické, ekonomické a environmentální přenositelnosti. V tomto období by měla následovat realizace demonstračních projektů v reálných provozních podmínkách, jejich srovnání a výběr řešení s nejvyšším aplikačním potenciálem pro české podmínky. Současně jde o horizont, ve kterém bude stále významnější návaznost na nové požadavky evropské legislativy, zejména v oblasti pokročilého čištění, mikropolutantů, reuse vody a energetické bilance ČOV. Revidovaná směrnice o městských odpadních vodách vytváří rámec, který bude postupně zvyšovat tlak na technologickou úroveň sektoru a na schopnost provozovatelů plánovat modernizaci s dostatečným předstihem.

Dlouhodobý horizont (2040+) by měl být zaměřen na plné začlenění ověřených technologií do standardní praxe, jejich metodické ukotvení, standardizaci postupů, širší rozvoj cirkulárních řešení a dlouhodobou modernizaci vodního hospodářství i průmyslových provozů. Tento horizont je vhodné chápat jako prostor pro škálování úspěšných technologií, systematické využívání zkušeností z předchozích pilotních a demonstračních etap a pro stabilizaci trhu s pokročilými membránovými a hybridními systémy. Dlouhodobý horizont zároveň odpovídá i implementačním milníkům nové evropské legislativy, zejména v oblasti pokročilého čištění a energetické neutrality sektoru městských odpadních vod, kde některé cílové termíny přesahují rok 2040 (DIRECTIVE (EU) 2024/3019).

Proto je vhodné doplnit, že implementační priority, projektové záměry, financování i KPI budou nadále vztaženy k aktualizovanému časovému rámci 2026–2028 / 2030 / 2040+, který lépe odpovídá současnému stavu dokumentu i očekávanému vývoji evropské a národní praxe.

7.3 Literatura

DIRECTIVE (EU) 2024/3019 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast). Dostupné také z: <http://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32024L3019>

EUROPEAN COMMISSION. 2024. *New rules for more thorough and cost-effective urban wastewater management enter into force*. Dostupné také z: http://www.environment.ec.europa.eu/news/new-rules-urban-wastewater-management-set-enter-force-2024-12-20_en

MAFFETONE, R. et al. 2022. *Technical Guidance Water Reuse Risk Management for Agricultural Irrigation Schemes in Europe*. Dostupné také z: http://www.publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC129596/JRC129596_01.pdf

8 Akční plán implementace (2026–2030)

8.1 Účel a principy akčního plánu

Tato kapitola převádí analytické závěry dokumentu do konkrétních implementačních kroků s cílem urychlit zavádění membránových technologií v kontextu digitální a zelené transformace průmyslu a vodního hospodářství v České republice. Akční plán je určen jako praktický rámec pro přípravu projektů, vytváření partnerství, výběr vhodných finančních nástrojů a průběžné vyhodnocování přínosů realizovaných opatření. Jeho účelem není nahradit podrobnou technickou nebo investiční dokumentaci jednotlivých projektů, ale vytvořit společnou implementační strukturu pro období 2026–2030.

Akční plán je vhodné založit na těchto principech: technologická neutralita s preferencí řešení odpovídajících BAT; důraz na pilotní a demonstrační projekty; provázání výzkumu, průmyslu, provozovatelů a veřejné správy; měřitelnost přínosů prostřednictvím KPI; vícezdrojové financování; a důraz na bezpečnost, monitoring, řízení rizik a provozní přenositelnost řešení (DEMOWARE, 2017; Maffettone et al., 2022). Tyto principy odpovídají i dosavadním závěrům doplněných kapitol 7.1–7.2, kde jsou akcentovány bariéry implementace, vazba na praxi, segmentace aktérů, doporučení pro ČR / CZEMP a potřeba sledování KPI.

8.2 Strategické cíle (2026–2030)

Pro období 2026–2030 je vhodné stanovit tyto strategické cíle:

1. zvýšit míru recyklace a opětovného využití vody v průmyslu a komunální sféře,
2. snížit energetickou náročnost procesů úpravy, čištění a recyklace vody,
3. podpořit implementaci technologií pro odstraňování mikropolutantů a dalších obtížně odstranitelných kontaminantů,
4. rozšířit využití digitálních nástrojů pro řízení membránových a hybridních systémů,
5. posílit transfer technologií z výzkumu do provozní praxe,
6. podpořit resource recovery a cirkulární využití odpadních proudů,
7. vytvářet referenční projekty využitelné pro další šíření v podmínkách České republiky.

Tyto cíle navazují na novou evropskou legislativu v oblasti městských a průmyslových odpadních vod, water reuse, energetické účinnosti a cirkulárního hospodářství, zejména na revidovanou směrnici o městských odpadních vodách a nařízení o opětovném využití vody (Directive (EU) 2024/3019; Regulation (EU) 2020/741).

8.3 Klíčové akční oblasti

Akční plán je vhodné členit do pěti hlavních akčních oblastí:

A) Implementace technologií

Sem patří zavádění membránových systémů pro čištění a recyklaci vody, hybridních technologických sestav, řešení pro mikropolutanty a PFAS, energeticky úsporných systémů a projektů zaměřených na resource recovery.

B) Digitalizace a řízení provozu

Sem patří online monitoring, predikce foulingu, AI-driven process control, digital twins, procesní datová integrace a provozně orientované modelování (Xu et al., 2025; Wang et al., 2024).

C) Legislativní a metodická podpora

Sem patří aplikace nových evropských požadavků do českého prostředí, tvorba metodik pro reuse a risk management, propojení s BAT, BREF a povolovací praxí (Maffettone et al., 2022).

D) Financování a podpora inovací

Sem patří vazba na OP TAK, Horizon Europe, Innovation Fund, Modernizační fond a LIFE, jak již bylo doplněno v kap. 2.3.3.

E) Rozvoj lidských zdrojů a přenos znalostí

Sem patří spolupráce výzkumných organizací, firem a provozovatelů, sdílení zkušeností, budování referenčních projektů a rozvoj kompetencí v oblasti moderních membránových systémů.

Toto členění odpovídá tomu, že akční plán nemá být pouze technologickým přehledem, ale dokumentem propojujícím technologické, finanční, institucionální a provozní podmínky implementace.

8.4 Akční roadmapa a klíčová opatření

Pro přehlednost je vhodné do akčního plánu vložit tabulku klíčových opatření:

Opatření	Termín	Odpovědnost	Financování	Hlavní KPI
Pilotní projekty reuse vody v průmyslu	2026–2028	CZEMP + podniky + výzkum	OP TAK	podíl recyklované vody (%)
Pilotní jednotka pro odstraňování mikropolutantů na komunální ČOV	2027–2030	provozovatelé ČOV + výzkum	LIFE / OP TAK	účinnost odstranění (%)
Digital twin pro optimalizaci provozu ČOV nebo průmyslového uzlu	2026–2027	výzkum + firmy + provozovatelé	Horizon Europe	snížení energie (kWh/m ³)
Zavedení AI řízení membránových procesů	2026–2029	průmysl + technologické firmy	OP TAK / soukromé zdroje	snížení energetické náročnosti (%)
Demonstrace hybridní linky membrána + AOP + biologický stupeň	2027–2030	výzkum + firmy + provozovatelé	Horizon Europe / LIFE	účinnost, stabilita provozu
Ověření řešení pro PFAS a koncentrátové hospodářství	2027–2030	výzkum + průmysl	Horizon Europe / Innovation Fund	účinnost odstranění, nakládání s koncentrátem
Recyklace nebo regenerace membránových materiálů	2028–2030	výzkum + firmy	Horizon Europe	% recyklace / TRL posun

Roadmapa by měla být interpretována v návaznosti na aktualizovaný časový horizont:

- **2026–2028:** příprava projektů, výběr partnerů, pilotní a demonstrační ověření,
- **do roku 2030:** rozšíření pilotů, provozní validace, srovnání variant, výběr řešení pro širší využití,
- **2040+:** škálování ověřených řešení a jejich stabilní začlenění do praxe.

Takto pojatá akční roadmapa navazuje na kap. 7.1.2 a 7.2.3 a odpovídá doporučenému směru aktualizace, který požadoval konkrétnější projektové typy, termíny, odpovědnosti, financování a KPI.

8.5 Implementační struktura

Hlavní role v implementaci akčního plánu je vhodné rozdělit následovně:

- **CZEMP** – koordinační role, sdílení znalostí, vytváření partnerství, podpora projektové pipeline,
- **výzkumné organizace** – vývoj, testování, pilotní a demonstrační ověření, metodická podpora, evaluace,
- **průmyslové podniky a provozovatelé** – provozní implementace, poskytování referenčních lokalit, validace ekonomické a technické proveditelnosti,
- **veřejná správa a instituce podpory** – legislativní a metodické ukotvení, podpora financování, vazba na regulační rámec,
- **MSP a technologičtí dodavatelé** – integrace řešení, vývoj specializovaných aplikací, provozní inovace a servis.

Tato struktura navazuje na doplněnou segmentaci implementace podle aktérů v kap. 7.1.3 a vytváří rámec pro rozdělení odpovědností mezi přípravu, realizaci, financování a vyhodnocení opatření.

8.6 Monitoring a evaluace

Monitoring akčního plánu je vhodné založit na těchto principech:

- ročním vyhodnocování hlavních KPI,
- průběžném sledování plnění klíčových opatření,
- aktualizaci akčního plánu v intervalu dvou let,
- reportingu vůči hlavním stakeholderům,
- vyhodnocování přenositelnosti pilotních a demonstračních projektů do širší praxe.

Součástí evaluace by mělo být zejména sledování:

- podílu recyklované vody,
- energetické náročnosti procesu,
- snížení emisí CO₂,
- počtu implementací membránových technologií,
- TRL posunu technologií,
- míry přenositelnosti řešení do dalších aplikací.

Zkušenosti DEMOWARE i technické pokyny JRC ukazují, že systematický monitoring, risk management a práce s přenosem výsledků z pilotních projektů do širší praxe patří mezi rozhodující prvky úspěšné implementace (DEMOWARE, 2017; Maffettone et al., 2022).

8.7 Literatura

DIRECTIVE (EU) 2024/3019 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast). Dostupné také z: <http://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32024L3019>

REGULATION (EU) 2020/741 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. Dostupné také z: <http://www.eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj>

DEMOWARE. 2017. *Innovation Demonstration for a Competitive and Innovative European Water Reuse Sector*. Dostupné také z: <http://www.cordis.europa.eu/project/id/619040/reporting>

MAFFETTONE, R.; GAWLIK, B. M. 2022. *Technical Guidance Water Reuse Risk Management for Agricultural Irrigation Schemes in Europe*.

