

高脱硼海水淡化聚酰胺复合反渗透膜的研究进展

杨兴胜*, 宋颖, 康燕, 吴宗策, 金焱

(沃顿科技股份有限公司, 贵阳 550014)

摘要: 随着全球淡水危机日益严峻,反渗透膜法海水淡化技术已成为获取淡水资源的关键途径,但其核心聚酰胺复合反渗透膜对海水中的中性硼酸分子脱除率偏低,难以满足饮用水与灌溉用水标准。本文概述了聚酰胺复合反渗透膜脱硼率偏低的关键物理或化学限制因素;系统综述了提升聚酰胺复合反渗透膜脱硼率的五类主要策略,包括界面聚合工艺优化、引入新型功能单体、二次界面聚合、引入功能填料以及表面后处理改性等;分析了各种策略的机理、性能改善效果与局限性;最后,总结了当前高脱硼聚酰胺复合反渗透膜制备策略的不足之处,展望了未来制备高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的可能路径。以为高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的研发提供参考。

关键词: 海水淡化; 反渗透膜; 聚酰胺; 脱硼

中图分类号: P747; TQ031.2; TQ316 **文献标志码:** A

文章编号: 1007-8924(2026)03-0218-15

doi: 10.16159/j.cnki.issn1007-8924.2026.03.021

淡水是维系生命与社会发展的基本资源,由于淡水资源不足且分布极不均衡,全球正面临着严峻的淡水危机^[1-2]。在此背景下,海水淡化成为应对淡水危机的重要战略途径。其中,反渗透膜法海水淡化技术凭借能耗相对较低、模块化设计、环境友好等优势,在过去数十年间产能不断扩增,目前已占据全球海水淡化市场的主导地位^[3-5]。然而,聚酰胺复合反渗透膜作为反渗透膜法海水淡化技术的核心,正面临着对海水中硼脱除不足的瓶颈。

过量硼摄入对人体健康(如生殖毒性)和农业生产(如作物减产)均造成严重威胁^[5-6],世界卫生组织及多国标准对饮用水和灌溉用水的硼含量设定了严格限值,其中我国《生活饮用水卫生标准》规定硼质量浓度不得超过 1.0 mg/L^[7],多数敏感作物要求灌溉水硼质量浓度低于 0.5 mg/L^[8]。海水中的硼质

量浓度通常为 4~6 mg/L,主要以中性分子硼酸(H_3BO_3)形态存在^[9]。传统聚酰胺复合反渗透膜产品的脱硼率通常为 80%~85%^[10],应用于单级反渗透海水淡化系统时产水的硼含量难以满足饮用水与灌溉用水要求,需要通过调节进水 pH、增设二级反渗透单元或与其他工艺(如离子交换)耦合来实现深度脱硼,导致系统复杂性、能耗和总体成本增加(据估计可升高 10%~20%)^[11]。因此,开发具有高本征脱硼率的聚酰胺复合反渗透膜,对于简化工艺、降低海水淡化成本并推动其更广泛应用具有重要意义。

本文旨在系统剖析聚酰胺复合反渗透膜的脱硼机理,全面梳理近年来提升其脱硼率的主要策略,分析各类方法的优势与局限,并对该领域的未来研究方向进行展望,以为高脱硼反渗透膜的研发提供参考。

收稿日期: 2025-12-11; 修改稿收到日期: 2026-03-09

第一作者简介: 杨兴胜(1987-),男,贵州凯里人,高级工程师,硕士,主要研究方向为反渗透膜开发与性能研究。* 通讯作者, E-mail: yangxingsheng@vonton.com

引用本文: 杨兴胜,宋颖,康燕,等.高脱硼海水淡化聚酰胺复合反渗透膜的研究进展[J].膜科学与技术,2026,46(3):218-232.

Citation: Yang X S, Song Y, Kang Y, et al. Research advances in polyamide composite membranes with high boron removal for seawater desalination[J]. Membrane Science and Technology(Chinese), 2026, 46(3): 218-232.

1 海水淡化反渗透膜的脱硼机理

反渗透膜对溶质的截留是尺寸筛分与静电排斥等物理化学机制协同作用的结果^[12-13],海水淡化聚酰胺复合反渗透膜面临的脱硼瓶颈,正是这两种基本机制针对硼酸截留的失效与不足。本章将从硼形态的 pH 依赖性出发,系统解析其在聚酰胺复合反渗透膜中的传输行为,为后续理解各类脱硼提升策略奠定理论基础。

1.1 硼形态对 pH 的依赖性

硼在海水中的存在形态高度依赖于 pH,并直接影响聚酰胺复合反渗透膜的脱除效果。硼酸及其共轭碱硼酸根离子 $[B(OH)_4^-]$ 存在如下动态平衡^[14]:



在典型海水 pH 范围内(7.5~9)及大多数一级反渗透的操作条件下(pH 为 6~8),硼酸占主导形态(占比>90%)^[15-16],其电中性、小分子量的特性是聚酰胺复合反渗透膜脱硼面临的根本挑战。调节 pH 至 9.14 以上时,带负电的 $B(OH)_4^-$ 成为主要存在形态,聚酰胺复合反渗透膜硼分离机制发生根本转变。

1.2 尺寸筛分与静电排斥机制在脱硼过程中的作用与局限

聚酰胺选择分离层中包含由链间堆积形成的“聚集孔”(半径约 4~6 Å, 1 Å=10⁻¹⁰ m)和链内网状孔(半径约 1~3 Å)^[17-18],“聚集孔”尺寸大于中性硼酸分子的动力学直径(约 2.75 Å)与斯托克斯半径(约 1.55 Å)^[19]。因此,硼酸分子在聚酰胺选择分离层内所受的空间位阻效应很弱,易穿过其网络结构。

静电排斥(道南效应)源于膜表面固定电荷与溶液中带电溶质之间的库仑力^[20]。传统聚酰胺复合膜表面由于富含羧基而带负电^[21],在典型海水 pH (7.5~9)条件下对中性硼酸分子基本无静电排斥效应,仅在调高进水 pH 至 9.14 以上时对 $B(OH)_4^-$ 产生极强的排斥作用,从而大幅提升脱硼率,但易导致聚酰胺复合反渗透膜结垢风险与运行成本升高^[4]。

1.3 基于传质模型的脱硼机理分析

研究者在上述微观分离机制的基础上,建立了可以定量解释反渗透膜传质的数学模型。

1.3.1 溶解-扩散模型

该模型将溶质传输分为吸附、扩散与脱附三个

步骤,利用不同溶质在各步骤中速率差异实现分离^[13]。其中溶质通量(J_s)计算公式见式(1):

$$J = B\Delta C = (D_s K_s / l) \Delta C \quad (1)$$

式中: J_s 为溶质通量,kg/(m²·s); B 为溶质渗透系数,m/s; ΔC 为膜两侧溶质浓度差,kg/m³; D_s 为溶质在膜内的扩散系数,m²/s; K_s 为溶质在膜/水两相间的分配系数,无量纲; l 为膜厚,m。

极性硼酸分子与聚酰胺选择分离层间存在氢键等相互作用,因而硼酸在聚酰胺反渗透膜内的溶解度较高(即 K_s 较大)。同时由于尺寸筛分效应较弱,硼酸在聚酰胺选择分离层内的扩散阻力较小(即 D_s 较大)。根据式(1),两者共同导致聚酰胺复合反渗透膜的脱硼率较低。

1.3.2 孔流模型

该模型将传输视为压力驱动下的对流与扩散耦合过程,溶质通量受溶质与膜孔尺寸比(λ)影响(负相关), λ 表示为式(2):

$$\lambda = r_s / r_p \quad (2)$$

式中: r_s 为溶质分子尺寸,nm; r_p 为膜有效孔尺寸,nm。

根据 1.2 小节所述,硼酸分子尺寸与聚酰胺选择分离层孔径的尺寸比较小,导致硼酸分子截留较差。同时,由于水与硼酸之间存在氢键作用,在高压驱动下,高速流动的水分子对硼酸产生对流拖曳力,进一步促进其透过反渗透膜^[19]。水分子与硼酸分子的传输行为很相似,因此增强硼酸传输阻力的同时也会增加水分子传输阻力,即聚酰胺复合反渗透膜的水通量与脱硼之间存在“Trade-off”效应。

综上所述,传统聚酰胺复合反渗透膜在中性 pH 条件下脱硼率偏低的根本原因在于其对硼酸分子既缺乏有效的静电排斥作用,又无法提供足够的尺寸筛分效应。同时,聚酰胺膜材料表面化学性质对硼酸具有较高亲和作用,且在压力驱动下存在不利的对流拖曳效应。以上脱硼机理分析为高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的设计指明了方向。

2 高脱硼海水淡化聚酰胺复合反渗透膜制备方法

基于上述机理分析,研究者设计高脱硼聚酰胺复合反渗透膜主要从以下几个方向着手:1)强化尺寸筛分:通过提高交联度、引入“分子塞”、构建更致密的纳米复合结构或通过引入纳米多孔填料来构建具有亚纳米级精确孔道的选择分离层,减小聚酰胺

选择分离层孔径尺寸,增强对硼酸的空间位阻(降低 D_s 或增大 λ)。2)降低聚酰胺选择分离层对硼酸亲和力:通过氟化、疏水化改性等方式降低膜表面的极性与亲水性,以降低硼酸在聚酰胺选择分离层中的分配(降低 K_s)。3)引入特异性作用:通过接枝或共聚引入磺酸、顺式二醇等官能团,与硼酸形成络合或强氢键作用,增加其跨膜阻力。

