Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ
Phần A: Khoa học tự nhiên, Công nghệ và Môi trường
ISSN 1859-2333 | e-ISSN 2815-5599

DOI:10.22144/ctujos.2026.006

CÔNG NGHỆ TÁCH ION ĐIỆN DUNG (CDI) TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI: CƠ CHẾ, ỨNG DỤNG VÀ TRIỂN VỌNG PHÁT TRIỂN

Thái Phương Vũ*
Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam
**Tác giả liên hệ (Corresponding author): tpvu@hcmunre.edu.vn*

Thông tin chung (Article Information)

Nhận bài (Received): 22/04/2025
Sửa bài (Revised): 26/05/2025
Duyệt đăng (Accepted): 05/12/2025

Title: *Capacitive deionization (CDI) technology in wastewater treatment: Mechanism, application, and development prospects*

Author: *Thai Phuong Vu**

Affiliation(s): *Faculty of Environment, Ho Chi Minh city University of Natural Resources and Environment, Viet Nam*

TÓM TẮT

Nước là tài nguyên thiết yếu đối với sự sống và sự phát triển bền vững của con người. Tình trạng ô nhiễm nguồn nước và khan hiếm nước ngọt ngày càng trở thành những thách thức nghiêm trọng trên toàn cầu. Trong bối cảnh đó, công nghệ tách ion điện dung (CDI) đã và đang thu hút sự quan tâm nhờ các ưu điểm nổi bật như tiêu thụ năng lượng thấp, hiệu quả xử lý cao, chi phí hợp lý, thân thiện với môi trường và khả năng tái sử dụng của vật liệu điện cực. Bài báo này được thực hiện nhằm trình bày tổng quan có hệ thống về nguyên lý hoạt động, cấu hình, vật liệu điện cực, và các ứng dụng nổi bật của công nghệ CDI, không chỉ trong khử muối mà còn trong loại bỏ kim loại nặng, hợp chất hữu cơ, chất dinh dưỡng và vi sinh vật. Trong nghiên cứu, việc phân tích cơ hội và thách thức đã được tiến hành, đồng thời các định hướng nghiên cứu tiếp theo cũng đã được đề xuất nhằm mở rộng ứng dụng công nghệ CDI trong xử lý nước tại Việt Nam.

Từ khóa: *CDI, chất dinh dưỡng, chất hữu cơ, khử trùng, kim loại nặng, tách ion điện dung*

ABSTRACT

Water is an essential resource for life and sustainable human development. Increasing water pollution and freshwater scarcity have become serious global challenges. In this context, capacitive deionization (CDI) technology has been attracting growing attention due to its outstanding advantages, including low energy consumption, high treatment efficiency, reasonable cost, environmental friendliness, and the reusability of electrode materials. This article provides a systematic overview of the operating principles, system configurations, electrode materials, and key applications of CDI technology—not only in desalination but also in the removal of heavy metals, organic compounds, nutrients, and microorganisms. The paper also analyzes current opportunities and challenges, while proposing future research directions to expand the application of CDI in water treatment in Vietnam.

Keywords: *Capacitive deionization, CDI, disinfection, heavy metals, nutrients, organic pollutants*

1. GIỚI THIỆU

Các tài liệu được sử dụng trong việc viết bài này đã được lựa chọn dựa trên những tiêu chí cụ thể nhằm đảm bảo tính khoa học, độ tin cậy và mức độ cập nhật. Cụ thể, các tài liệu tham khảo chủ yếu là các bài báo khoa học đã được công bố trên các tạp chí quốc tế uy tín trong giai đoạn từ năm 2010 đến nay. Những tài liệu có nội dung liên quan trực tiếp đến công nghệ tách ion điện dung (CDI), bao gồm nguyên lý hoạt động, cấu hình hệ thống, vật liệu điện cực, cũng như các ứng dụng trong xử lý nước thải, khử muối và loại bỏ các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ, được chọn lọc để phân tích. Đồng thời, các tài liệu được ưu tiên nếu có dữ liệu định lượng rõ ràng, phương pháp nghiên cứu minh bạch, và tính đại diện cao cho các hướng tiếp cận khác nhau của công nghệ.