Dostupné také z:

http://www.publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC129596/JRC129596_01.pdf

WANG, A. J. et al. 2024. *Digital Twins for Wastewater Treatment: A Technical Review*. Dostupné také z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095809924002443>

XU, M. et al. 2025. *AI-Enabled Membrane Bioreactors: A Review of Control Architectures and Operating-Parameter Optimization for Nitrogen and Phosphorus Removal*. Dostupné také z: <http://www.mdpi.com/2073-4441/17/19/2899>

9. Vysvětlivky a zkratky

Fytotoxicita – vyjadřuje míru toxicity přípravku, nebo jeho složek, pro rostlinu. Je třeba si uvědomit, že všechny typy přípravků jsou schopny rostlinu poškodit, případně způsobit její úhyn.

Halofytický rostlinný druh je rostlina, která je schopná růst a prosperovat v prostředí s vysokým obsahem soli, například v pobřežních oblastech nebo solných pánvích. Tyto rostliny mají speciální adaptace, které jim umožňují zvládat vysoké koncentrace soli v půdě nebo vodě.

Bioreaktor typu „jetloop“ (JLR) je specifický druh cirkulačního bioreaktoru, který využívá hydrodynamické efekty k efektivnímu míchání a provzdušňování kultivačního média.

Mikroublíkový bioreaktor (AMBB) je typ bioreaktoru, který využívá mikroblíky k efektivnímu provzdušňování a míchání kultivačního média. Tento typ bioreaktoru je často používán v procesech, kde je potřeba vysoká účinnost přenosu kyslíku, například při kultivaci mikroorganismů nebo buněčných kultur.

AEM	aniontově výměnná membrána
AMBB	mikroublíkový membránový bioreaktor
AOC	pokročilé oxidační procesy
API	aktivní farmaceutické ingredience
ARED	asistovaná reverzní elektrodialýza
ATL	anaforéza
BAT	nejlepší dostupná technologie
BEMS	bioelektrochemický membránový systém
BM	bipolární membrána
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
CDI	kapacitní deionizace
CEDI	kontinuální elektrodionizace
CEM	kationtově výměnná membrána
CER	elektrokatalická reakce Cl
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
CM	vodivá membrána
CNT	uhlíkové nanotrubičky
ČOV	čistírna odpadních vod
DD	difuzní dialýza
DE	dextroza
D ₂ EHPA	kyselina (2-ethylhexyl)fosforečnou
DF	diafiltrace
DFT	teorie funkcionálu hustoty
EAMF	elektricky asistovaná membránová filtrace
ECM	elektrochemická membrána
ECCF	evaporace frakční kondenzací
ED	elektrodialýza
EDBM	elektrodialýza s bipolárními membránami
EDI	elektrodionizace
EDMBR	elektrochemickým membránovým bioreaktorem

EMT	elektrochemická membránová technologie
EDR	elektrodialýza s reverzací polarity
EDTA	kyselina ethylendiaminotetraoctová
EDM	elektrodialýza metathese
EDL	elektrická dvouvrstva
EE	elektrolýza
EED	elektro-elektrodialýza
EF	elektro-Fentonova reakce
EFO	elektro forward osmóza
ELOX	elektrochemická oxidace
eMBR	elektrochemické membránové bioreaktory
EMF	elektrochemická membránová filtrace
EMO	elektrochemická membránová oxidace
EMR	elektrochemická membránová redukce
EMT	elektrochemická membránová technologie
ETL	elektroforéza
EOF	elektroosmóza
EPD	elektroforetická depozice
EPS	extracelulární polymerní látky
F&B	potraviny a nápoje
FO	dopředná osmóza
FRER	redoxně neutrální elektrochemický reaktor
GDM	gravitační membránová filtrace
GDMBR	gravitační membránové bioreaktory
GDE	plynová difuzní elektroda
GOS	galakto-oligosacharidy
HCM	hydrogelové kompozitní membrány
HFC	sirup s vysokým obsahem fruktózy
HFCS	koncentrovaný kukuřičný sirup (high-fructose corn syrup)
HM	hydrogelové membrány
HVAC	system topení, větrání a klimatizace
IEM	iontovýměnné membrány
JLR	bioreaktor typu jetloop
KTL	kataforéza
LBA	kyselina laktobionová
MBR	membránový bioreaktor
MCDI	membránová kapacitní deionizace
MD	membránová destilace
ME	elektrolýza
MF	mikrofiltrace
MFC	mikrobiální palivový článěk
MVA	monoselektivní anexová iontovýměnná membrána
MVC	monoselektivní katexová iontovýměnná membrána
MWCO	molekulová velikost
NF	nanofiltrace
NL	nerozpuštěné látky
OA	organické kyseliny

OER	oxygen evolution reaction – reakce vývinu kyslíku
OER	kyslíková evoluční reakce
OMBR	membránový bioreaktor s RO membránou
OV	odpadní vody
PAC	polyaluminium chlorid
PEM	elektrolýza proton exchange membrane – protonově vodivá membrána
PTFE	polytetrafluorethylen
PVDF	polyvinylidenefluorid
PVED	fotovoltaické moduly na výrobu stejnosměrného proudu
RED	reverzní elektrodialýza
REM	reaktivní elektrochemická membrána
RO	reverzní osmóza
RVF	rotační vakuový filtr
SEC	specifická spotřeba energie
SED	selektivní elektrodialýza
SMR	parní reforming metanu
TDS	rozpuštěné soli
TOA	tri-n-oktylamin
TOC	celkový organický uhlík
SWRO	reverzní osmóza mořské vody
UF	ultrafiltrace
UV	ultrafialové záření
ZLD	nulové vypouštění OV

Přílohy

PŘÍPADOVÉ STUDIE

- Aplikační potenciál fotokatalytické technologie pro odstraňování mikropolutantů při úpravě a čištění vody
- Mobilní kontejnerová úpravna vody
- Recyklace bazénových vod AS-POOLREC
- Úprava dešťové vody na vodu pitnou

PORADENSTVÍ A PROPOJENÍ S DODAVATELI

Aplikační potenciál fotokatalytické technologie pro odstraňování mikropolutantů při úpravě a čištění vody

Případová studie

Zpracovatel: Ing. Lenka Belháčová, Ph.D., ÚFCH JH AV ČR, v. v. i.

Datum: 29. březen 2026

Obsah:

1.	Úvod	231
2.	Cíl studie	231
3.	Popis technologie	231
4.	Experimentální ověření technologie	232
4.1.	Laboratorní validace – imobilizované vrstvy	232
4.2.	Ověření v podmínkách blízkých reálnému provozu – plovoucí systém	233
5.	Aplikační potenciál	234
6.	Závěr	234
7.	Seznam literatury	235

1. Úvod

Přítomnost tzv. mikropolutantů (mikrokontaminantů), jako jsou farmaceutika (včetně antibiotik a hormonů), pesticidy, průmyslové chemikálie či fenolické sloučeniny, ve vodním prostředí představuje významný problém, který není efektivně řešitelný konvenčními biologickými procesy. Tyto látky jsou často perzistentní, podléhají pouze pomalým nebo žádným přirozeným degradačním procesům a vykazují biologickou aktivitu i při velmi nízkých koncentracích.

Tyto látky mohou negativně ovlivňovat vodní organismy i lidské zdraví a zároveň komplikovat samotné procesy čištění vody, například inhibicí biologických stupňů.

Heterogenní fotokatalýza náleží mezi pokročilé oxidační procesy (AOP) a představuje perspektivní technologii pro jejich odstraňování.

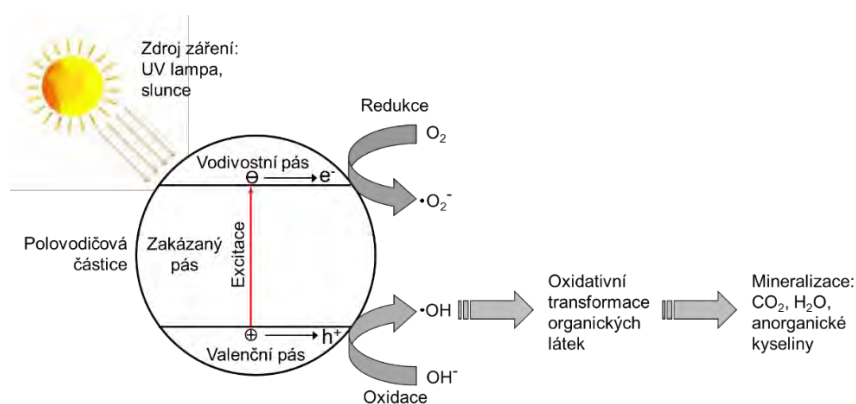
2. Cíl studie

Cílem studie bylo ověřit aplikační potenciál fotokatalytické technologie pro odstraňování mikropolutantů při přechodu od laboratorních podmínek k podmínkám blízkým reálnému provozu, a to ve dvou konfiguracích:

- imobilizované fotokatalytické vrstvy (laboratorní validace),
- plovoucí fotokatalytický systém (ověření v podmínkách blízkých reálnému provozu).

3. Popis technologie

Fotokatalytický proces je založen na excitaci polovodičového materiálu světlem, přičemž vznikají reaktivní částice schopné oxidovat organické polutanty. Oxidační procesy vedou k jejich rozkladu na menší a méně škodlivé molekuly, v ideálním případě až k mineralizaci na oxid uhličitý, vodu a anorganické ionty (Obr. 1).



Obr. 1: Schéma principu fotokatalytické degradace organických polutantů

Na rozdíl od separačních procesů tak při fotokatalytické degradaci nedochází pouze k přesunu kontaminantů mezi jednotlivými fázemi, ale k jejich skutečné degradaci.

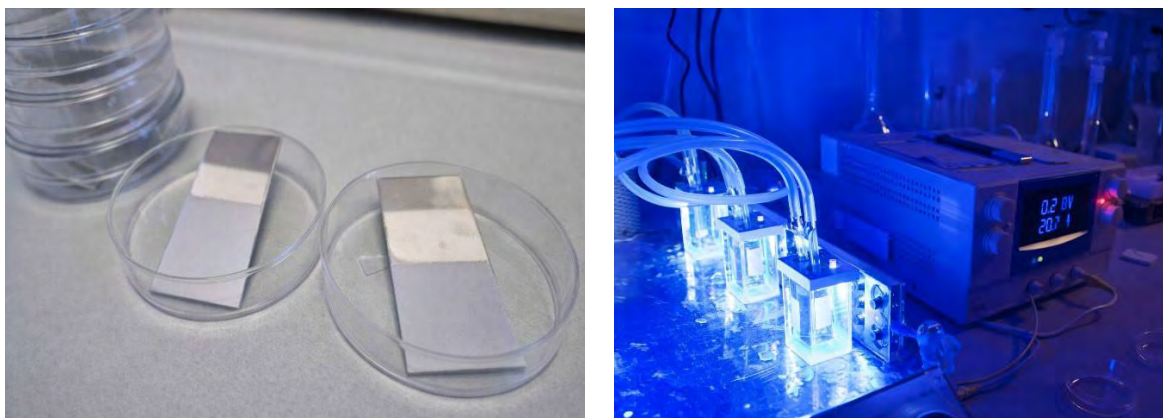
Fotokatalyzátory jsou typicky připravovány v práškové formě, která však není vhodná pro praktické aplikace. Z tohoto důvodu je nutná jejich imobilizace na vhodném nosiči. Imobilizace umožňuje snadnější manipulaci, eliminuje únik materiálu a odstraňuje potřebu jeho následné separace, zároveň však může vést ke zpomalení reakční rychlosti v důsledku omezeného přenosu hmoty.