2.1 优化界面聚合工艺

聚酰胺复合反渗透膜界面聚合过程通常包括:MPD向油相的扩散阶段;MPD与TMC在油相接接触并快速反应;初生膜形成导致反应自抑制,MPD扩散速率减慢,界面聚合反应逐渐终止^[6,22]。界面聚合反应发生在两相界面纳米尺度空间内,反应极为迅速,通常在数秒内即可形成完整的聚酰胺膜,因此对反应条件(如反应温度、反应区湿度、反应单体浓度、反应时间、水相溶液pH及油相溶剂等)的精准控制是保证聚酰胺选择分离层结构完整与性能优异的关键^[23-25]。界面聚合的决速步是MPD在界面

处的扩散速率^[26],提高MPD扩散速率有助于形成更完整的纳米结构与更高的交联度,从而提升聚酰胺复合反渗透膜的脱硼率。

相较于其他复杂改性方法,优化界面聚合反应条件可直接改善聚酰胺选择分离层的本征性能,且制备工艺更稳定,膜性能更持久可靠。Ali等^[27]通过调控TMC浓度、反应时间与反应温度发现,延长反应时间与提升反应温度可增加聚酰胺选择分离层厚度,其中延长反应时间还能减少结构缺陷[图1(a)]。当反应温度升至100℃时,聚酰胺交联度由0.79增至0.93。在MPD质量浓度为2%、TMC质量浓度为0.1%、反应时间300s、反应温度100℃的条件下,所制备RO膜的脱硼率最优(命名为KRO-1)[图1(b)],甚至高于东丽UTC-80LB和UTC-80B、科氏XR以及Sepro RO4(测试条件:2000 mg/L NaCl、5 mg/L H_3BO_3 、1.55 MPa,以下如无特别说明,测试条件均为模拟海水条件,压力5.5 MPa)。

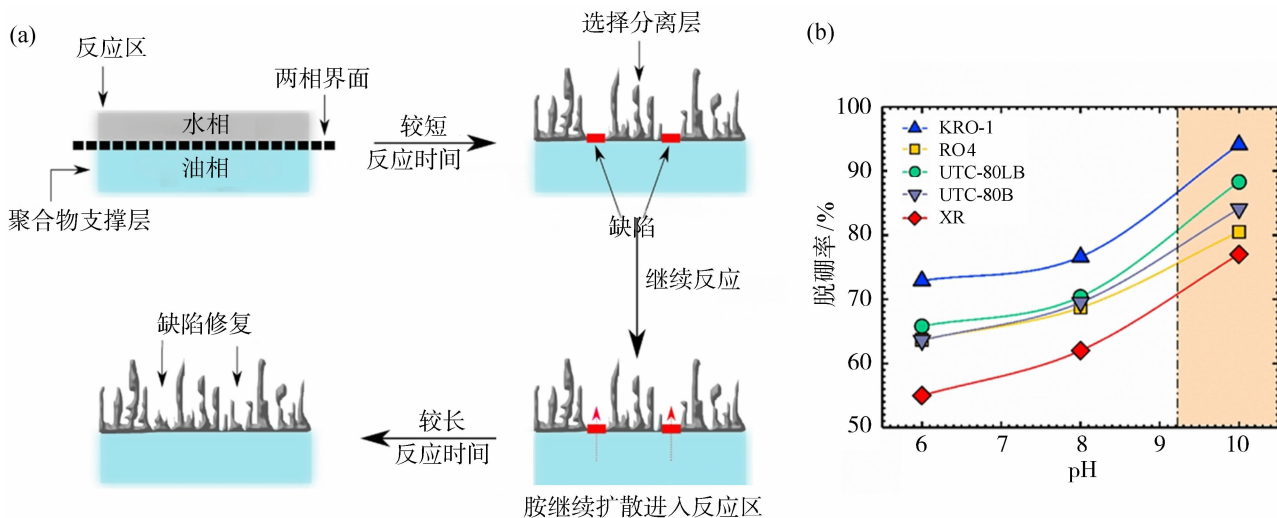


图1 反应时间对选择分离层的影响(a);实验膜与商业膜脱硼率对比(b)^[27]

Fig. 1 Influence of reaction time on PA layer (a); comparison of the boron removal of the experimental membrane with those of the commercial membrane (b)^[27]

Zhou等^[28]通过提高反应温度制备了更高交联度的聚酰胺复合反渗透膜,显著提升了其脱硼率和脱盐率。研究表明,随着反应温度升高(0~100℃),膜的水通量与脱硼率和脱盐率均升高。这主要是由于升高反应温度使聚酰胺选择分离层中产生更多纳米气泡,增加了聚酰胺选择分离层的孔隙率,并优化了水传输通道;同时聚酰胺表面的叶片尺寸增大(图2)、表面粗糙度升高,增加了有效透水面

积。作者进一步采用热水后处理提高交联度,发现脱硼率进一步提升至约91%,但通量有所下降(测试条件:5 mg/L H_3BO_3 、1.55 MPa)。

除反应温度等界面聚合条件外,调控油相溶剂体系也是提升聚酰胺复合反渗透膜脱硼率的有效策略。极性MPD在非极性油相溶剂(如正己烷、环己烷、isopar® G等)中溶解度较低,限制了其在油相中扩散。Zhou等^[29]根据“相似相溶”原理,在油相中

添加极性共溶剂二氧六环,以提高 MPD 在正己烷中的溶解度,加速 MPD 在油相中的扩散(图 3)。所制聚酰胺选择分离层的厚度增加、表面叶片结构增大、内部纳米气泡增多及交联度升高,显著提升脱硼

率的同时大幅增加了水通量。当二氧六环质量分数为 0.5 % 时,所制备聚酰胺复合反渗透膜脱硼率由对照样的 63% 升高至 90.3%,同时水通量提高了 3 倍。

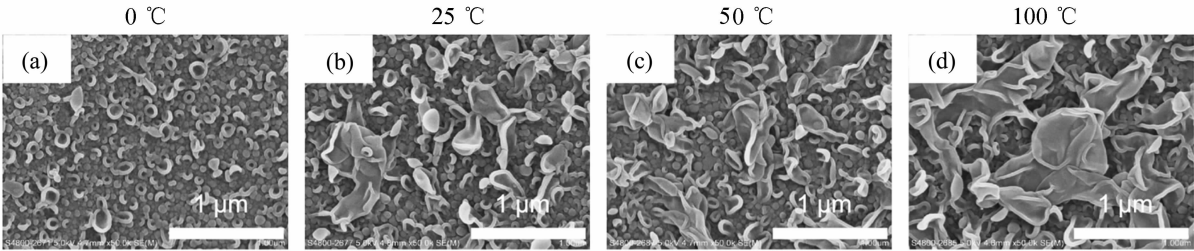


图 2 反应温度变化对膜表面形貌的影响(SEM)^[28]

Fig. 2 The effect of IP reaction temperature on the membrane surface morphology^[28]

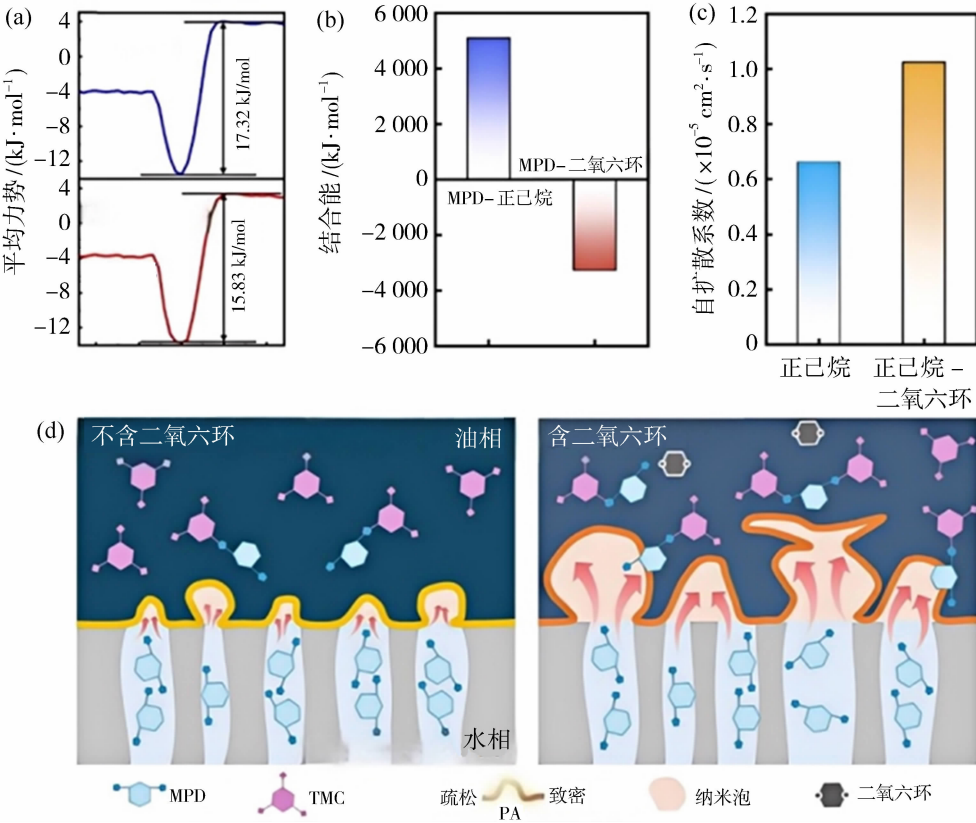


图 3 分子动力学模拟 MPD 在双溶剂体系中的扩散行为:对于含与不含二氧六环溶剂体系沿 Z 轴方向不同位置的平均力势(a);MPD 与正己烷/二氧六环之间的结合能(b);MPD 在正己烷及正己烷-二氧六环双溶剂体系中的自扩散系数(c);常规 IP 反应(左)与双溶剂体系的 IP 反应(右)示意图(d)^[29]