Về phương pháp xử lý và phân tích tài liệu, việc áp dụng cách tiếp cận tổng hợp định tính kết hợp với phân tích định lượng gián tiếp đã được tiến hành trong bài báo. Cụ thể, các nội dung được hệ thống hóa và đối chiếu để làm rõ những điểm tương đồng và khác biệt giữa các cấu hình CDI như CDI truyền thống, CDI màng (MCDI), CDI điện cực dòng chảy (FCDI) và CDI lai (HCDI). Các loại vật liệu điện cực như carbon hoạt tính, graphene, carbon nanotubes, MOF-derived carbon, và vật liệu composite cũng được phân tích và so sánh dựa trên đặc điểm cấu trúc, hiệu suất hấp phụ ion và độ ổn định vận hành. Việc phân tích định lượng được thực hiện bằng cách tổng hợp các thông số kỹ thuật quan trọng từ các tài liệu tham khảo, bao gồm hiệu suất loại bỏ ion (%), khả năng hấp phụ điện (mg/g), mức tiêu thụ năng lượng (kWh/kg) và tỷ lệ thu hồi vật liệu. Các số liệu này được trích dẫn và đối chiếu nhằm làm rõ hiệu quả của từng công nghệ và vật liệu điện cực trong các điều kiện xử lý nước thải khác nhau.

Ngoài ra, phương pháp đối chiếu đa chiều đã được sử dụng để đánh giá ưu nhược điểm và triển vọng phát triển của công nghệ CDI trong từng ứng dụng cụ thể, từ khử muối đến loại bỏ các hợp chất hữu cơ, chất dinh dưỡng (NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}) và vi sinh vật. Các đánh giá này được củng cố bằng các trường hợp nghiên cứu điển hình, giúp làm rõ khả năng áp dụng công nghệ trong điều kiện thực tiễn, đặc biệt là tại Việt Nam. Việc tích hợp thông tin định tính và định lượng từ các nghiên cứu trước đây cho phép đưa ra cái nhìn toàn diện, khách quan về tiềm năng, hạn chế và hướng phát triển của công nghệ CDI trong tương lai.

2. XỬ LÝ NƯỚC THẢI

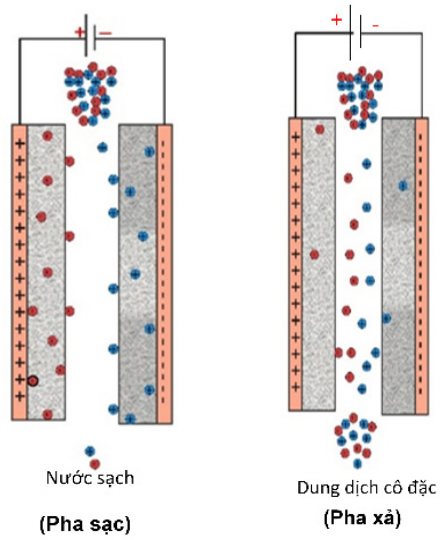
Trong vài thập kỷ qua, tình trạng thiếu nước toàn cầu ngày càng trở nên nghiêm trọng vì nhu cầu về nước sạch không ngừng tăng lên trong khi các nguồn nước thông thường đang giảm đáng báo động (UN, 2023). Nhu cầu về nước ngày càng tăng, do một số yếu tố, bao gồm gia tăng dân số, đô thị hóa và công nghiệp hóa, đang gây áp lực rất lớn lên nguồn cung cấp nước ngọt. Sau khi những thách thức này được xem xét, các kỹ thuật cải tiến đã được áp dụng để xử lý nước một cách tối ưu bằng năng lượng và tiết kiệm chi phí là điều cần thiết để giải quyết vấn đề về nước. Các kỹ thuật cải tiến này không chỉ có thể cung cấp một giải pháp bền vững mà còn ít tác động sinh thái tiêu cực đến môi trường hơn so với các phương pháp xử lý nước thông thường hiện đang sử dụng. Bên cạnh đó, việc kiểm soát nguồn nước thải là rất quan trọng đối với việc bảo vệ môi trường, vì nó không chỉ bảo vệ hệ sinh thái hiện tại mà còn bảo vệ sức khỏe của các thế hệ tương lai.