4. Experimentální ověření technologie

Experimentální ověření fotokatalytické degradace mikropolutantů bylo provedeno v různých konfiguracích a podmínkách, přičemž podrobné výsledky jsou uvedeny v [1–4].

4.1. Laboratorní validace – imobilizované vrstvy

Fotokatalytická aktivita imobilizovaných vrstev byla ověřena v laboratorním uspořádání umožňujícím paralelní testování více vzorků (Obr. 2).



Obr. 2: Imobilizované vrstvy fotokatalyzátoru připravené elektroforetickou depozicí (vlevo) a laboratorní uspořádání pro testování fotokatalytické degradace polutantů (vpravo).

V rámci testování byla sledována degradace zástupců hlavních skupin mikropolutantů – farmaceutik (antibiotika), endokrinních disruptorů a drog – v různých vodních matricích (deionizovaná a šedá voda). Vybrané výsledky jsou shrnuty v Tab. 1.

Získaná data ukazují, že čas potřebný ke snížení koncentrace o jeden řád se pohyboval v rozmezí cca 5–12 hodin v závislosti na analyzované látce a matrici. Rozdíly mezi matricemi nebyly zásadní, což naznačuje, že přítomnost běžných anorganických složek rozpuštěných ve vodě neměla výrazný vliv na průběh degradace.

Při nižších, environmentálně relevantních koncentracích (metamfetamin a MDMA, 0.5–0.7 μM) byly pozorovány kratší degradační časy, což odráží kinetické a transportní charakteristiky fotokatalytického procesu a lze obdobně očekávat i u dalších látek.

Tabulka 1: Časy (t_1) potřebné ke snížení koncentrace mikropolutantů (0.1 mM) o jeden řád při fotokatalytické degradaci v deionizované (DW) a šedé vodě (GW).

Polutant	Třída polutantu	t_1 (DW) [h]	t_1 (GW) [h]
Ampicilin	Antibiotikum	5.8	–
Sulfathiazol	Antibiotikum	6.4	–
Mix	Směs antibiotik	6.3	5.1
Ethinyl-estradiol	Endokrinní disruptor	9.6	8.7
Metamfetamin	Droga	12.0	–
MDMA (extáze)	Droga	9.8	–
Metamfetamin	Droga (env.)	7.7	7.1
MDMA (extáze)	Droga (env.)	2.7	2.3

4.2. Ověření v podmínkách blízkých reálnému provozu – plovoucí systém

Pro ověření aplikačního potenciálu byl testován plovoucí fotokatalytický systém na bázi napěněného skleněného recyklátu jako nosiče s imobilizovanou fotokatalytickou vrstvou. Tento materiál byl umístěn na hladině vody a ozařován přirozeným slunečním zářením ve venkovních podmínkách (Obr. 3). Testování probíhalo v objemu 30 L, představujícím mezikrok mezi laboratorními experimenty a reálnou aplikací.

Nasazení plovoucího fotokatalytického systému eliminuje potřebu separace katalyzátoru po ukončení procesu, umožňuje přímé využití solární energie a současně nabízí jednoduchou manipulaci a potenciální škálovatelnost systému. Princip plovoucího fotokatalytického systému je chráněn užitným vzorem (CZ 37967 U1).

Experimentálně bylo prokázáno odstranění hydrogenftalátu draselného jako modelového polutantu při dodané solární energii 1,78 kWh (odpovídající přibližně dvěma slunečním dnům), což potvrzuje funkčnost systému v tomto měřítku.



Obr. 3: Plovoucí fotokatalytický systém (vlevo) a jeho aplikace (vpravo) s recirkulací vody. Celkové množství materiálu činilo 282 g a tvořilo souvislou aktivní vrstvu na hladině o ploše cca 0,177 m².

5. Aplikační potenciál

Fotokatalytická technologie je vhodná zejména jako:

- pokročilý stupeň čištění pro odstraňování mikropolutantů,
- doplněk biologických procesů pro odstranění reziduálních látek,
- řešení pro menší nebo koncentrované objemy vody.

Možné oblasti využití zahrnují:

- decentralizované systémy čištění vody (např. malé ČOV),
- specifické zdroje znečištění (např. nemocniční odpadní vody),
- úpravu povrchových a akumulčních vod,
- retenční nádrže a systémy pro závlahu.

Technologie vyžaduje delší expoziční časy a její účinnost může být ovlivněna přítomností přirozené organické hmoty (NOM) ve vodě.

Imobilizované vrstvy a plovoucí systém představují dvě aplikačně odlišná řešení umožňující přizpůsobení technologie konkrétním podmínkám.

6. Závěr

Byla prokázána fotokatalytická degradace modelových organických polutantů v různých vodních maticích. Imobilizované vrstvy představují funkční a kontrolovatelnou konfiguraci systému, která může sloužit jako základ pro další rozvoj aplikačních řešení. Plovoucí fotokatalytický systém umožňuje aplikaci technologie bez nutnosti separace katalyzátoru a s využitím slunečního záření.

Navržená uspořádání představují perspektivní přístup podporující postupný přechod od laboratorního výzkumu k praktické aplikaci technologie v oblasti pokročilého čištění vod.

7. Seznam literatury

[1] Maříková, T. *et al.* *Electrophoretically deposited TiO₂ layers for efficient photocatalytic degradation of antibiotic mixture in greywater.* **Journal of Water Process Engineering** 64 (2024), 105654.

[2] Walderová, B. *et al.* *Airbrush-sprayed TiO₂ layers for the photocatalytic degradation of endocrine disruptors: Performance, stability and applicability.* **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry** 463 (2025), 116271.

[3] Maříková, T. *et al.* *Comprehensive study into psychostimulant photocatalytic removal using immobilized TiO₂: Performance, transformation products, and environmental safety.* **Environmental Technology & Innovation** 41 (2026), 104844.

[4] Belháčová, L. *et al.* *Towards sustainable water treatment: Innovative floating photocatalytic composite for solar-assisted degradation of organic pollutants.* **Journal of Water Process Engineering** 74 (2025), 107823.

MOBILNÍ KONTEJNEROVÁ ÚPRAVNA VODY

Zemědělský provoz

PŘÍPADOVÁ STUDIE



Zpracovatel: ASIO TECH, spol. s r. o.

Datum vypracování: červen 2026



Obsah

1. Úvod.....	238
2. Popis technologie úpravy povrchové vody na vodu pitnou.....	238
2.1 Obecný popis.....	238
2.2 Funkční popis	240
2.3 Parametry kvality vody před a po membránové úpravě.	242
3. Ekonomická rozvaha.....	243
4. Závěr	244



1. Úvod

Zajištění stabilního zdroje pitné vody představuje v některých geograficky specifických lokalitách významnou technickou i logistickou výzvu. Jedním z takových případů je zemědělský podnik nacházející se na říčním ostrově v rumunském úseku toku Dunaje. Lokalita je zcela obklopena povrchovou vodou, avšak bez přímého napojení na veřejnou infrastrukturu zásobování pitnou vodou.

Zákazník dlouhodobě řešil nedostatek pitné vody jejím dovozem z pevniny, což bylo spojeno s vysokými provozními náklady, rizikem kontaminace při převozu a přečerpávání, omezenou provozní flexibilitou a zvýšenou závislostí na externích dodavatelích. Tento způsob zásobování byl z hlediska dlouhodobé udržitelnosti i provozní bezpečnosti nevyhovující, zejména s ohledem na potřeby zemědělské výroby a zajištění hygienického standardu pro zaměstnance provozu.

Jako alternativní řešení byla posuzována možnost využití místně dostupného vodního zdroje – vrtu, do kterého prosakuje povrchová voda z ramene Dunaje – a její úprava na kvalitu odpovídající požadavkům na pitnou vodu. Charakter surové vody je typický pro velké nížinné toky: kolísavá kvalita v závislosti na ročním období, zvýšený obsah suspendovaných látek, mikrobiologická zátěž a proměnlivé organické zatížení.

Na základě těchto vstupních podmínek byla navržena membránová technologie úpravy vody, jejímž cílem je:

- zajistit stabilní produkci pitné vody přímo v místě spotřeby,
- minimalizovat závislost provozu na dovozu vody,
- dosáhnout požadované kvality vody při přijatelných provozních nákladech,
- umožnit robustní provoz i při kolísající kvalitě surové povrchové vody.

Tato případová studie popisuje reálnou aplikaci membránové technologie pro úpravu povrchové vody v uvedené lokalitě, se zaměřením na technické řešení, návrhové parametry a přínosy zvoleného konceptu z pohledu dlouhodobého provozu.

2. Popis technologie úpravy povrchové vody na vodu pitnou

2.1 Obecný popis

Mobilní kontejnerová úpravna povrchové vody je navržena na základě aktuálních poznatků v oboru úpravárenství vod s přihlédnutím k používaným a ověřeným technologiím a způsobům úpravy vod. Nosnou navrženou technologií je ultrafiltrace na tubulárních membránových modulech. Navržená technologie pracuje jako multi – bariérová s důrazem na kvalitu výstupného produktu a jeho mikrobiální nezávadnost. V kombinaci s dalšími procesy se jedná se o komplexní technologii úpravy vody umístěnou v zatepleném 20' kontejneru uloženou v blízkosti zdroje surové vody (povrchová voda).