Fig. 3 Molecular dynamics simulation of MPD diffusion behavior in the dual solvents system;potential of mean force (PMF) at different locations along the Z coordinate for the system of water and hexane with/without dioxane (a);binding energy between MPD and hexane/dioxane (b);self-diffusion coefficient of MPD in pure hexane and dual solvents of hexan-dioxane(c); schematic illustration of conventional IP reaction (left) and dual solvents induced IP reaction (right) (d)^[29]

受水通量-脱硼之间“Trade-off”效应上限的制约,在保证合适的水通量下提升脱硼率,需合理设计聚酰胺选择分离层的交联度、表面叶片尺寸及内部

纳米囊泡结构。然而,目前聚酰胺选择分离层的整体交联度以及分离过程中选择分离层的实际形态结构变化难以被准确表征分析,导致不能建立准确的

“工艺-结构-性能”构效关系,使高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的制备研究仍以传统试错为主。

上述延长反应时间至几分钟以及将反应温度提升至 100 ℃ 高温等策略,会大幅降低规模化生产效率、增加能耗,且对脱硼率的提升效果有限。采用复合溶剂体系则直接影响成膜均一性,且由于各组分溶剂沸点的差异可能导致干燥过程中膜孔经历多次不同程度的收缩,引起潜在缺陷而影响脱盐率、脱硼率和使用寿命等,该策略需更深入表征剖析对膜结构的影响及进行长期使用验证。

2.2 引入界面聚合新单体

通过分子设计合成新型反应单体,可以从分子源头改变聚酰胺选择分离层的结构,赋予其更高的本征脱硼能力。主要途径包括:采用新型水相或油相单体替代传统 MPD/TMC,或引入功能性共聚单体。

磺酸基团可与硼酸进行化学螯合而阻碍其扩散,提升脱硼率。Hu 等^[30]合成了一种磺化二胺单

体 EDBSA[图 4(a)]来替代 MPD,与 TMC 进行界面聚合,利用 EDBSA 磺酸基团与硼酸分子的螯合作用与氢键作用,将硼酸分子牢牢固定在膜内而限制其输运[图 4(d)],所制聚酰胺复合反渗透膜的脱硼率高达 90.6%。Yao 等^[21]采用磺化二胺单体 PMABSA[图 4(b)]替代 MPD,其脱硼改善机理与 EDBSA/TMC 类似,脱硼率达 91.1%。

亦有研究者将磺酰氯单体引入 MPD/TMC 体系进行共聚,作为“分子塞”插入聚酰胺选择分离层而减小其孔径尺寸。Li 等^[31]将萘-1,3,6-三磺酰氯(NTSC)加入油相,与 MPD 反应生成磺胺齐聚物[图 4(c)],以分子塞形式有效减小孔径而提升脱硼率;同时在油相中加入极性的间二甲苯并将其加热至 90 ℃,以避免 NTSC 对通量的负面影响,最终制备出性能优异的复合反渗透膜:水通量 38 L/(m² · h),脱硼率 92.4%,脱盐率 99.9%。通过化学反应引入的分子塞不易脱落失效,有利于改性膜高脱硼率的长期运行稳定性和化学清洗稳定性。

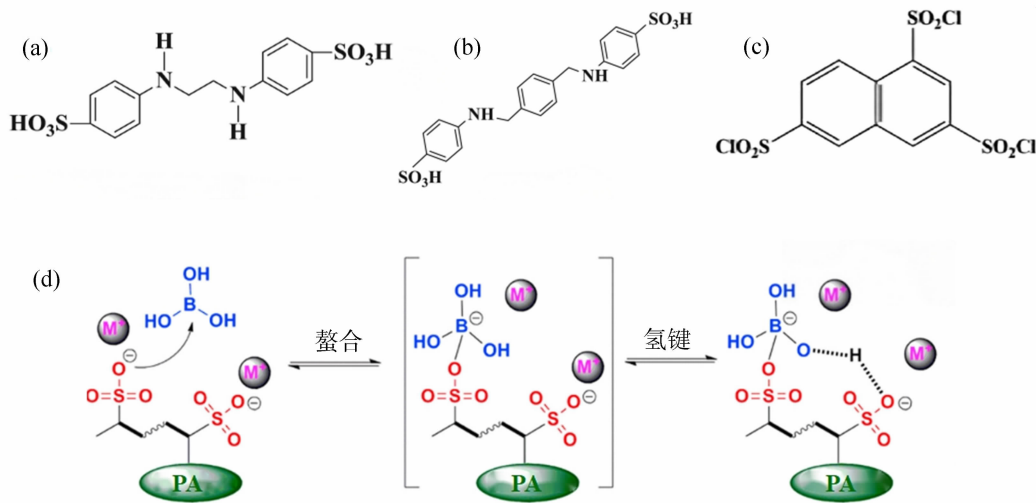


图 4 EDBSA 结构式^[30](a);PMABSA 结构式^[21](b);NTSC 结构式^[31](c);磺酸基团固定硼酸分子的机理示意图^[30](d)

Fig. 4 The molecule structure of EDBSA^[30](a), PMABSA^[21](b) and NTSC^[31](c); schematic diagram of the interaction between sulfonic acid group and boric acid^[30](d)

此外,含氟材料具有极低的表面能与强电负性,将其引入聚酰胺选择分离层可增强疏水性,降低表面能与极性,从而抑制硼酸分子溶解而有助于提升脱硼率。Li 等^[32]使用含氟二胺 TFPD 及含氟酰氯 TFBC 作为共聚单体引入聚酰胺选择分离层(图 5),所得聚酰胺复合反渗透膜的表面能与极性显著降低,孔径减小,脱硼率由 79%~80% 提升至 86%~88%。

研究者采用的如含氟二胺、磺酰氯等多数单体反应活性较低,与 MPD 或 TMC 竞争反应时处于弱势,反应程度无法精准控制。若仅作为物理“分子塞”插入聚酰胺分子链间,膜性能的一致性、长期运行稳定性及化学清洗耐受性需深入验证。同时,新型单体在提升脱硼率的同时会降低水通量,尤其是含氟二胺或含氟酰氯这类含疏水基团的单体。为了确保合适的水通量,单体添加量的上限较低,对脱硼

率的提升效果有限。

2.3 二次界面聚合

二次界面聚合(SIP)一般是指在传统界面聚合形成初生聚酰胺选择分离层后,利用膜表面残留的氨基与第二油相单体(酰氯、酰氟、磺酰氯和磺酰氟等)再次进行界面反应,以修复聚酰胺选择分离层表面缺陷或改变表面化学特性,从而优化其性能。Wang 等^[33]采用 SIP 方法,将间苯二甲酰氯(IPC)和间苯二磺酰氯(BDSC)与膜表面氨基反应(图 6),修补了膜表面缺陷,减小了聚酰胺选择分离层孔径,降低了表面亲水性,从而大幅提升了脱硼率:引入

IPC 后,脱硼率由 84%提升至 92%;引入 BDSC 后,脱硼率提升至 95%;两者脱盐率均保持在 99.8%左右。然而脱硼率提升以牺牲水通量为代价,引入 IPC 后,通量由未经 SIP 处理的 50 L/(m²·h)降至约 30 L/(m²·h);引入 BDSC 对聚酰胺选择分离层孔径的收缩效果更显著,膜水通量降幅更大,降至约 16 L/(m²·h)。

二次界面聚合修复了初生聚酰胺选择分离层的表面缺陷,提升了脱硼率,但水通量牺牲较大。同时,二次界面聚合改变了膜表面的化学特性,对膜抗污染、耐化学清洗及耐氧化性等需要进一步研究验证。

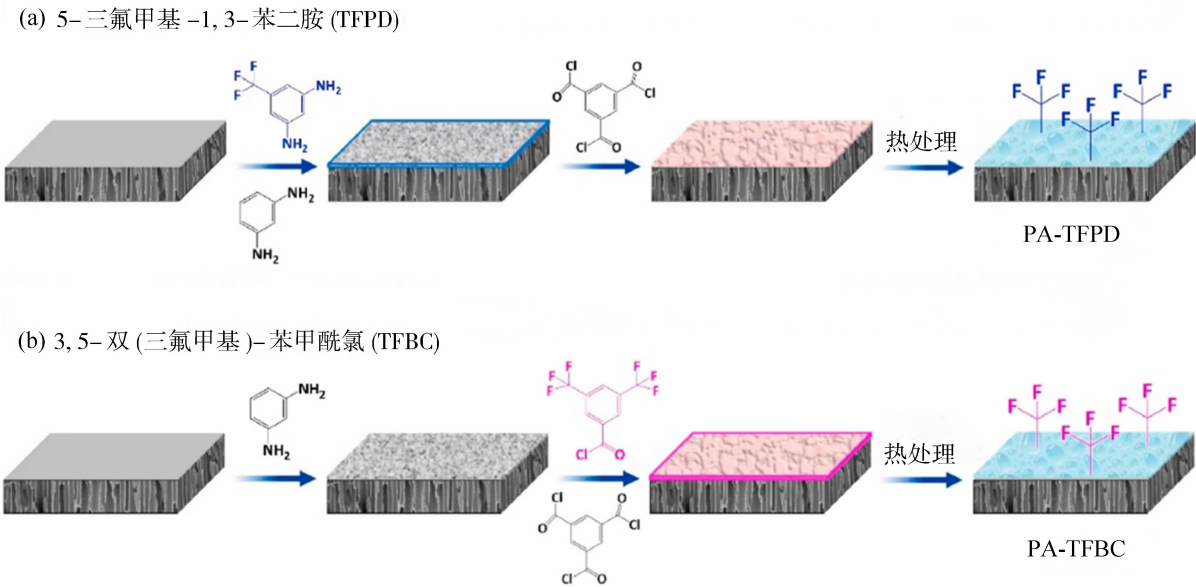


图 5 分别使用含氟单体 TFPD(a)和 TFBC(b)作为共聚单体制备聚酰胺复合膜^[32]
Fig. 5 Polyamide composite membranes prepared using the fluorinated monomers TFPD (a)
and TFBC (b) as comonomers^[32]