Nhiều chiến lược liên quan đến các phương pháp vật lý và hóa học đa dạng, bao gồm kết tủa hóa học, trao đổi ion, hấp phụ và tách màng, đã được nghiên cứu để xử lý nước thải (Qasem et al., 2021). Mặc dù các phương pháp này thể hiện hiệu quả cụ thể trong việc loại bỏ kim loại, nhưng chúng cũng phải đối mặt với những thách thức (Crini & Lichtfouse, 2019; Fu & Wang, 2011). Ví dụ, kết tủa hóa học thường được sử dụng do tính đơn giản và khả năng xử lý nồng độ nước thải cao. Tuy nhiên, nó tạo ra bùn thứ cấp khó xử lý và tốn kém (Fu & Wang, 2011). Tương tự như vậy, sự trao đổi ion dẫn đến ô nhiễm thứ cấp vì cần có tác nhân hóa học để tái tạo nhựa và xử lý kim loại hấp thụ trong giai đoạn tái tạo (Zhao et al., 2018). Ngoài ra, việc hấp phụ và lọc màng gặp khó khăn khi xử lý nước thải có nồng độ chất ô nhiễm cao và phát sinh chi phí vận hành dài hạn (Abdullah et al., 2019; Singh et al., 2017). Do đó, điều bắt buộc là phải tìm ra các kỹ thuật tiết kiệm chi phí để giảm thiểu chất thải phát sinh đồng thời giảm hiệu quả các chất ô nhiễm có trong nước thải. Cho đến nay, tách ion điện dung là một kỹ thuật mới nổi trong xử lý nước do tính đơn giản, tiết kiệm năng lượng và bền vững với môi trường (Luo et al., 2020; Xing et al., 2020). Kỹ thuật này đã được nghiên cứu rộng rãi để khử muối; tuy nhiên, tiềm năng loại bỏ chất ô nhiễm của công nghệ tách ion điện dung là một lĩnh vực nghiên cứu và đang được tiến hành (Ahmed & Tewari, 2018; Liu et al., 2017).

3. TÁCH ION ĐIỆN DUNG

3.1. Nguyên lý hoạt động

Tách ion điện dung (CDI), được giới thiệu vào những năm 1960, đã thu hút được sự quan tâm đáng kể khoảng hai thập kỷ trước sau khi tiến triển chậm trong nhiều năm. Điển hình, quá trình CDI hoạt động dưới 1,23 V để ngăn chặn quá trình điện phân nước. Trong một thiết bị CDI, các ion bị bắt giữ trong các lớp kép điện trên các điện cực điện dung thông qua tương tác tĩnh điện hoặc trong các cấu trúc của điện cực pin thông qua xen kẽ Faradaic khi điện áp được áp dụng cho một cặp điện cực (Ahmed & Tewari, 2018; Cheng et al., 2019). CDI hoạt động dựa trên cơ chế hấp phụ tĩnh điện (non-Faradaic), trong đó các ion bị hút vào lớp điện kép (Electrical Double Layer - EDL) tại bề mặt điện cực khi có điện trường. Ion dương (cation) được giữ ở điện cực âm và ion âm (anion) tại điện cực dương (Porada et al., 2013; Zhang et al., 2018). Khi ngắt điện hoặc đảo điện thế, các ion được giải phóng khỏi bề mặt điện cực. Một số cấu hình điện cực lai có thể xảy ra phản ứng Faradaic hỗ trợ, đặc biệt với các vật liệu như MnO_2, nhưng vẫn giữ bản chất chính là tách ion bằng hấp phụ tĩnh điện. Cụ thể, điện cực âm lưu trữ các cation, trong khi điện cực dương lưu trữ các anion. Trong pha xả, quá trình tái sinh điện cực có thể xảy ra thông qua ba phương pháp: không áp dụng điện áp, đảo ngược điện áp hoặc kết hợp giữa ngắt điện thế và điện áp đảo ngược. Các phương pháp này tạo điều kiện cho việc tái tạo điện cực và giải phóng điện tích đã thu được vào dung dịch cô đặc. Chu kỳ tiếp theo được thực hiện sau khi pha xả hoàn tất. Nguyên lý hoạt động của CDI thường được mô tả trong Hình 1.