Projektované parametry

Úpravna vody je dimenzována na následující produkci (za předpokladu dostatečné kapacity vstupní vody z povrchového zdroje):

Maximální hodinový průtok: 5 m³/h

Maximální denní produkce: 100 m³/den

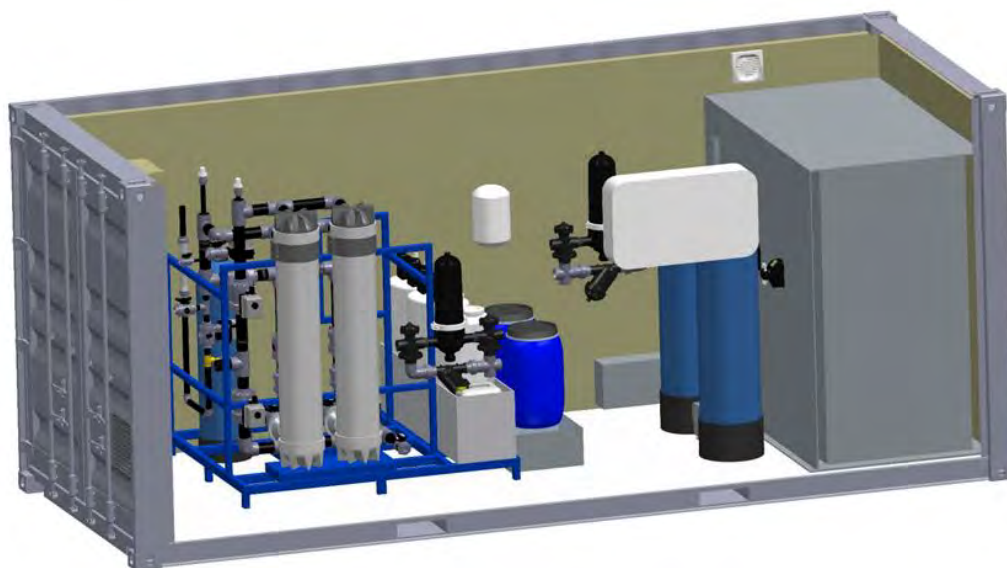
Surová voda je odebírána z povrchového zdroje – z řeky, jezera apod.

Dostatečné množství vody v řece je pro provádění její úpravy definováno výškou hladiny vody v řece, která musí být minimálně 30 cm nad zaústěním sací trubky ve zdroji (vrtu, řece).

Technologie je navržena na základě požadované produkce. V závislosti na kvalitě vstupní vody lze design upravit. Kvalita surové vody však nesmí překročit níže uvedené parametry:

Parameter	Unit	Typical	Maximum ** (short term peaks)
Turbidity	NTU	< 200	< 400
TSS	mg/l	< 300	< 500
Particle Size	micron	< 300	< 300
DOC	mg/l	< 20	< 40
COD	mg/l	< 100	< 200
Oil / Grease	mg/l	< 0	< 2
pH Continuous		3 - 10	
pH Cleaning	CEB / CIP	2.3 / 12.0	1.0 / 13.0
Free Chlorine – Continuous ***	mg/l	0	< 0.2
Free Chlorine – CEB	mg/l	20 @ pH 12.0	50 @ pH 13.0
Free Chlorine – CIP	mg/l	100 @ pH 12.0	200 @ pH 13.0
Temperature	°C	1 – 40 °C	

Obrázek 1: Požadované minimální parametry surové vody



Obrázek 1: Kontejnerová úpravna vody – 3D model

Parametry upravené pitné vody

Upravená voda bude splňovat parametry dle Vyhlášky 252/2004 Sb. (*Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody*) za předpokladu dostatečné kapacity vstupní surové vody.

2.2 Funkční popis

Voda z řeky/povrchového zdroje je čerpána čerpadlem přes systém mechanického předčištění, který zabezpečuje ochranu technologie před možným vtokem větších nerozpustných látek větších 130 μm . Dále je dávkován koagulant a kyselina/zásada na úpravu pH. Voda je následně tlakově vedena do reakčně – akumulační nádrže, kde dochází k dokonalému promíchání chemie se surovou vodou. Dále voda postupuje na primární membránový stupeň – ultrafiltraci (UF). Jednotka UF obsahuje hydrofilní membrány (2 ks) typu multikanálových dutých vláken s 20 nm póry a průměrem vlákna 1,5 mm. Na povrchu membrány jsou zachycovány látky o velikosti větší než 20 nm, zejména nerozpuštěné a koloidní látky. Membránou procházejí pouze rozpuštěné látky o velikosti molekul menších, než je pórovitost membrány (20 nm). Ultrafiltrace je provozována v konfiguraci „inside-out“, kde je vstupní voda přiváděna dovnitř vláken a filtrovaná voda prochází z vláken do prostoru mezi vlákny. Membrána je zpětně proplachována čerpáním filtrované vody (UF permeát) pracími čerpadly v opačném směru, tedy z vnější strany vláken dovnitř. Voda po ultrafiltraci (UF permeát) pak následuje do akumulační nádrže I. UF permeát je v akumulační nádrži cirkulován pomocí čerpadla přes UV lampu. Pomocí ATS

(automatické tlakové stanice) je UF permeát z akumulární nádrže veden přes UV lampy a tlakové filtry s aktivním uhlím – paralelně řazené – do spotřebišť. Filtry s aktivním uhlím jsou automaticky proplachované. Za filtry s aktivním uhlím je měřen průtok pitné vody, zákal, pH, vodivost a je dávkován chlornan sodný pro dezinfekci vody. Odpadové větve jsou zaústěny do kanalizace. Vodojem upravené pitné vody není součástí mobilní kontejnerové úpravy. Celá technologická linka úpravy vody je řízena z elektrorozvaděče s řídicím systémem.



Obrázek 3: Úpravna povrchové vody v kontejneru

2.3 Parametry kvality vody před a po membránové úpravě

Parametr	Jednotka	Typická surová voda – Dunaj (před úpravou)	Upravená voda – po membránách	Poznámka k účinku technologie
Mikrobiologie				
Escherichia coli	KTJ / 100 ml	10 ¹ –10 ³	0	Úplná mikrobiální bariéra
Koliformní bakterie	KTJ / 100 ml	10 ² –10 ⁴	0	Membrány + dezinfekce
Enterokoky	KTJ / 100 ml	10 ¹ –10 ³	0	Splnění požadavků pitné vody
Kultiv. mikroorg. 22 °C	KTJ / ml	10 ³ –10 ⁵	0	Výrazná redukce biologické aktivity
Kultiv. mikroorg. 36 °C	KTJ / ml	10 ² –10 ⁴	0	
Fyzikální parametry				
Zákal	ZF (NTU)	5–50 (až >100 při povodních)	< 1,0	Klíčový přínos membrán
Barva	mg Pt/l	20–80	< 2,0	Odstranění huminových látek
Elektrická vodivost	mS/m	40–60	41,9	Membrány nemění mineralizaci
pH	–	7,5–8,5	7,78	Stabilní chemismus
Organické látky				
CHSK-Mn	mg/l	3–10	< 0,5	Výrazné snížení organiky
TOC	mg/l	3–8	< 0,5	Vysoká účinnost separace
Anorganické složky				
Amonné ionty (NH ₄ ⁺)	mg/l	0,1–1,0	< 0,05	Odstranění biologické zátěže
Dusitany (NO ₂ ⁻)	mg/l	<0,1–0,5	< 0,005	
Dusičnany (NO ₃ ⁻)	mg/l	5–25	2,75	Bez nutnosti denitrifikace
Chloridy	mg/l	20–50	18,4	Konzervativní ionty
Sírany	mg/l	50–150	88,7	
Tvrdost a kationty				
Celková tvrdost	mmol/l	3–5	3,57	Zachována přirozená mineralizace

Vápník (Ca ²⁺)	mg/l	40–80	47,3	V doporučeném rozmezí
Hořčík (Mg ²⁺)	mg/l	15–35	10,9	Na dolní hranici doporučení
Sodík (Na ⁺)	mg/l	10–30	19,9	
Stopové látky				
Železo	mg/l	0,1–1,0	< 0,002	Výrazná redukce
Mangan	mg/l	0,05–0,3	0,0057	
Uran	µg/l	1–10	4,69	Bez nutnosti speciálního odstranění
Mikropolutanty				
Pesticidy – jednotlivé	µg/l	<0,1–1,0	< 0,05	Pod mezí stanovitelnosti
Součet pesticidů	µg/l	až jednotky	< 0,10	Plné splnění vyhlášky
BTEX, VOC, PAU	µg/l	stopově	< LOQ	Membrány + uhlí / UV

3. Ekonomická rozvaha

V ekonomické rozvaze jsou spočítány provozní náklady na 1 m³ vyrobené pitné vody. Je počítáno s reálnými cenami bez DPH, cena za 1 kWh elektrické energie je 8 Kč. Dále jsou započítány náklady na spotřebované chemikálie a na obsluhu. Investiční náklady nejsou započítány v této ekonomické rozvaze.

Spotřeba elek. energie na 1 m ³ vyrobené vody	0,55	kWh/1 m ³
Cena za 1 kWh	8	Kč
Dávkování chemie	12	Kč/d
Cena energie za den	97	Kč/d
Obsluha za den	80	Kč/d
Provozní náklady celkem	189	Kč/d
Provozní náklady na 1 m ³ vyrobené pitné vody	7-11	Kč/1 m ³

4. Závěr

Zemědělský areál na ostrově mezi rameny řeky Dunaj, neměl zdroje vody splňující požadavky na pitnou vodu, což představovalo logistické a hygienické problémy pro provoz. Jako zdroj vody bylo zvoleno kontejnerové řešení úpravy vody využívající membránové procesy ultrafiltrace v kombinaci s chemickou úpravou, sorpčními procesy úpravou UV zářením. Upravená voda splňuje požadavky na kvalitu vody pitné dle vyhlášky č. 252/2004 Sb.

Kontejnerové řešení představovalo rychlou reakci na požadavek zajištění stabilního zdroje pitné vody pro provoz podniku na ostrově, s minimálními stavebně technickými zásahy na lokalitě.

System ukazuje možnosti aplikace membránových procesů v oblastech bez vodovodní sítě, odloučených lokalitách bez infrastruktury nebo rozvojových oblastech. Proces je plně řízen automaticky, s minimálními požadavky na obsluhu.



RECYKLACE BAZÉNOVÝCH VOD AS- POOLREC PŘÍPADOVÁ STUDIE



Zpracovatel: ASIO TECH, spol. s r. o.

Datum vypracování: červen 2026

Obsah

1. Úvod	247
2. Aquapalace Praha	247
2.1 Popis současné situace	248
3. Popis technologie AS-POOLREC	248
3.1 Implementace projektu	250
4. Výsledky a přínosy.....	251
5. Závěr	251

1. Úvod

Aquapalace Praha je jedním z největších vodních komplexů ve střední Evropě a největší aquapark ČR, který provozuje bazénové filtrace k zajištění čistoty vody. S rostoucími náklady na vodu a důrazem na ekologickou udržitelnost vznikla potřeba implementovat systém recyklace odpadních vod z prání bazénových pískových filtrů.