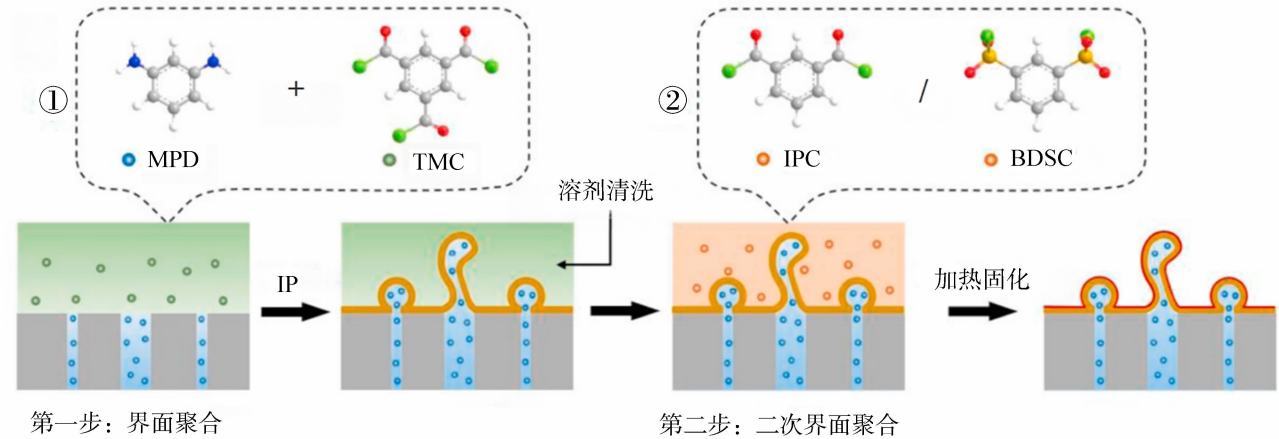


图 6 二次界面聚合制备聚酰胺复合膜^[33]
Fig. 6 Schematic diagram of preparation of PA-TFC by secondary interfacial polymerization^[33]

2.4 原位引入纳米功能填料

纳米功能填料是一种纳米级添加剂,其具有特定物理/化学结构,可通过分子塞、互穿网络等方式减小聚酰胺选择分离层孔径,或提供对水与硼酸分子具有亲和性差异及尺寸筛分效应的水通道,从而提升脱硼率。纳米功能填料可通过物理嵌入或化学键合方式与聚酰胺选择分离层结合。由纳米功能填料与聚酰胺选择分离层复合制备的反渗透膜称为薄层纳米复合膜(TFN)。TFN是21世纪反渗透膜发展的重要方向之一,借助纳米功能填料的多样性及可功能化特性,可赋予聚酰胺反渗透膜高脱硼、抗污染、耐氯等性能^[34-35]。原位引入指在水相或油相中直接加入功能填料,通过界面聚合过程将其物理嵌入或化学结合进聚酰胺选择分离层,该方法较为简单,易于放大。常用填料包括疏水分子/聚合物、多孔纳米材料如金属有机框架(MOF)等。

柔性疏水高分子通过穿插于聚酰胺分子链间减小孔径、增强疏水性,从而提升脱硼率,但常伴随水通量下降。Wang等^[36]将柔性疏水高分子聚异丁烯(PIB, $M_n=250\ 000\text{ g/mol}$)加入油相(溶剂 isopar® G),通过界面聚合将其引入聚酰胺选择分离层,形成半互穿网络结构(图7)。研究表明,随 PIB 添加量增加,聚酰胺复合反渗透膜水通量下降,脱硼率和脱盐率呈先升后降趋势。分析原因是 PIB 含量过高形成连续相,破坏了聚酰胺选择分离层结构,导致

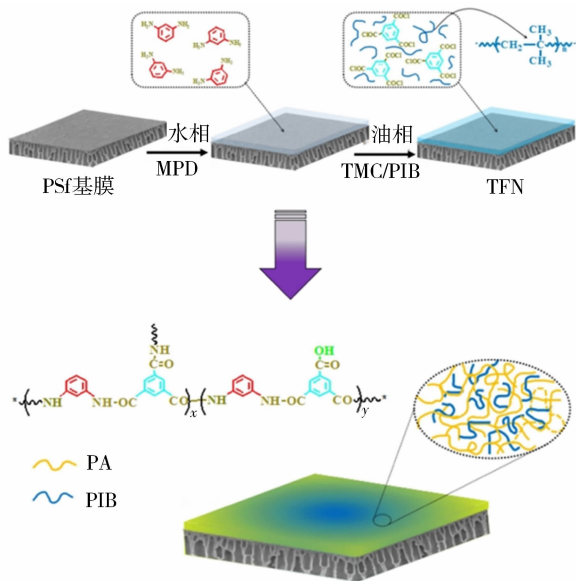


图7 PIB引入选择分离层形成半互穿网络结构^[36]

Fig. 7 Schematic illustration of TFC membrane fabrication process with semi-interpenetrating network^[36]

脱硼率和脱盐率下降。当 PIB 质量分数为 0.3% 时,聚酰胺复合反渗透膜脱硼率最佳可达 93% 以上,水通量约 $44\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,相比对照样降低 50%。

通过物理嵌入方式引入的填料,在长期运行或化学清洗过程中存在脱落风险,相比之下,化学键合方式更加稳定可靠。Li等^[37]采用原位聚合方法引入互穿网络(图8):在水相中加入含双键的2-羟乙基丙烯酸酯(HEA)与丙烯酰胺(AA),在界面聚合过程中通过紫外光(UV)引发自由基聚合,生成 HEA-co-AA 共聚物,并通过酰胺键与聚酰胺牢靠连接形成互穿网络。当 HEA 与 AA 浓度适当时,所得聚酰胺复合反渗透膜脱硼率高达 92.8%(对照样为 84.4%),同时保持高通量 $[45.1\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})]$ 。在 100 h 连续运行测试中,脱硼率稳定在 92%~93%,脱盐率与水通量也基本不变。脱硼率提升主要得益于:一是 HEA-co-AA 共聚物的引入减小了聚酰胺选择分离层的自由体积与孔尺寸,增加了硼酸传输的空间位阻;二是 HEA-co-AA 共聚物羟基中高电子云密度的氧原子与硼酸缺电子的硼原子之间存在强静电作用,加之羟基与硼酸的氢键作用,共同限制了硼酸的迁移。同时作者发现,共聚物含量过高时,易在聚酰胺选择分离层内聚集,导致其结构疏松甚至完整性被破坏,从而使脱硼率下降。

多孔纳米填料因其可定制的孔道结构,能提供选择性水通道,允许水分子通过而截留更大尺寸的溶质,强化了尺寸筛分效应。金属-有机框架(MOFs)作为一类典型的多孔纳米材料,具有高比表面积、均一孔径分布及丰富吸附位点,在反渗透膜领域应用前景广阔。Liu等^[38]制备了尺寸约 50 nm、孔径约 0.61 nm 的 UiO-66 纳米粒子,利用其对硼酸的选择性吸附,将其引入聚酰胺复合反渗透膜以提升脱硼率(图9)。研究表明,随 UiO-66 负载量增加(0~0.1%),脱硼率、水通量与脱盐率均呈现先升后降趋势。负载量过低对脱硼率改善效果不足,负载量过高会引起 UiO-66 在膜内分散不均而产生缺陷,导致脱硼率下降。当 UiO-66 负载量为 0.05% 时,综合性能最优:脱硼率由对照样的 82.3% 上升至 91.2%,水通量 $61\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,脱盐率 99.3%。常用于改善脱硼率的多孔纳米填料还包括碳纳米管^[39-40]、沸石^[41]、氮化硼纳米片^[42]、层状双氢氧化物^[43-44]等。