Hình 1. Nguyên lý hoạt động của quá trình CDI

3.2. Một vài cấu trúc điển hình của quá trình tách ion điện dung

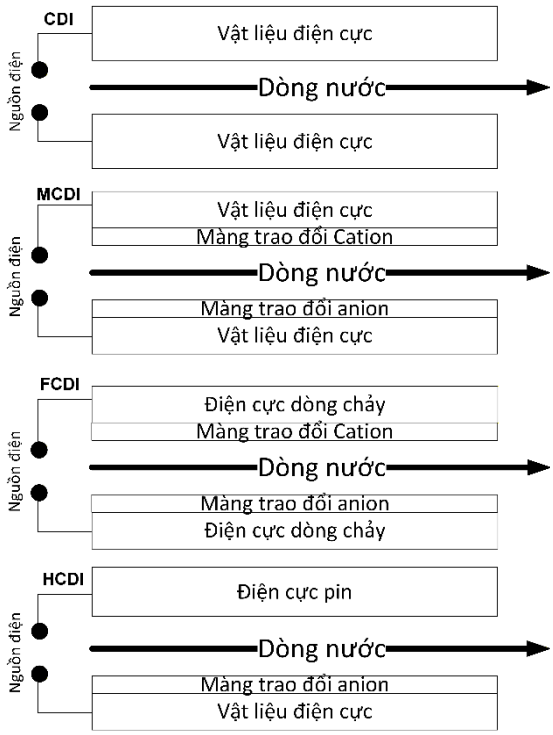
Các cấu hình phổ biến bao gồm CDI truyền thống (flow-by), CDI màng (MCDI), CDI điện cực dòng chảy (FCDI) và CDI lai (HCDI). Vật liệu điện cực đóng vai trò then chốt, với yêu cầu diện tích bề mặt lớn, độ dẫn điện cao và ổn định hóa học. Carbon xốp, than hoạt tính, graphene, carbon nanotubes, vật liệu nền MOF và composite dẫn điện là những lựa chọn phổ biến.

Flow-by CDI, hay còn gọi đơn giản là CDI, đại diện cho cấu hình thông thường của một cấu hình CDI. Cấu hình CDI bao gồm hai điện cực, một điện cực tích điện dương và một điện cực tích điện âm, tạo điều kiện cho quá trình hấp phụ các cation và anion (Alvarado & Chen, 2014; Li & Zou, 2011). Điện thế được áp dụng trên các điện cực tạo ra một trường điện, thúc đẩy sự di chuyển của ion về phía các điện cực và tích tụ trong các lớp điện kép, do đó tạo ra một dung dịch mới (Li & Zou, 2011). Điện cực bão hòa có thể được tái sinh bằng cách giải hấp các ion thông qua chế độ điện áp ngược hoặc chế độ ngắn mạch, giải phóng các ion và tạo ra dung dịch cô đặc. Vì điện tích được lưu trữ được giải phóng trong giai đoạn xả, nên cũng có thể sử dụng năng lượng phục hồi (Xing et al., 2020). Hình 2(a) trình bày cấu hình của CDI.