Společnost GMF AQUAPARK PRAGUE a.s. se rozhodla realizovat projekt recyklace odpadních vod s cílem snížit spotřebu vody a provozní náklady, přičemž hlavním technologickým partnerem byla společnost ASIO TECH spol. s r.o., která dodala systém AS-POOLREC.

2. Aquapalace Praha

Sportovně-relaxační komplex se nachází v Čestlicích, asi 100 metrů jižně od hranice Prahy a leží v blízkosti průhonického exitu 6 dálnice D1. Otevřen byl v roce 2008. Provozovatelem je akciová společnost GMF Aquapark Prague a.s.

Součástí resortu jsou vodní svět o rozloze 9 150 m², saunový svět o rozloze 1 750 m², centrum Spa, centrum fyzioterapie a léčebné rehabilitace, fitness a hotel. Vybavení vodního světa zahrnuje 12 tobogánů a 9 skluzavek, z toho nejdelší tobogán v ČR (250 m), bazén s umělým vlnobitím a venkovní divokou řeku. Celý vodní svět prochází 450 metrů dlouhá umělá řeka. Nachází se zde také potápěčská jáma s hloubkou 8 metrů. Pro děti jsou k dispozici dětská vodní hřiště se skluzavkami, brouzdaliště a dětský bazén s vrakem pirátské lodi.



Obrázek 1: Areál Aquapalace Praha

Technologie recyklace bazénových vod v sportovně-relaxačním komplexu Aquapalace Praha byla navržena na základě poznatků v oboru úpravárenství vod s přihlédnutím k používaným a ověřeným technologiím a způsobům úpravy. Navržená technologie kombinuje vzájemně procesy při úpravě vod tak, aby celková účinnost byla ve vztahu k energetickým požadavkům a stavebním nákladům co nejvyšší.

2.1 Popis současné situace

Voda z praní bazénových pískových filtrů v Aquapace Praha o denním průměrném objemu 85 m³ byla vypouštěna do kanalizace. Provozovatel tak přicházel nejen o značné denní množství vody, které byl nucen doplnit, ale i o teplo nutné k ohřevu bazénové vody. Technologie recyklace AS-POOLREC výše zmiňovaný stav mění a dokáže navrátit min. 80 % vod zpátky do systému při porovnatelné teplotě s teplotou vody v bazénech. Díky nové technologii je každý den průměrně 65 m³ vody vyčištěno a vráceno zpět do systému.



Obrázek 2: Stávající technologie ve strojovně

3. Popis technologie AS-POOLREC

Technologie **AS-POOLREC** je založena na dvoustupňové membránové filtraci s několika stupňů předúpravy vody. Tento systém zahrnuje následující klíčové komponenty:

- **Akumulační nádrž** (50 m³) pro shromažďování prací vody.
- **Automatický diskový filtr**, který zajišťuje ochranu před vtokem větších nerozpustných částic.
- **Ultrafiltrační jednotka (UF)**, která využívá hydrofilní membrány s pórovitostí 20 nm pro odstranění nerozpuštěných látek a mikrobiálního znečištění.
- **Filtr s naplní granulovaného aktivního uhlí**
- **Reverzní osmóza (RO)** pro separaci iontů, organických a rozpuštěných látek.
- **UV lampa** pro dezinfekci vody a následnou úpravu pH.

Celý proces je plně automatizovaný a řízen pomocí systému **PLC SIEMENS SIMATIC**, který monitoruje hladiny vody, průtoky, pH a další klíčové parametry.

Výsledný produkt je voda plně splňující parametry vyhlášky 238/2011 Sb., vyhlášky 252/2004 Sb. v relevantních ukazatelích a Vedlejší produkty dezinfekce (VPD) dle Metodického usměrnění MZ ČR č.j. MZDR 24483/2022-10/OVZ. Je zbavená veškerých bakterií, virů a jsou sníženy parametry jako TOC, konduktivita, dusíkaté látky a celková tvrdost vody. Technologie je zároveň plně kompatibilní s normou DIN 19645 Typ 1 - Wasser zum Einsatz als Füllwasser und Filterspülwasser.



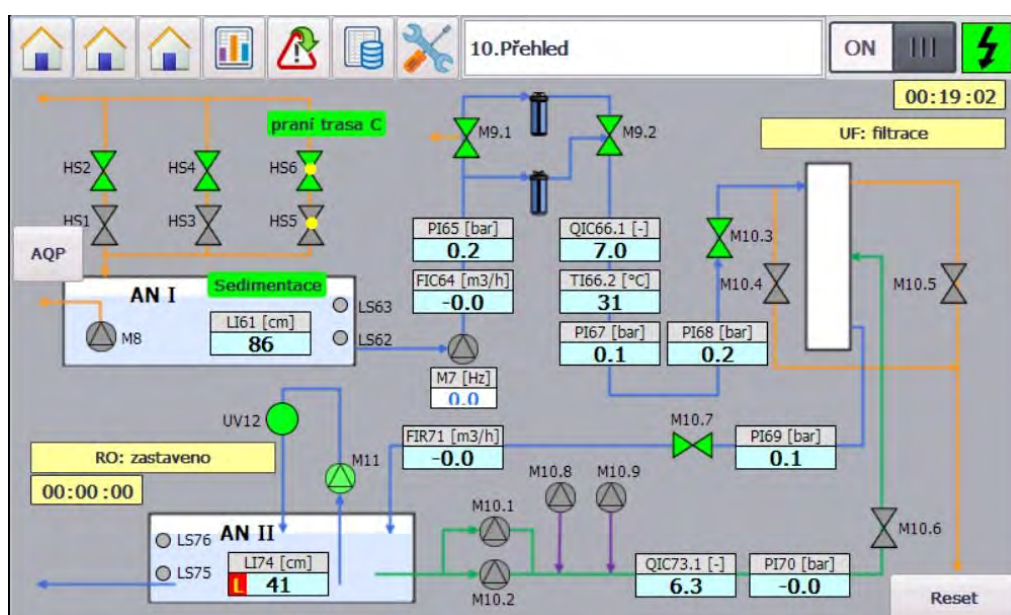
Obrázek 3: Detaily technologie AS-Poolrec

3.1 Implementace projektu

Projekt zahrnoval instalaci kompletní technologie recyklace pracích vod s minimální kapacitou 85 m³ denně a účinností 80 %. Tento systém byl úspěšně integrován do stávající infrastruktury Aquapalace Praha bez narušení provozu.

Realizace zahrnovala:

- Dodávku, montáž a testování technologie.
- Zapojení do lokálního řídicího systému Desigo CC, který zajišťuje monitorování a vizualizaci provozu.



Obrázek 4: Detaily technologie AS-Poolrec

4. Výsledky a přínosy

Díky implementaci systému **AS-POOLREC** bylo dosaženo:

- Úspory stovek kubických metrů vody ročně.
- Snížení provozních nákladů díky nižší spotřebě čerstvé vody a energie na ohřev.
- Zlepšení ekologického dopadu celého provozu, což přispělo k vyšší udržitelnosti a pozitivnímu vnímání společnosti.

5. Závěr

Realizace recyklace pracích vod v Aquapalace Praha je příkladem úspěšného spojení inovativní technologie a ekologicky udržitelných řešení. Díky spolupráci se společností ASIO TECH spol. s r.o. byl systém AS-POOLREC úspěšně implementován a prokázal svou schopnost přinášet jak ekonomické, tak environmentální přínosy.



Obrázek 5: Detail technologie AS-Poolrec

ÚPRAVA DEŠŤOVÉ VODY

NA VODU PITNOU

areál logistického centra

PŘÍPADOVÁ STUDIE



Zpracovatel: ASIO TECH, spol. s r. o.

Datum vypracování: červen 2026



Obsah

1. Úvod.....	254
2. Popis technologie úpravy dešťové vody na vodu pitnou	255
2.1 Obecný popis	255
2.2 Funkční popis	256
3. Ekonomická rozvaha.....	257
4. Závěr	257



1. Úvod

Logistický areál na dálnici D1, který nabízí 50 tisíc m² ploch, si vyžádal investici jedné miliardy korun. Ve čtyřech provozech zde našlo práci asi 300 zaměstnanců. Areál leží hlavního domácího dopravního tahu – dálnice D1.



Obrázek 1: Náhled areálu logistického centra

Investor se mimo jiné zaměřil na zajištění vysokého enviromentálního standardu, výstavbu zelených střech a hospodaření s vodou. Celý areál prochází environmentální certifikací BREEAM a pracuje i s celou řadou dalších šetrných opatření, jako je nízká energetická náročnost, kterou zajišťuje kvalitní izolace budov. Moderní vjezdy pro kamiony omezí tepelné ztráty v zimě a světlé a částečně zelené střechy zase minimalizují vznik tepelného ostrova v létě. Myslelo se i na biodiverzitu – zelené plochy jsou nově upraveny a vysazena byla stovka nových stromů.

Hlavní otázkou bylo hospodaření s vodou. Kvůli nedostačující vydatnosti vrtů pro zásobování tohoto obrovského areálu pitnou vodou se hledaly jiné zdroje vody. Jako vhodná alternativa byla zvolena úprava dešťové vody – **první a jediná úpravna dešťové vody v České republice**. Pitnou vodou z dešťovky jsou zásobovány tři čtvrtiny celého logistického areálu. Ročně tak mohou vyrobit až 8 700 m³ pitné vody. Zbytek areálu je zásobován vodou z vrtů přímo na pozemku. Z hlediska hospodaření s vodou je tak areál v podstatě ostrovním řešením.



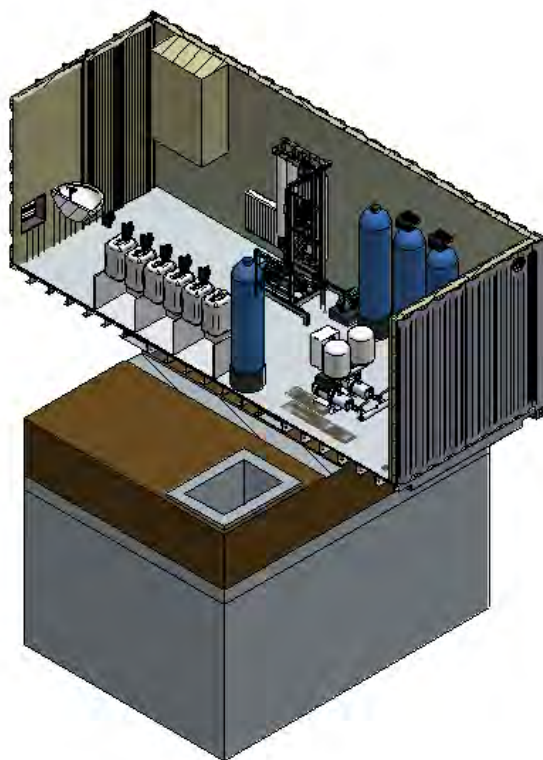
2. Popis technologie úpravy dešťové vody na vodu pitnou

2.1 Obecný popis

Kontejnerová úprava dešťové vody je navržena na základě nejnovějších poznatků v oboru úpravárenství vod, s přihlédnutím k používaným a ověřeným technologiím a způsobům úpravy vod.