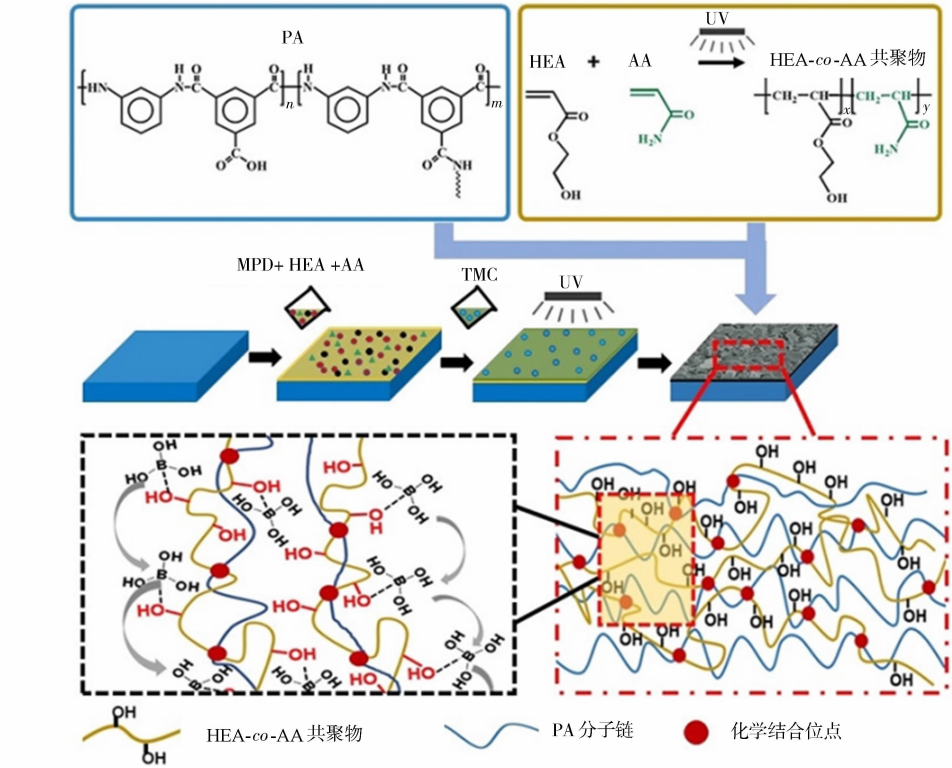


图 8 含 HEA-co-AA 共聚物的 RO 膜制备以及硼酸扩散受阻机理示意图^[37]

Fig. 8 Schematic illustration of preparation of RO membrane containing HEA-co-AA copolymer and the diffusion of boric acid inhibited by specific interaction between oxygen atom of hydroxyl group and boron atom of boric acid^[37]

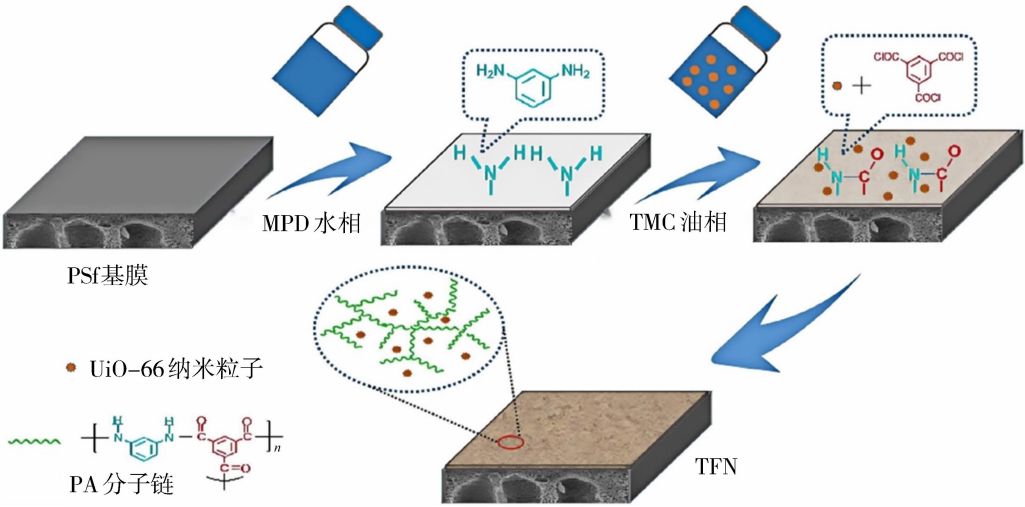


图 9 含 UiO-66 的 TFN 膜制备过程^[38]

Fig. 9 Preparation of TFN membrane containing UiO-66 nanoparticles^[38]

TFN 膜制备的难点在于合适填料的选择、负载量的优化以及其在聚酰胺选择分离层中分布均一性的控制,其中填料分布均一性是 TFN 膜目前未实现规模化制备的关键。另外,TFN 膜长期运行及化学清洗过程中,纳米填料的负载稳定性及其对脱硼

率提升效果的稳定性仍有待验证。

2.5 后处理改性

后处理是指在界面聚合完成后对膜进行改性的方法,包括利用聚酰胺表面残留的氨基或羧基化学接枝疏水基团以降低表面极性;或通过物

理溶胀嵌入疏水分子以减小孔径与极性;亦或在表面涂覆保护层以吸附硼酸、修补缺陷,阻碍其跨膜运输。

表面接枝通常利用聚酰胺选择分离层表面的氨基或酰氯水解产生的羧基与修饰剂反应,调控膜表面电荷、亲水性、粗糙度及表面形貌等,并修复表面缺陷,以优化膜性能。Li 等^[32]将含氟化合物 2,2,2-三氟乙胺(TFEA)水溶液与膜表面羧基反应[图 10(a)],引入含氟基团降低表面能与极性以提升脱硼率。研究表明,TFEA 接枝改性聚酰胺复合反渗透膜脱硼率由 80.7% 提升至 87.7%,脱盐率由 99.41% 提升至 99.79%,但水通量由 65 L/(m²·h)降至约 40 L/(m²·h)。

Li 等^[45]在 MPD/TMC 界面聚合完成后,先经

90 °C 加热固化,再利用未反应的酰氯基团接枝不同链长的疏水脂肪胺分子[图 10(b)],降低膜表面亲水性与极性,减少缺陷,从而改善脱硼率和脱盐率。研究发现,接枝辛胺或癸胺后,脱硼率可达 90% 以上,水通量降至 25 ~ 30 L/(m²·h),脱盐率约 99.8%。接枝链长更长的十二胺效果较差,主要是过长的链段降低了十二胺的溶解度并增加了接枝反应位阻。为避免水通量过度损失,需精确控制接枝浓度,且酰氯基团易水解为羧基,接枝效率难以精确控制。

Shultz 等^[46]采用碳化二亚胺(EDC)对聚酰胺选择分离层的羧基进行活化,提高羧基反应活性再接枝脂肪胺,硼酸透过率由 30% ~ 45% 降低至 12% ~ 15%,但同样导致水通量降低。

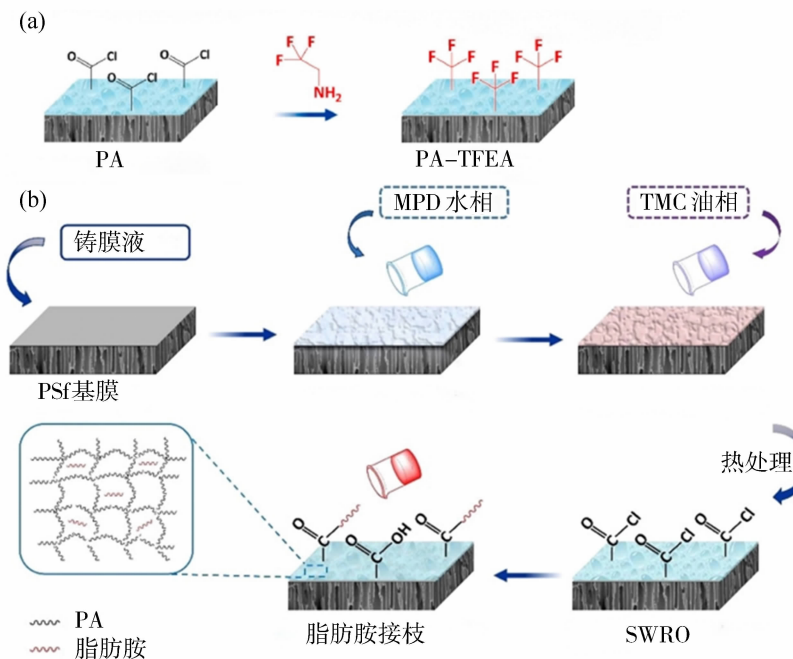


图 10 TFEA 接枝示意图(a)^[32];脂肪胺接枝示意图(b)^[45]

Fig. 10 Schematic illustration of PA-TFC grafting with TFEA (a)^[32] and aliphatic amine (b)^[45]

物理溶胀嵌入是利用醇类等溶剂溶胀聚酰胺选择分离层,将疏水分子塞嵌入其中。Li 等^[47]将 4-硝基苯磺酰氯(NBS)的乙醇溶液涂覆于膜表面,乙醇使聚酰胺分子链溶胀,自由体积增大;将 NBS 嵌入聚酰胺分子链间(图 11),自然干燥后聚酰胺结构恢复。此过程对聚酰胺本征结构破坏较小,NBS 的嵌入减小了聚酰胺选择分离层孔径,增强了硼酸运输的尺寸筛分效应;同时,离子化磺酸基与缺电子硼酸间的强静电作用和氢键作用,共同增大了硼酸运输阻力,所得膜脱硼率高达 93.1%。

物理涂覆主要是在聚酰胺选择分离层表面再涂覆一层功能层,该功能层与硼酸有更强的相互作用,可增加其运输阻力。Duan 等^[48]在聚酰胺选择分离层表面涂覆了一层交联聚乙烯醇(PVA)涂层,并引入磺酸基团(图 12)。PVA 富含羟基,可与硼酸形成大尺寸复合物,同时羟基作为活性位点桥接对硼酸亲和性强的磺酸基,进一步提升脱硼率。该作者对商业化聚酰胺复合反渗透膜进行表面涂覆处理,其脱硼率由 85.7% 提升至 91.6%。