Cấu hình tách ion điện dung màng (MCDI) là phiên bản sửa đổi của CDI sử dụng các màng trao đổi ion (IEMs). Về cơ bản, nó hoạt động tương tự như CDI nhưng có thể đạt được những tiến bộ khi sử dụng IEMs. Thiết bị MCDI được trang bị một

màng trao đổi cation được đặt ở vị trí trước catốt và một một màng trao đổi anion được đặt ở vị trí tương tự trước anot. IEMs được sử dụng giúp tăng tốc độ di chuyển ion trong quá trình hấp phụ điện bằng cách giảm sự đẩy co-ion ra ngoài (Biesheuvel & van der Wal, 2010). Ngoài ra, IEMs có tác dụng ngăn chặn hiện tượng đảo ngược hấp phụ xảy ra trong pha xả, do đó cho phép giải hấp hoàn toàn các ion đối nghịch đã được hấp phụ (Li & Zou, 2011). Hơn nữa, việc lắp đặt IEM hoạt động như một rào cản, ngăn chặn hiệu quả sự khuếch tán oxy về phía điện cực, do đó ngăn ngừa sự xảy ra của các phản ứng Faradaic có thể ảnh hưởng đến hiệu quả của điện cực (Tang et al., 2017). Theo cách này, thiết bị MCDI thể hiện hiệu suất vượt trội so với thiết bị CDI về hiệu quả loại bỏ ion. Tuy nhiên, việc đánh giá giá cả, hiệu quả và tuổi thọ là rất quan trọng khi xem xét việc sử dụng IEMs trong thiết bị MCDI. Có kết quả báo cáo cho rằng việc sử dụng IEMs góp phần đáng kể vào tổng chi phí sản xuất nước do thiết bị MCDI, chiếm khoảng 50% tổng giá thành đầu tư (Hand et al., 2019). Hình 2(b) cung cấp cấu hình của thiết bị MCDI.

Một tiến bộ khác đáng kể từ MCDI là sự ra đời của phương pháp tách ion điện dung điện cực dòng chảy (FCDI), dung dịch carbon được sử dụng có thể chảy thay vì điện cực carbon xốp rắn, như mô tả trong Hình 2(c). Thiết bị FCDI thông thường bao gồm các bộ thu dòng điện, bộ tách và bộ giãn cách, được đặt cùng nhau bằng một bộ tấm cuối (Yu et al., 2022). Buồng chứa, nơi nước cấp đi qua, được tạo ra giữa hai bộ tách. Buồng điện cực được hình thành bằng cách định vị các bộ tách vào các bộ thu dòng điện, có các kênh dòng chảy được khắc vào chúng. Một máy bơm được sử dụng để bơm các điện cực dòng chảy giữa bình chứa và các buồng điện cực. FCDI tạo điều kiện loại bỏ liên tục nước cấp có nồng độ cao mà không cần quy trình xả truyền thống như trong CDI hoặc MCDI thông thường (Yu et al., 2022). Tuy nhiên, năng lượng bị thất thoát khi điện cực được sử dụng dưới dạng bùn (bột) khi tuần hoàn liên tục, gây ra điện trở vận chuyển ion do độ dẫn điện kém của bùn điện cực dòng chảy, ảnh hưởng tiêu cực đến hiệu suất (Ma et al., 2019; Yu et al., 2022). Ngoài ra, tỷ lệ thu hồi năng lượng cao nhất đạt được là 60% trong FCDI (Ma et al., 2019).



Hình 2. Kiến trúc điển hình của CDI

Gần đây, quá trình tách ion điện dung lai (HCDI) đã được báo cáo, mở ra một giai đoạn mới trong công nghệ CDI (Leong et al., 2021). HCDI đại diện cho một hệ thống không đối xứng bao gồm hai loại điện cực riêng biệt: vật liệu điện cực cho quy trình CDI và điện cực pin, như minh họa trong Hình 3(d). Điện cực pin tạo điều kiện cho sự xen kẽ/hủy xen kẽ cation, trong khi điện cực điện dung cho phép hấp phụ/nhả hấp phụ anion, kèm theo màng trao đổi anion, góp phần tạo nên lượng điện dung lớn (Leong et al., 2021; Tang et al., 2019). Như đã được báo cáo trước đây, HCDI thể hiện khả năng tách ion lớn hơn khi so sánh với CDI thông thường (Xing et al., 2020).