Navržená technologie pracuje jako multibariérová s důrazem na kvalitu výstupního produktu a jeho mikrobiální nezávadnost. Jedná se o komplexní technologii úpravy vody, umístěnou v zatepleném 20' kontejneru a uloženou v blízkosti akumulace dešťové vody. Výsledným produktem je tedy voda pitná.

Technologie úpravy dešťové vody a akumulace upravené pitné vody (vodojem) jsou umístěny ve dvou objektech. Samotná technologie je umístěna ve skladovém zatepleném kontejneru velikosti 20' a vodojem je tvořen akumulační nádrží vyrobenou z vodostavebního betonu o vnitřních rozměrech L x Š x H = 3 800 x 2 800 x 1 930 mm a užitečném objemu 17,34 m³.



Obrázek 2: Úprava vody a vodojem – 3D model

Za předpokladu dostatečného množství dešťové vody je úpravná schopná vyrobit až 24 m³/den pitné vody dle vyhlášky č. 252/2004 Sb.

Tabulka 1: Parametry úpravny vody

Maximální denní nátok: 24 m ³ /den				
Parametr	Jednotka	Parametry dešťové vody	Parametry upravené pitné vody	Limit dle vyhl. 252/2004 Sb.
pH		6,7	7,5	6,5 – 9,5
železo	mg/l	0,11	0,035	0,2
mangan	mg/l	<0,05	<0,05	0,05
CHSK _{Mn}	mg/l	2,0	1,1	3
Intestinální enterokoky	KTJ/100ml	7	0	0
E. coli	KTJ/100ml	12	0	0
Koliformní bakterie	KTJ/100ml	>100	0	0
Počty kolonií (22 °C)	KTJ/ml	>300	18	200
Počty kolonií (36 °C)	KTJ/ml	>300	19	40

2.2 Funkční popis

Dešťová voda je shromažďována v akumuláční nádrži. Aby nedošlo k případnému znečištění nádrže ze střeš, jsou přívody vody osazeny speciálními filtry. Zakumulační nádrže je dešťová voda přečerpávána do úpravny v kontejneru. V úpravně voda prochází sérií mechanických filtrací, ultrafiltrací a chemických úprav, aby se odstranily nečistoty a dosáhlo se požadované kvality pitné vody. Po všech těchto krocích je pitná voda akumulována ve vodojemu s kontinuálním dávkováním chlornanu sodného a UV-zářením pro sekundární dezinfekci. Pitná voda ve vodojemu je připravena k distribuci do spotřebiště pomocí automatické tlakové stanice. Během procesu je vše monitorováno a řízeno automatizovaným systémem umístěným v kontejneru, s možností vzdáleného dohledu. Celá technologická linka úpravny vody je řízena z elektrorozvaděče s řídicím systémem umístěným v kontejneru úpravny vody.





Obrázek 3: Úpravna dešťové vody

3. Ekonomická rozvaha

V ekonomické rozvaze jsou spočítány provozní náklady na 1 m³ vyrobené pitné vody z dešťovky. Je počítáno s reálnými cenami bez DPH, cena za 1 kWh elektrické energie je 5 Kč. Dále jsou započítány náklady na spotřebované chemikálie a na obsluhu. Investiční náklady nejsou započítány v této ekonomické rozvaze.

spotřeba elek. energie na 1 m ³ vyrobené vody	0,55	kWh/1 m ³
cena za 1 kWh	5	Kč
dávkování chemie	12	Kč/d
cena energie za den	61	Kč/d
obsluha za den	100	Kč/d
provozní náklady celkem	173	Kč/d
provozní náklady na 1 m ³ vyrobené pitné vody	7-10	Kč/1 m ³

4. Závěr

Areál, který zaměstnává přes 300 zaměstnanců a nabízí 50 tisíc m² ploch, se potýkal s nedostatkem pitné vody. Zdrojem surové vody jsou dva vrty, které však svou vydatností a maximálním povoleným odběrem jsou nedostačujícím zdrojem. Proto byl hledán alternativní zdroj surové vody. Vhodným zdrojem byla shledána dešťová voda, která se na úpravně vody upravuje na kvalitu vody pitné dle vyhlášky č. 252/2004 Sb. – **první a jediná úpravna dešťové vody v České republice.**



Úpravna dešťové vody umí vyrobit až **8700 m³/rok** a zásobuje **¼ celého logistického parku**. Přičemž náklady na výrobu pitné vody z vody dešťové jsou 10 Kč/m³. Tato cena zahrnuje veškeré provozní náklady potřebné k úpravě.

System kombinuje různé metody úpravy vody, včetně ultrafiltrace, chemické úpravy a UV-dezinfekce tak, aby byla zajištěna vysoká kvalita pitné vody. Tím se úpravna dešťové vody stává zcela bezpečnou bez rizika ohrožení na zdraví zaměstnanců logistického areálu.

Vzhledem k narůstajícím problémům s vodními zdroji je schopnost transformovat dešťovou vodu na vodu pitnou mimořádně cenná. Tato inovace může sloužit jako příklad pro další regiony a obce, které hledají udržitelné řešení svých vodních potřeb.





Spolufinancováno
Evropskou unií



Poradenství a propojení s dodavateli



Zpracoval:

Ing. Miroslav Strnad, MBA

Březen 2026

Obsah

1	Úvod	261
2	Poslání a cíle poradenství	261
2.1	Poslání	261
2.2	Strategické cíle	262
2.3	Přínos pro český průmysl	262
3	Nabízené služby poradenství	263
3.1	Konzultace a analýza potřeb podniku	263
3.2	Doporučení vhodných technologií a digitálních řešení	263
3.3	Plánování a implementace	263
3.4	Dlouhodobá spolupráce a monitoring výsledků	263
3.5	Networking a vzdělávání	263
4	Role členských subjektů jako poradců	265
4.1	Odborné know-how členů	265
4.2	Praktické zkušenosti z průmyslu	265
4.3	Individuální přístup k podnikům	265
4.4	Propojovací role	265
4.5	Přínos pro CZEMP i podniky	265
5	Propojování s dodavateli technologií	266
5.1	Mechanismy propojení	267
5.2	Výhody pro podniky	267
5.3	Specializace na membránové procesy	267
5.4	Přidaná hodnota pro český průmysl	267
6	Přínosy pro podniky	269
6.1	Přístup k nejnovějším technologiím	269
6.2	Spolupráce s odborníky	269
6.3	Snížení rizik při zavádění inovací	269
6.4	Posílení konkurenceschopnosti	269
6.5	Podpora udržitelnosti a legislativní shody	269
6.6	Dlouhodobý rozvoj a stabilita	269
6.7	Případové studie	270
6.7.1	Modelový případ: Firma ABCD s.r.o.	270
6.7.2	Modelový případ: XYZ a.s.	271
6.7.3	Shrnutí	272
7	Příklady z praxe	273
7.1	Podnik A	273
7.2	Podnik B	273
7.3	Obecné závěry z praxe (souhrn)	273
8	Budoucí směřování poradenství CZEMP	274
9	Závěr	274

1 Úvod

Česká membránová platforma, z.s. **CZEMP** (Czech Membrane Platform) vznikla v roce 2008 s cílem podporovat rozvoj a širší uplatnění membránových procesů v České republice. Tyto procesy představují moderní a vysoce efektivní technologie, které nacházejí uplatnění v celé řadě průmyslových odvětví – od úpravy a recyklace vody, přes potravinářství a farmacii, až po chemický průmysl a energetiku.

V českém kontextu mají membránové technologie mimořádný význam. Česká republika je tradičně silná v oborech, kde je efektivní nakládání se zdroji klíčové – například v chemickém a potravinářském průmyslu, ve vodohospodářství nebo v energetice. Rostoucí tlak na **udržitelnost, cirkulární ekonomiku a snižování environmentální zátěže** zároveň vytváří prostor pro širší využití membránových procesů. Tyto technologie umožňují nejen úsporu vody a energie, ale také zvyšují kvalitu výroby a snižují provozní náklady.

Podniky v ČR však často čelí složitému rozhodování, tj. jakou technologii zvolit, jak ji efektivně implementovat a s kým spolupracovat, aby investice přinesla očekávaný výsledek. V této situaci hraje CZEMP roli **nezávislého průvodce a partnera**. Díky propojení akademické sféry, výzkumných institucí a průmyslových podniků, které tvoří členskou základnu CZEMP, dokáže nabídnout nejen teoretické poznatky, ale i praktické zkušenosti a kontakty.

CZEMP tak pomáhá firmám překlenout propast mezi výzkumem a komerční aplikací, a zároveň podporuje vznik nových partnerství, která urychlují zavádění inovací do praxe. Poradenství a propojení s dodavateli proto nejsou jen doplňkovou aktivitou, ale **strategickým pilířem činnosti CZEMP**. Právě díky této činnosti mohou české podniky získat přístup k nejmodernějším technologiím, odborným znalostem i spolehlivým partnerům, což jim umožňuje růst a obstát v mezinárodní konkurenci.

2 Poslání a cíle poradenství

Poradenství poskytované CZEMP má jasně vymezené poslání: usnadnit podnikům cestu k inovacím a zajistit, aby zavádění nových technologií a digitálních řešení probíhalo efektivně, bezpečně a s maximálním užitekem.

2.1 Poslání

- **Podpora inovací** – pomoc podnikům identifikovat a zavádět moderní technologie, které zvyšují jejich konkurenceschopnost.
- **Most mezi teorií a praxí** – propojení výsledků výzkumu a vývoje s konkrétními potřebami průmyslu.
- **Nezávislé poradenství** – nabídka objektivního pohledu a doporučení, která nejsou vázána na komerční zájmy jednotlivých dodavatelů.
- **Budování ekosystému** – posílení spolupráce mezi podniky, výzkumnými institucemi a dodavateli technologií.

2.2 Strategické cíle

- **Zvýšit konkurenceschopnost českých podniků** – prostřednictvím zavádění moderních membránových a digitálních řešení, která snižují náklady, zvyšují kvalitu a podporují udržitelnost.
- **Podpořit digitalizaci a automatizaci průmyslu** – pomoci podnikům adaptovat se na trendy Průmyslu 4.0 a využívat digitální nástroje k optimalizaci procesů.
- **Minimalizovat rizika při zavádění nových technologií** – díky odbornému vedení a propojení s ověřenými dodavateli snížit pravděpodobnost neúspěšných investic.
- **Podporovat udržitelnost a cirkulární ekonomiku** – doporučovat řešení, která přispívají k efektivnímu využívání zdrojů, snižování environmentální zátěže a plnění legislativních požadavků.
- **Rozvíjet znalostní základnu podniků** – předávat know-how a zkušenosti, které umožní firmám lépe se orientovat v technologických trendech a samostatně plánovat další rozvoj.