此外,还有一些在膜组件尺度改善脱硼率的后

处理方法。当膜组件性能不达标时,可利用高压下浓差极化进行接枝或嵌入疏水分子^[49-50],或在酸性条件下进行次氯酸处理^[51]等方法来提升组件脱硼

率。然而,这些方法存在提升效果有限、处理程度难以精确控制及操作成本增加等不足,同时也存在损伤膜组件的风险。

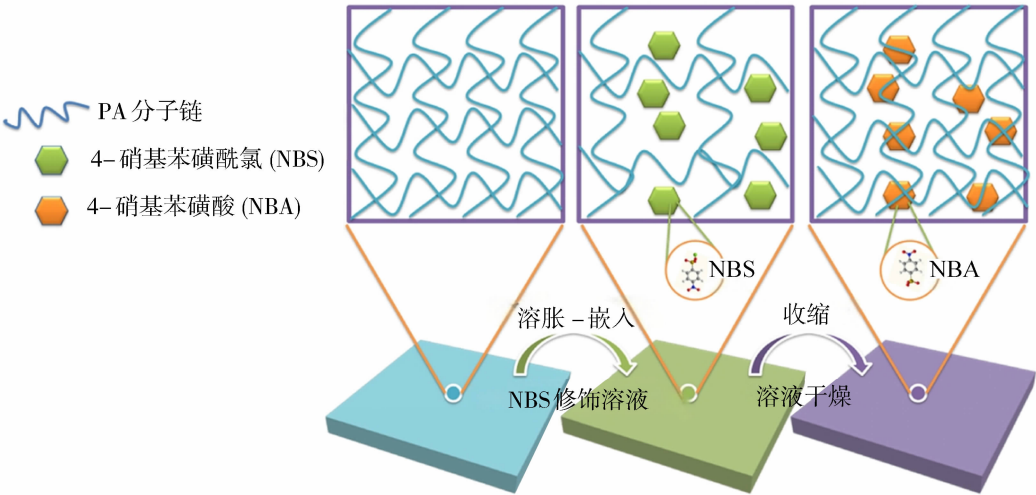


图 11 溶胀嵌入 NBS 分子示意图^[47]

Fig. 11 Schematic of NBS embedding into the PA network by swelling-embedding-shrinking strategy^[47]

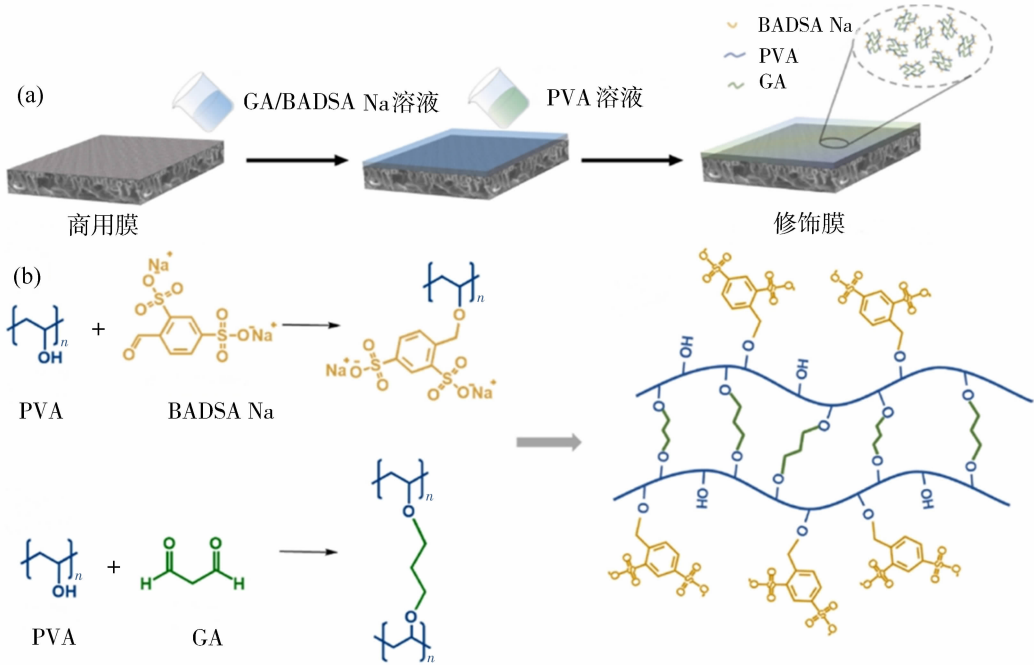


图 12 物理涂覆 PVA 过程示意(a);PVA 反应交联过程(b)^[48]

Fig. 12 Schematic illustration of the physical coating process of PVA (a);the crosslinking reaction of PVA (b)^[48]

后处理改性是商业化反渗透膜产品常用的脱硼改性方法,其具有效果显著、简单、易实现产业化等优点。然而,该方法仍以牺牲水通量为代价,且引入的功能单体主要分布在聚酰胺选择分离层表面,长期运行时的结合稳定性及对膜使用寿命影响有待验证。功能基团与硼酸的相互作用存在饱和状态,易

出现性能衰减。

对上述各种改善脱硼性能的策略进行汇总(表 1)。其中水渗透系数(A)根据式(3)进行计算:

$$A = J_w / (\Delta p - \Delta \pi) \tag{3}$$

式中:A 为水渗透系数, L/(m² · h · MPa); J_w 为水通量, L/(m² · h); Δp 为操作压力, MPa; Δπ 为膜

两侧渗透压差,MPa。

由表 1 可见,各种策略对提升膜的脱硼率取得了显著成效(可达 90%~95%),然而多数方法不可

避免地牺牲了水通量。二次界面聚合策略可以实现最高的脱硼率,高达 95.3%,但水渗透系数的降幅同样也很大(下降50%~80%)。后处理改性和多

表 1 各类策略的膜水渗透系数和脱硼率

Table 1 Summary of studies related to the effect of TFC membrane modification on water permeance and boron removal						
工艺类型	膜	具体方法	优化工艺参数 ^a	水渗透系数 A [L/(m ² ·h·MPa)]/ 变化率(%)	脱硼率(%)/ 变化率(%)	参考文献
优化界面聚合工艺	KRO-1	延长反应时间,升高反应温度	2% MPD+0.1% TMC(isopar G),反应时间 300 s,油相温度 100 ℃	7.5/—54	84.5/—(提升)	[27]
	TIP100-W	升高反应温度,热水后处理	2% MPD+0.1% TMC(isopar G),反应温度100 ℃,50 ℃热水	15/50	90.8/14	[28]
	TFC-h-0.5	二氧六环作为油相共溶剂	2% MPD+0.1% TMC(正己烷),0.5%(质量分数)二氧六环	31/107	90.3/27	[29]
引入界面聚合新单体	EDBSC/TMC	引入磺化二胺单体 EDBSA	1.0% EDBSA+0.15% TMC(正己烷)	1.2/~0	90.6/32	[30]
	PMABSA/TMC	引入磺化二胺单体 PMABSA	1.3% PMABSA+0.12% TMC(正己烷)	1.6/60	91.1/29	[21]
	TFC-ntsc	引入磺酰氯单体 NTSC	4% MPD+0.2% TMC+0.1% NTSC,油相加热90 ℃	13/—28	92.4/4	[31]
	TFC-TFPD	引入含氟二胺 TFPD	0.5% TFPD	12/—11	86.2/7	[32]
	TFC-TFBC	引入含氟酰氯 TFBC	0.02% TFBC	12/—11	87.1/8	[32]
二次界面聚合	PA@IPC	二次界面聚合 IPC	>0.05% IPC	10/—50	92.2/20	[33]
	PA@BDSC	二次界面聚合 BDSC	>0.15% BDSC	3.8/—80	95.3/25	[33]
原位引入纳米功能填料	—	引入 PIB	0.3% PIB	14.2/—40	93.1/14	[36]
	0.5-HEA-AA-UV	原位自由基聚合生成 HEA-co-AA	0.50%(质量分数)HEA+0.25%(质量分数)AA	14.5/6	92.8/10	[37]
	—	引入约 50 nm 的 UiO-66	0.05% UiO-66	19.3/50	91.2/11	[38]
后处理改性	TFC-TFEA	表面接枝含氟基团	0.5% TFEA	8.5/—37	87.7/9	[32]
	—	表面接枝脂肪酸	0.007 5%(质量分数)癸胺或 0.01%(质量分数)辛胺	5.5/—39	90.5/~9	[45]
	—	羧基活化接枝脂肪酸	SWC4B 基础上改性,1.04 mmol/L 十二胺接枝	3.6/—82	85.0/25	[46]
	—	溶胀嵌入 NBS 分子塞	SW30 基础上改性,0.15% NBS 乙醇溶液	5.5/—50	93.1/13	[47]
	—	物理涂覆交联 PVA 保护层	商用 LG 基础上改性,0.2%(质量分数)PVA+0.2%(质量分数)GA+0.1%(质量分数)BADSA Na	14.3/—30	91.6/7	[48]

a:本列中浓度数据除标注外,均指代质量浓度。

数新单体引入界面聚合也能实现 92%~93% 的脱硼率,水渗透系数下降 30%~50%。优化界面聚合工艺可以将脱硼率提升至 90%,同时不损失水通量。原位引入多孔纳米填料制备的 TFN 膜,得益于多孔纳米粒子提供的选择性水通道,在改善脱硼的同时增加了水通量。