2.3 Přínos pro český průmysl

Díky výše uvedeným cílům se poradenství CZEMP stává strategickým nástrojem pro modernizaci českého průmyslu. Podniky získávají nejen přístup k nejnovějším technologiím, ale také k odborným znalostem a partnerům, kteří jim pomohou tyto technologie úspěšně implementovat. To posiluje jejich pozici na domácím i zahraničním trhu a přispívá k dlouhodobé udržitelnosti celého odvětví.



3 Nabízené služby poradenství

Poradenství poskytované technologickou platformou CZEMP je navrženo tak, aby pokrývalo celý proces zavádění nových technologií a digitálních řešení – od prvotní analýzy až po dlouhodobou podporu. Díky tomu podniky získávají komplexní servis, který jim umožňuje snížit rizika a maximalizovat přínosy inovací.

3.1 Konzultace a analýza potřeb podniku

- **Mapování současného stavu** – zhodnocení technologické úrovně, výrobních procesů a digitální připravenosti.
- **Identifikace slabých míst a příležitostí** – rozbor, které jsou směřovány na zvýšení efektivity, snížení nákladů, resp. zlepšení kvality.
- **Diskuse s vedením i technickými týmy** – doporučení by měla odpovídat reálným potřebám a možnostem.

3.2 Doporučení vhodných technologií a digitálních řešení

- **Výběr technologií na míru** – doporučení konkrétních membránových procesů či digitálních nástrojů podle oboru a velikosti podniku.
- **Srovnání alternativ** – posouzení výhod, nevýhod a návratnosti investice.
- **Inspirace z praxe** – příklady úspěšných implementací daných technologií v ČR i zahraničí.

3.3 Plánování a implementace

- **Podpora při přípravě projektů** – tvorba harmonogramů, rozpočtů a milníků.
- **Koordinace s dodavateli** – zajištění hladké komunikace mezi podnikem a technologickými partnery.
- **Pilotní testování** – ověření funkčnosti řešení v menším měřítku před vlastní realizací technologie.

3.4 Dlouhodobá spolupráce a monitoring výsledků

- **Sledování efektivity** – vyhodnocování dosažených úspor, zvýšení výkonu či kvality.
- **Doporučení pro další rozvoj** – návrhy na optimalizace a rozšíření technologií.
- **Aktualizace podle trendů** – informování o novinkách v oboru a možnostech jejich využití.

3.5 Networking a vzdělávání

- **Workshopy a semináře** – sdílení know-how mezi členy platformy a podniky.
- **„Matchmaking“ akce** – cílené propojování firem s dodavateli a výzkumnými institucemi.
- **Vzdělávací materiály** – příručky, doporučené postupy a metodiky.

Tabulka 1 - Služby poradenství CZEMP a jejich přínosy

Služba	Co zahrnuje	Přínos pro podnik
Konzultace a analýza potřeb	Mapování současného stavu, identifikace slabých míst a příležitostí	Jasný přehled o možnostech zlepšení a prioritách investic
Doporučení technologií a digitálních řešení	Výběr vhodných membránových procesů a digitálních nástrojů, srovnání alternativ	Vyšší jistota při rozhodování, snížení rizika špatné investice
Plánování a implementace	Tvorba projektových plánů, koordinace s dodavateli, pilotní testování	Hladký průběh zavádění, úspora času a zdrojů
Dlouhodobá spolupráce a monitoring	Vyhodnocování výsledků, doporučení pro optimalizace, sledování trendů	Trvalé zlepšování procesů a udržení technologického náskoku
Networking a vzdělávání	Workshopy, „matchmaking“ akce, sdílení know-how	Přístup k odborným kontaktům, inspirace a nové obchodní příležitosti

Služby poradenství CZEMP a jejich přínosy



Konzultace a analýza potřeb
Mapování současného stavu, identifikace slabých míst a příležitostí

Jasný přehled o možnostech zlepšení a prioritách investic



Doporučení technologií a digitálních řešení
Výběr vhodných membránových procesů a digitálních nástrojů, srovnání alternativ

Vyšší jistota při rozhodování, snížení rizika špatné investice



Plánování a implementace
Tvorba projektových plánů, koordinace s dodavateli, pilotní testování

Hladký průběh zavádění úspor, času a zdrojů



Dlouhodobá spolupráce a monitoring
Vyhodnocování výsledků, doporučení pro optimalizace, sledování trendů

Trvalé zlepšování procesů a udržení technologického náskoku

4 Role členských subjektů jako poradců

Poradenství poskytované CZEMP je založeno na **aktivní účasti členských subjektů**, které do platformy přinášejí své odborné znalosti, praktické zkušenosti i kontakty z průmyslové praxe. Díky tomu je možné nabídnout podnikům služby, které jsou nejen teoreticky podložené, ale především **prakticky využitelné**.

4.1 Odborné know-how členů

- Členové platformy zahrnují **výzkumné organizace, univerzity, technologické firmy i průmyslové podniky**.
- Každý z členů přispívá svými **specializovanými znalostmi** – od vývoje nových membránových materiálů, přes návrh technologických celků, až po digitální nástroje pro monitoring a řízení procesů.
- Díky uvedené rozmanitosti zaměření jednotlivých členů je možné nabídnout poradenství pokrývající celý inovační cyklus – od výzkumu až po komerční aplikaci.

4.2 Praktické zkušenosti z průmyslu

- Členové platformy mají **reálné zkušenosti s implementací technologií** v českých i zahraničních podnicích.
- Jednotliví členové platformy proto mohou sdílet **osvědčené postupy („best practices“)** a upozornit na možná úskalí, která se v praxi objevují.
- Podniky mohou získat doporučení, která jsou **ověřena praxí**, nikoli pouze teoretickými modely.

4.3 Individuální přístup k podnikům

- Poradci z řad členů CZEM jsou schopni přizpůsobit doporučení **velikosti, oboru i konkrétním potřebám podniku**.
- Malým a středním podnikům pomáhají s prvními kroky k digitalizaci a inovacím, zatímco velkým firmám nabízejí **strategické konzultace** a podporu při rozsáhlých projektech.
- Uvedený přístup zajišťuje, že poradenství není univerzální, ale **cílené a efektivní**.

4.4 Propojovací role

- Členové platformy fungují také jako **prostředníci mezi podniky a dodavateli technologií**.
- Díky svým kontaktům jsou schopni doporučit **spolehlivé partnery** a usnadnit navázání spolupráce, což vede ke zkrácení času potřebného k nalezení vhodného dodavatele a snižuje tak riziko neúspěšné investice.

4.5 Přínos pro CZEMP i podniky

- Aktivní zapojení členů posiluje **důvěryhodnost platformy** – podniky vědí, že za poradenskými službami stojí konkrétní odborníci.
- Zároveň je vytvořen **obousměrný tok znalostí**: podniky získávají know-how, zatímco členové platformy získávají zpětnou vazbu z praxe, která inspiruje další výzkum a vývoj.

Členové CZEMP jako poradci: zapojení odborníků napříč výzkumem a praxí



Výzkumník

vývoj a
testování
membránových
materiálů



Technolog

návrh a
integrace
technologických
celků



Průmyslový partner

praktické
zkušenosti s
implementací
v průmyslu



Digitální specialista

digitální nástroje
pro monitoring
a řízení



5 Propojování s dodavateli technologií

Jedním z hlavních přínosů CZEMP je schopnost **aktivně propojovat podniky s dodavateli technologií a digitálních řešení**, kteří se specializují na membránové procesy. Tato činnost má zásadní význam, protože podniky často nemají dostatek informací ani kontaktů, aby si samy vybraly nejvhodnějšího partnera. CZEMP zde funguje jako **nezávislý prostředník**, který šetří čas, snižuje rizika a zajišťuje, že spolupráce probíhá s ověřenými a spolehlivými partnery.

5.1 Mechanismy propojení

- **Databáze dodavatelů** – CZEMP udržuje přehled o firmách a institucích, které nabízejí technologie a služby v oblasti membránových procesů.
- **Networkingové akce** – odborné semináře, workshopy a konference, kde se podniky mohou setkat přímo s dodavateli.
- **„Matchmaking“** – cílené zprostředkování kontaktů mezi podniky a dodavateli na základě konkrétních potřeb.
- **Individuální doporučení** – poradci z řad členů platformy mohou doporučit konkrétního dodavatele na základě zkušeností a referencí.

5.2 Výhody pro podniky

- **Rychlý přístup k ověřeným partnerům** – podnik nemusí složitě hledat a prověřovat dodavatele.
- **Snížení rizika neúspěšné investice** – spolupráce s dodavateli, kteří mají prokazatelné zkušenosti v oboru.
- **Zkrácení inovačního cyklu** – rychlejší zavádění nových technologií díky přímému propojení.
- **Možnost dlouhodobé spolupráce** – vytvoření stabilních partnerství, která podporují kontinuální inovace.

5.3 Specializace na membránové procesy

- CZEMP se zaměřuje na dodavatele, kteří mají **hluboké odborné znalosti v oblasti membránových technologií**.
- Podniky získávají nejen technologii, ale i **odbornou podporu při jejím zavádění a provozu**.
- Dodavatelé v síti CZEMP často spolupracují i s výzkumnými institucemi, což umožňuje přístup k nejnovějším inovacím.

5.4 Přidaná hodnota pro český průmysl

- Propojování podniků s dodavateli posiluje **ekosystém inovací v ČR**.
- Podniky se stávají součástí širší komunity, kde se sdílí zkušenosti a know-how.
- Výše uvedené přispívá k **rychlejšímu rozvoji celého odvětví membránových procesů** a k posílení konkurenceschopnosti českého průmyslu na mezinárodní úrovni.

Podnik hledá
membránovou
technologii

CZEMP navrhuje
řešení a propojuje
odborníky

Dodavatel technologií
poskytuje a zavádí
novou technologii



POTŘEBA

Podnik hledá
membránovou
technologii

PORADENSTVÍ

CZEMP navrhuje
řešení a propojuje
odborníky

IMPLEMENTACE

Podnik novou technologii
využívá ke zlepšení
výkonu



6 Přínosy pro podniky

Spolupráce s technologickou platformou CZEMP přináší podnikům **měřitelné i neměřitelné výhody**, které se promítají do jejich konkurenceschopnosti, efektivity i dlouhodobé stability.

6.1 Přístup k nejnovějším technologiím

- Podniky získávají **rychlý přístup k inovacím**, které by jinak byly obtížně dostupné.
- CZEMP propojuje firmy s dodavateli, kteří se specializují na membránové procesy a digitální řešení, a tím zajišťuje **technologický náskok**.

6.2 Spolupráce s odborníky

- Díky zapojení členů platformy mají podniky možnost konzultovat své potřeby s **odborníky z akademické i průmyslové sféry**.
- Uvedeným je zvyšována jistota, že doporučená řešení jsou **ověřená praxí a realistická**.

6.3 Snížení rizik při zavádění inovací

- Poradenství a propojení s ověřenými dodavateli minimalizuje riziko **neúspěšných investic**.
- Podniky se vyhnou „slepým uličkám“ a mohou se spolehnout na **nezávislá doporučení**.

6.4 Posílení konkurenceschopnosti

- Zavedení moderních technologií vede k **vyšší efektivitě výroby, nižším nákladům a lepší kvalitě produktů**.
- Posílení pozice firem na domácím i zahraničním trhu.

6.5 Podpora udržitelnosti a legislativní shody

- Membránové procesy přispívají k **úsporám vody, energie a surovin**, což je v souladu s principy cirkulární ekonomiky.
- Podniky snáze plní **národní i evropské environmentální požadavky**.

6.6 Dlouhodobý rozvoj a stabilita

- Spolupráce s CZEMP není jednorázová – podniky získávají **dlouhodobého partnera**, který sleduje trendy a doporučuje další kroky.
- Firmy získávají schopnost **udržet si technologický náskok** i v budoucnu.

6.7 Případové studie

6.7.1 Modelový případ: Firma ABCD s.r.o.

6.7.1.1 Situace před spoluprací s CZEMP

Obor: menší česká firma působící v oblasti úpravy průmyslových odpadních vod.

Výzva/potřeba: rostoucí tlak na snížení spotřeby vody a splnění přísnějších environmentálních norem EU.

Problém: firma věděla, že existují membránové technologie, ale neměla kapacitu ani know-how k výběru vhodného řešení a obávala se vysokého rizika špatné investice.

6.7.1.2 Spolupráce s CZEMP

1. **Analýza potřeb** – poradci z řad členů CZEMP provedli audit současného stavu a identifikovali klíčové slabiny.
2. **Doporučení řešení** – CZEMP navrhlo využití kombinace *ultrafiltrace a digitálního monitoringu kvality vody*.
3. **Propojení s dodavatelem** – CZEMP zprostředkovala kontakt s ověřeným dodavatelem membránových modulů a digitálního řídicího systému.
4. **Implementace** – dodavatel technologii nainstaloval, CZEMP poskytovala konzultace při pilotním testování a optimalizaci.

6.7.1.3 Výsledky po spolupráci

1. **40% snížení spotřeby vody** díky recyklaci procesní vody.
2. **30% úspora provozních nákladů** na čištění odpadních vod.
3. **Plná shoda s evropskými environmentálními normami**, což firmě umožnilo získat nové zakázky od zahraničních partnerů.
4. **Zvýšení konkurenceschopnosti** – firma se stala jedním z prvních poskytovatelů v regionu, který nabízí udržitelné řešení s digitálním monitoringem.

Výše uvedený modelový příklad ukazuje, že CZEMP není jen poradní orgán, ale **praktický partner**, který firmám pomáhá od prvotní analýzy až po měřitelné výsledky.

6.7.2 Modelový případ: XYZ a.s.

6.7.2.1 Situace před spoluprací s CZEMP

1. **Obor:** velký český chemický podnik s výrobami zahrnujícími klasické postupy separace složek, tj. především hrubou filtraci.
2. **Výzva/potřeba:** nízká selektivita stávajících filtračních procesů, vysoká spotřeba energie, stále přísnější předpisy EU pro používání chemikálií.
3. **Problém:** firma věděla, že potřebuje modernizovat celou výrobu, ale chyběla jí kapacita a know-how k výběru vhodné technologie a obávala se vysokých investičních rizik.

6.7.2.2 Spolupráce s CZEMP

1. **Analýza potřeb** – členové CZEMP provedli technologický audit provozu a identifikovali klíčové slabiny.
2. **Doporučená řešení** – navrženo zavedení osmotické separace (OP) s rekuperací energie pro čištění rozpouštědel.
3. **Propojení s dodavatelem** – CZEMP zprostředkovala kontakt s ověřeným dodavatelem OP modulů a energeticky úsporných mechanismů.
4. **Implementace a optimalizace** – dodavatel technologii nainstaloval, poradci z CZEMP asistovali při testování a optimalizaci.

6.7.2.3 Výsledky po spolupráci

1. **70% snížení spotřeby energie** díky rekuperaci tepla.
2. **Úspora 1 200 tun rozpouštědel ročně** – výrazné snížení provozních nákladů.
3. **Plná shoda s legislativními požadavky EU** – firma nahradila procesy založené na nebezpečných chemikáliích.
4. **Silnější tržní postavení** – díky nižším nákladům a ekologičtějším produktům se podnik stal atraktivnějším partnerem pro zahraniční zákazníky.

Výše uvedený modelový případ ukazuje, že **přínosy CZEMP nejsou omezené jen na malé a střední podniky, ale mají zásadní dopad i na velké průmyslové hráče**, kteří díky platformě dokážou modernizovat své procesy, snížit náklady a posílit svou pozici na trhu.

Tabulka 2 – Srovnání modelových případů: malý a střední podnik vers. velký podnik

Kategorie	Firma ABCD s.r.o.	Firma XYZ a.s.
Velikost podniku	Malý a střední podnik	Velký podnik
Obor	Úprava průmyslových odpadních vod	Chemický průmysl – filtrace a separace komponent
Výzva / potřeba	Snížit spotřebu vody a splnit přísnější enviromentální normy	Zvýšit účinnost filtrace, snížit spotřebu energie, splnit přísnější chemické předpisy EU
Problém	Nedostatek know-how při výběru technologie, obava z investičního rizika	Nízká selektivita procesů, vysoká spotřeba energie, obava z investičního rizika
Řešení doporučené CZEMP	Kombinace ultrafiltrace a digitálního monitoringu kvality vody	Osmotická separace s rekuperací energie pro čištění rozpouštědel
Propojení s dodavatelem	Ověřený dodavatel membránových modulů a monitorovacího systému	Ověřený dodavatel OP modulů a energeticky úsporných mechanismů
Výsledky	<ul style="list-style-type: none"> * 40 % snížení spotřeby vody * 30 % úspora provozních nákladů * Plná shoda s EU normami * Nové zakázky od zahraničních partnerů 	<ul style="list-style-type: none"> * 70 % snížení spotřeby energie * Úspora 1 200 tun rozpouštědel ročně * Splnění legislativních požadavků * Silnější tržní postavení díky nižším nákladům a ekologičtějším produktům

Z tabulky 2 je zřejmé, že CZEMP má řešení pro malé i velké podniky – u menších firem pomáhá s prvními kroky k inovacím a digitalizaci, zatímco u velkých podniků podporuje rozsáhlé modernizační projekty s výraznými úsporami a strategickým dopadem.

6.7.3 Shrnutí

Modelové příklady ukazují, že poradenská činnost a propojování s dodavateli v rámci CZEMP přinášejí hodnotu jak **menším firmám**, které potřebují bezpečně a efektivně udělat první kroky k inovacím, tak **velkým průmyslovým podnikům**, které řeší rozsáhlé modernizační projekty s vysokými nároky na efektivitu a legislativní shodu. V obou případech CZEMP funguje jako **nezávislý partner**, který propojuje podniky s ověřenými dodavateli, snižuje rizika a urychluje zavádění nových technologií. Díky tomu se české firmy stávají konkurenceschopnějšími, udržitelnějšími a lépe připravenými na budoucí výzvy.

7 Příklady z praxe

7.1 Podnik A

- **Výchozí situace**
- **Požadovaná změna**
- **Návrh řešení**
- **Výsledek** (např)
 - 40 % snížení spotřeby vody,
 - 30 % úspora provozních nákladů,
 - plná shoda s EU normami,
 - získání nových zakázek od zahraničních partnerů.
- **Závěr**

7.2 Podnik B

- **Výchozí situace**
- **Požadovaná změna**
- **Návrh řešení**
- **Výsledek** (např)
 - 70 % snížení spotřeby energie,
 - úspora 1 200 tun rozpouštědel ročně,
 - splnění legislativních požadavků EU,
 - posílení tržní pozice díky nižším nákladům a ekologičtějším produktům.
- **Závěr**

7.3 Obecné závěry z praxe (souhrn)

Provedeme nakonec, až budou příklady z praxe kompletní

- **Flexibilita**
- **Měřitelné výsledky**
- **Strategický dopad**
- **Udržitelnost**

8 Budoucí směřování poradenství CZEMP

Poradenství CZEMP nebude setrvávat pouze u současných služeb, ale bude se dále rozvíjet v souladu s potřebami českého průmyslu a evropskými trendy:

- **Rozšíření digitálních nástrojů** – větší důraz na využití umělé inteligence, prediktivních analýz a chytrých senzorů pro monitoring procesů.
- **Podpora zelené transformace** – poradenství zaměřené na dekarbonizaci, energetickou efektivitu a cirkulární ekonomiku.
- **Mezinárodní spolupráce** – propojování českých podniků s evropskými a světovými partnery, sdílení know-how a přístup k zahraničním projektům.
- **Vzdělávání a rozvoj kompetencí** – systematické posilování znalostí podniků prostřednictvím školení, workshopů a metodických materiálů.
- **Strategické partnerství s veřejnou správou** – aktivní účast na tvorbě politik a dotačních programů, které podporují inovace a udržitelnost.

Jednoznačným cílem CZEMP je **stát se dlouhodobým partnerem českého průmyslu při modernizaci a adaptaci na nové výzvy.**

9 Závěr

Poradenství CZEMP představuje **strategický nástroj modernizace českého průmyslu**. Díky propojení odborníků z výzkumu, průmyslu a technologických firem dokáže platforma nabídnout podnikům:

- **praktická a ověřená řešení,**
- **měřitelné výsledky v úsporách a efektivitě,**
- **snížení rizik při zavádění inovací,**
- **posílení konkurenceschopnosti na domácím i zahraničním trhu.**

Modelové příklady ukazují, že přínosy jsou univerzální jak pro malé firmy, které hledají první kroky k inovacím, tak pro velké podniky, které potřebují zásadní modernizaci. CZEMP tak naplňuje své poslání: **usnadnit cestu k inovacím a zajistit, aby zavádění nových technologií probíhalo efektivně, bezpečně a s maximálním užitekem pro český průmysl i společnost jako celku.**

ISBN 978-80-909640-3-7



9 788090 964037