3 结论与展望

3.1 结论

反渗透海水淡化技术的进一步发展,亟需突破其核心膜材料面临的关键瓶颈——硼脱除率偏低。本文系统分析了聚酰胺复合反渗透膜的脱硼机理,全面综述了高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的制备策略。

机理研究表明,传统聚酰胺复合反渗透膜脱硼率低的根源在于硼酸分子电中性、小尺寸的特性,使其同时规避了静电排斥与有效的尺寸筛分这两大核心截留机制。基于此,当前研究主要通过五大策略提升脱硼率:1) 优化界面聚合工艺(如热聚合、共溶剂),旨在提升交联度与致密性;2) 引入新型功能单体(如磺化、含氟单体),从分子层面改变膜的化学性质与亲和性;3) 采用二次界面聚合,修复缺陷并引入新官能团;4) 构建薄层纳米复合膜,通过引入功能填料(如 MOFs、聚合物网络)提供筛分通道或吸附位点;5) 进行表面后处理(如接枝、涂覆),对膜进行功能化修饰。

各类脱硼策略在实现较高硼脱除的同时也始终存在一个挑战:水通量-脱硼率之间的“Trade-off”效应。多数策略在增强对硼酸的截留时,不可避免地增加了水分子的传输阻力而使水通量下降。其中,优化界面聚合工艺与制备 TFN 膜是实现高脱硼率与高通量统一的最佳策略,值得深入探索。此外,改性后高脱硼聚酰胺复合反渗透膜的长期稳定性(包括功能基团的耐久性、纳米填料的脱落、抗污染与耐化学清洗能力)以及改性工艺的规模化可行性,是未来研究必须直面和深入验证的关键问题。

3.2 展望

为突破“Trade-off”效应上限,实现高通量与高脱硼率和高脱盐率的统一,以下几个研究方向值得深入探索:

1) 深化对膜分离过程机理的认识:借助分子动力学模拟^[52]以及新型原位表征技术如冷冻电镜^[53]等先进手段,在分子尺度揭示水与硼酸在膜孔道内

的竞争性传输机制,阐明表面化学、形貌及孔道尺寸与脱硼率之间的定量构效关系,建立准确的“工艺-结构-性能”模型,为高脱硼聚酰胺复合反渗透膜设计提供超越“试错法”的理论基础。

2) 研究可规模化制备工艺:实验室间歇式、小批量制备工艺往往涉及复杂的多步反应、昂贵的单体或填料,且放量均一性难保证。开发高效稳定、可规模化的先进制备工艺,是实现高脱硼聚酰胺复合反渗透膜从实验室样品走向商业化产品的关键。

3) 开发面向实际应用的膜脱硼性能评价体系:目前多数研究仅单纯评测基本性能如水通量、脱盐率和脱硼率,对实际工程应用中面临的水质波动、长期运行、化学清洗等工况对脱硼率影响的研究较少。应建立与实际海水淡化工况相契合的性能评价方法,完善海水淡化聚酰胺复合反渗透膜的综合性能评价体系。

4) 推进新型高脱硼反渗透膜材料与膜结构创新:首先,探索如聚酯、聚芳醚等具有本征水-硼高选择性的新型膜材料,如 Yao 等^[54]制备的聚酯膜脱硼率达 95%,尽管聚酯膜存在耐碱性弱等不足且缺乏工程应用验证,但其高脱硼率及优异的耐氯性展现了巨大潜力。其次,强化 TFN 膜研究,引入具有规整亚纳米孔道的新型功能填料(如 MOFs、COFs、石墨烯基材料),构建尺寸筛分效应更强的选择性传输通道。同时关注研究仿生与结构化膜,仿照生物膜结构如磷酸双分子层、离子传输特异性识别通道等,设计具有非对称结构、梯度润湿性或响应性智能开关的膜表面,实现对水分子的优先引导与对硼酸的特异性阻隔。

总之,唯有通过基础理论与表征方法创新、制备工艺规模化验证、评测体系完善及膜材料拓展,才能突破脱硼瓶颈,推动海水淡化技术向更高效、经济、可持续发展的方向发展,为全球水资源安全提供坚实保障。

参考文献:

- [1] 宋瀚文,宋 达,张 辉,等. 国内外海水淡化技术、产能、用途综述[J]. 膜科学与技术, 2021, 41(4):170-176.
- [2] Jones E, Qadir M, Vlie van M T H, *et al.* The state of desalination and brine production: A global outlook[J]. Sci Total Environ, 2019, 657:1343-1356.
- [3] 胥建美,徐国荣,马乐天,等. 海水淡化技术及 ISO 国际标准化现状分析与展望[EB/OL]. 科学通报[2025-

- 03-20]. <https://www.sciengine.com/CSB/doi/10.1360/TB-2024-1106>.
- [4] Lu X, Elimelech M. Fabrication of desalination membranes by interfacial polymerization: History, current efforts, and future directions[J]. *Chem Soc Rev*, 2021, 50: 6290-6307.
- [5] Liu Y, Xin Z, Wang M, *et al.* Optimizing separation layer structure of polyamide composite membrane for high permselectivity based on post-treatment: A review [J]. *Desalination*, 2024, 580: 117585.
- [6] Habib S, Weinman S T. A review on the synthesis of fully aromatic polyamide reverse osmosis membranes [J]. *Desalination*, 2021, 502: 114939.
- [7] 中华人民共和国国家卫生健康委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749—2022 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.
- [8] Camacho-Cristobal J J, Rexach J, Gonzalez-Fontess A. Boron in plants: Deficiency and toxicity [J]. *J Integr Plant Biol*, 2008, 50: 1247-1255.
- [9] Zhu S, Zhao Q, Chen Y, *et al.* Interface-engineered nanohybrid membranes for selective boron removal from brackish water and seawater reverse osmosis permeate [J]. *Environ Sci Technol*, 2026, 60(2): 2160-2172.
- [10] Ahmad N A, Goh P S, Ismail A F, *et al.* Engineering chlorine-resistant and boron selective reverse osmosis membrane: Strategies and challenges [J]. *Environ Chem Eng*, 2024, 12: 114009.
- [11] Tang Y P, Luo L, Thong Z, *et al.* Recent advances in membrane materials and technologies for boron removal [J]. *J Membr Sci*, 2017, 541: 434-446.
- [12] Tua K L, Nghiema L D, Chivas A R. Boron removal by reverse osmosis membranes in seawater desalination applications [J]. *Sep Purif Technol*, 2010, 75: 87-101.
- [13] Heiranian M, Fan H, Wang L, *et al.* Mechanisms and models for water transport in reverse osmosis membranes: History, critical assessment, and recent developments [J]. *Chem Soc Rev*, 2023, 52: 8455.
- [14] Hyung H, Kim J H. A mechanistic study on boron rejection by sea water reverse osmosis membranes [J]. *J Membr Sci*, 2006, 286: 269-278.
- [15] Halevy I, Bachan A. The geologic history of seawater pH [J]. *Science*, 2017, 355(6329): 1069-1071.
- [16] Park J K, Lee K J. Diffusion coefficients for aqueous boric acid [J]. *J Chem Eng Data*, 1994, 39: 891-894.
- [17] He J, Wu J, Yang Y, *et al.* High-efficiency water transport and boron removal in polyamide membranes enabled by surface-grafted self-assembled monolayer molecular brushes [J]. *J Membr Sci*, 2025, 719: 123722.
- [18] Kim S H, Kwak S Y, Suzuki T. Positron annihilation spectroscopic evidence to demonstrate the flux-enhancement mechanism in morphology-controlled thin-film-composite (TFC) membrane [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(6): 1764-1770.
- [19] Sagiv A, Semiat R. Analysis of parameters affecting boron permeation through reverse osmosis membranes [J]. *J Membr Sci*, 2004, 243 (1): 79-87.
- [20] Zheng S, Gissinger J, Hsiao B S, *et al.* Interfacial polymerization of aromatic polyamide reverse osmosis membranes [J]. 2024, 16: 65677-65686.
- [21] Yao Y, Li M, Cao X, *et al.* A novel sulfonated reverse osmosis membrane for seawater desalination: experimental and molecular dynamics studies [J]. *J Membr Sci*, 2018, 550: 470-479.
- [22] 王若媛, 杨天祥, 张会书, 等. 聚酰胺薄膜界面聚合动态观测与微观机制研究 [J]. *膜科学与技术*, 2025, 45 (4): 32-42.
- [23] 杨皓程, 徐志康. 界面聚合与薄层复合膜: 历史、现状与反思 [J]. *高分子通报*, 2025, 38(4): 651-658.
- [24] Mai Z, Yoshioka T, Matsuyama H, *et al.* Dynamic sub-nanoscale “water fingers” in interfacial polymerization [J]. *Small*, 2025, 21(33): 2504497.
- [25] An X, Xiang Y, Ming S, *et al.* The permeability-selectivity of polyamide-based membranes: Role of ambient temperature in the interfacial polymerization [J]. *Environ Sci Technol Lett*, 2024, 11: 1129-1135.
- [26] Nowbahar A, Mansard V, Mecca J M, *et al.* Measuring interfacial polymerization kinetics using microfluidic interferometry [J]. *J Am Chem Soc*, 2018, 140: 3173-3176.
- [27] Ali Z, Sunbul Y A, Pinnau I, *et al.* Defect-free highly selective polyamide thin-film composite membranes for desalination and boron removal [J]. *J Membr Sci*, 2019, 578: 85-94.
- [28] Zhou S, Peng L E, Liu W, *et al.* Thermal-intensified interfacial polymerization enables ultra-selective reverse osmosis membrane for toxic micropollutant removal [J]. *Nat Commun*, 2025, 16: 9004.
- [29] Zhou S, Xu W, Wang Z, *et al.* “Like dissolves like” strategy facilitates interfacial polymerization for facile synthesis of highly permeable reverse osmosis membranes [J]. *Nano Lett*, 2025, 25: 8287-8293.
- [30] Hu J, Pu Y, Wang L, *et al.* Charge-aggregate induced (CAI) reverse osmosis membrane for seawater

- desalination and boron removal[J]. *J Membr Sci*, 2016, 520: 1-7.
- [31] Li Q, An L, Shang C, *et al.* High rejection seawater reverse osmosis TFC membranes with a polyamide-polysulfonamide interpenetrated functional layer[J]. *J Membr Sci*, 2025, 715: 123507.
- [32] Li C, Zhao Y, Lai G S, *et al.* Fabrication of fluorinated polyamide seawater reverse osmosis membrane with enhanced boron removal[J]. *J Membr Sci*, 2022, 662: 121009.
- [33] Wang S, Bing S, Zhang H, *et al.* Surface engineering design of polyamide membranes for enhanced boron removal in seawater desalination[J]. *J Membr Sci*, 2022, 651: 120425.
- [34] Khoo Y S, Lau W J, Liang Y Y, *et al.* Eco-friendly surface modification approach to develop thin film nanocomposite membrane with improved desalination and antifouling properties[J], *J Adv Res*, 2022, 36: 39-49.
- [35] Zhao D L, Japip S, Zhang Y, *et al.* Emerging thin-film nanocomposite (TFN) membranes for reverse osmosis: A review [J]. *Water Res*, 2020, 173: 115557.
- [36] Wang S, Zhou Y, Gao C. Novel high boron removal polyamide reverse osmosis membranes[J]. *J Membr Sci*, 2018, 554: 244-252.
- [37] Li X, Wang Z, Han X, *et al.* Facile fabrication of hydroxyl-rich polyamide TFC RO membranes for enhanced boron removal performance [J]. *Desalination*, 2022, 531: 115723.
- [38] Liu L, Xie X, Qi S, *et al.* Thin film nanocomposite reverse osmosis membrane incorporated with UiO-66 nanoparticles for enhanced boron removal [J]. *J Membr Sci*, 2019, 580: 101-109.
- [39] Kürklü-Kocaoglu S, Güvensoy-Morkoyu A, Yildirim C, *et al.* Affinity-based engineering of carbon nanotube embedded polyamide membranes for simultaneous desalination and boron removal[J]. *J Membr Sci*, 2024, 699: 122636.
- [40] Fajardo-Diaz J L, Takeuchi K, Morelos-Gomez A, *et al.* Enhancing boron rejection in low-pressure reverse osmosis systems using a cellulose fiber-carbon nanotube nanocomposite polyamide membrane: A study on chemical structure and surface morphology [J]. *J Membr Sci*, 2023, 679: 121691.
- [41] Koros W J, Zhang C. Materials for next-generation molecularly selective synthetic membranes [J]. *Nat Mater*, 2017, 16: 289-297.
- [42] Liu Y, Xie D, Song M, *et al.* Water desalination across multilayer graphitic carbon nitride membrane: Insights from non-equilibrium molecular dynamics simulations[J]. *Carbon*, 2018, 140: 131-138.
- [43] Zhao Q, Zhao D L, Feng F, *et al.* Thin-film nanocomposite reverse osmosis membranes incorporated with citrate-modified layered double hydroxides (LDHs) for brackish water desalination and boron removal [J]. *Desalination*, 2022, 527: 115583.
- [44] Ee L Y, Zhao Q, Gao J, *et al.* Cyclodextrin-modified layered double hydroxide thin-film nanocomposite desalination membrane for boron removal[J], *Chem Eng J*, 2023, 474: 145723.
- [45] Li C, Lai G S, Zhao Y, *et al.* In-situ rapid construction of aliphatic amine combined polyamide seawater reverse osmosis membrane for efficient boron removal[J]. *J Membr Sci Lett*, 2023, 3: 100056.
- [46] Shultz S, Bass M, Semiat R, *et al.* Modification of polyamide membranes by hydrophobic molecular plugs for improved boron rejection[J]. *J Membr Sci*, 2018, 546: 165-172.
- [47] Li Y, Wang S, Song X, *et al.* High boron removal polyamide reverse osmosis membranes by swelling induced embedding of a sulfonyl molecular plug[J]. *J Membr Sci*, 2020, 597: 117716.
- [48] Duan R, Lyu X, Yan W, *et al.* Fabrication of high boron removal reverse osmosis membrane with broad industrial application prospect by introducing sulfonate groups through a polyvinyl alcohol coating [J]. *J Membr Sci*, 2022, 664: 121079.
- [49] Bernstein R, Belfer S, Freger V. Toward improved boron removal in RO by membrane modification: Feasibility and challenges[J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 3613-3620.
- [50] Zhang H, Jiang Y, Yang Y, *et al.* Molecular insights into the mechanism of polymer chain strategy enhancing boron separation efficiency in polyamide membranes [J]. *Sep Purif Technol*, 2025, 361: 131406.
- [51] Verbeke R, Eyley S, Szymczyk A, *et al.* Controlled chlorination of polyamide reverse osmosis membranes at real scale for enhanced desalination performance[J]. *J Membr Sci*, 2020, 611: 118400.
- [52] He J, Yang Y, Wu J, *et al.* Confinement-tuned pore chemistry via molecular engineering enables high-

efficiency water-boron selective transport in polyamide membranes[J]. J Chem Theory Comput, 2025, 21: 6594-6610.

[53] Yao C, Ben-Zvi A M, Xu R, *et al.* 3D nanoscale structures of hydrated polyamide desalination membranes revealed by cryogenic transmission electron microscopy tomography[J]. ACS Nano, 2025, 19: 16718-16731.

[54] Yao Y, Zhang P, Sun F, *et al.* More resilient polyester membranes for high-performance reverse osmosis desalination[J]. Science, 2024, 384 (6693): 333-338.

Research advances in polyamide composite membranes with high boron removal for seawater desalination

YANG Xingsheng, SONG Ying, KANG Yan, WU Zongce, JIN Yan
(Vontron Technology Limited, Guiyang 550014, China)

Abstract: With the increasingly severe global freshwater crisis, reverse osmosis(RO) seawater desalination has become a critical pathway for obtaining freshwater resources. However, the thin-film composite polyamide membranes, as the core of this technology, generally exhibit low removal rates for neutral boric acid molecules in seawater, making it difficult to meet stringent standards for drinking and irrigation water. This paper first outlines the key physical and chemical limiting factors for the low boron rejection rate of RO membranes, then it systematically reviews five main strategies for enhancing the boron rejection performance of RO membranes, including the optimization of interfacial polymerization processes, introduction of novel functional monomers, secondary interfacial polymerization, incorporation of functional fillers, and surface post-treatment modification. The mechanisms, performance improvements, and limitations of each strategy are analyzed. Finally, the shortcomings of current strategies for preparing high-boron-rejection membranes are summarized, and potential future pathways for developing such membranes are proposed. This review aims to provide a reference for the research and development of high-boron-rejection reverse osmosis membranes.

Key words: desalination; reverse osmosis membrane; polyamide; boron removal

《中国科学报》聚焦创新中心邢卫红主任团队：
探索绿色分离“膜”法,引领产业高质量发展

近日,《中国科学报》以“绿色分离的‘膜’法秘籍”为题,深度报道国家高性能膜材料创新中心主任邢卫红教授带领团队,在特种分离膜领域开展基础研究与工程化转化的创新成果,展现我国膜科学与产业高质量发展的硬核实力。

报道指出,面向化工节能减碳与高端制造重大需求,邢卫红主任以“设计膜、做好膜、用好膜”为主线,在国家自然科学基金创新研究群体项目支持下,构建从基础研究到工程应用的全链条创新体系,持续破解膜领域“通量-选择性”跷跷板效应、极端工况稳定性不足等行业瓶颈。

团队立足膜传质模型构建、膜微结构精密构筑、膜微结构稳定性控制三大科学方向,建立限域传质理论,突破固态溶剂调控、纳米胶囊封装、荷电渐变结构设计等关键技术,成功开发耐酸碱、耐有机溶剂特种纳滤膜、Janus 结构陶瓷膜、耐氯型 PDMS 膜等一批高端膜材料,多项成果达到国际领先水平。

依托创新中心平台优势,相关成果已在重油催化裂化、化工烟气治理、半导体溶剂回收等场景实现大型工业化应用,建成多条规模化生产线,催生多家高科技企业,显著提升轻质油收率、降低能耗与污染物排放,为石化、环保、新能源等产业绿色转型提供关键支撑。

作为国家高性能膜材料创新中心主任,邢卫红教授长期致力于膜材料关键共性技术攻关与成果转化,带领团队深耕基础、聚力产业,打造国际一流创新队伍,创办《先进膜》国际期刊,推动我国膜领域从跟跑到领跑的跨越发展,为保障产业链供应链安全、实现“双碳”目标注入强劲动能。

未来,国家高性能膜材料创新中心将继续在邢卫红主任带领下,深化基础理论研究,攻坚高端膜材料与分子/离子分离关键技术,拓展在新能源、环境治理、医药健康、绿色化工等领域应用,以原创技术与产业转化能力,助力我国膜材料产业迈向全球价值链高端。