4. ỨNG DỤNG CỦA TÁCH ION ĐIỆN DUNG TRONG KHỬ MUỐI

Ý tưởng về điện hóa để khử muối đã tạo nền tảng cho sự tiến bộ của công nghệ CDI trong khử muối. Các điện cực ban đầu sử dụng than hoạt tính xốp; tuy nhiên, những thách thức liên quan đến độ dẫn điện, khả năng thấm ướt và khả năng hấp phụ đã thúc đẩy các nhà nghiên cứu nghiên cứu nhiều sửa đổi khác nhau để nâng cao hiệu quả của chúng (AL-Rajabi et al., 2024). Ryoo et al. (2003) đã cải tiến điện cực than hoạt tính thông qua việc kết hợp TiO_2, dẫn đến sự gia tăng đáng kể khả năng hấp phụ Na^+. Các vật liệu carbon thay thế đã được khám phá để

khắc phục những hạn chế của than hoạt tính truyền thống. Ví dụ, MnO_2, một loại oxit kim loại chuyển tiếp, thể hiện điện dung lý thuyết cao (> 1300 F/g), nhưng nó phải đối mặt với những thách thức do độ dẫn điện hạn chế (Li et al., 2018; Zhang et al., 2024). Để giải quyết thách thức này, MnO_2 thường được tích hợp với than hoạt tính, cải thiện hiệu suất hấp phụ điện của nó. Adorna et al. (2020) sản xuất than sinh học hoạt tính từ vỏ dừa, khi kết hợp với MnO_2, cho thấy hiệu suất đáng chú ý trong lĩnh vực tách ion, với khả năng hấp phụ điện riêng là 68,4 mg/g để loại bỏ Na^+.

Bên cạnh đó, graphene được biết đến với độ dẫn điện đáng chú ý và diện tích bề mặt rộng (2630 m^2/g), đã nổi lên như một vật liệu rất hứa hẹn cho các điện cực trong công nghệ CDI trong quá trình khử muối (Bao et al., 2023). Zhang et al. (2022) đã tạo ra các điện cực graphene thể hiện khả năng khử muối đặc biệt thông qua việc sử dụng vật liệu composite lõi-vỏ. Hơn nữa, các ống nano carbon (CNT), dù là một lớp hay nhiều lớp, đều thể hiện độ bền cơ học và độ ổn định đặc biệt, khiến chúng trở nên lý tưởng để sử dụng trong lĩnh vực này. Hu et al. (2022) đã đạt được tiến bộ đáng kể trong nghiên cứu bằng cách kết hợp các hạt nano coban và coban oxit vào các ống nano carbon, dẫn đến hiệu suất khử muối được cải thiện. Vật liệu điện cực có khả năng khử muối đáng kể là 66,91 mg/g NaCl.

Khả năng hấp phụ điện của vật liệu carbon không còn đáp ứng được nhu cầu của công nghệ CDI đang phát triển nhanh chóng. Để phát triển vật liệu điện cực có khả năng hấp phụ điện được cải thiện, các nhà nghiên cứu đã kết hợp carbon có nguồn gốc từ MOF, xanh Phổ (PB) và các chất tương tự (PBA) của nó với nhiều vật liệu gốc carbon khác nhau. Chúng bao gồm vật liệu composite carbon-graphene có nguồn gốc từ MOF, PBA-CNT, vật liệu composite sợi nano carbon-carbon có nguồn gốc từ MOF và vật liệu composite ống nano carbon-carbon có nguồn gốc từ MOF. Ví dụ, Shi et al. (2018) đã tổng hợp Fe-MOF và graphene, cho thấy khả năng hấp phụ điện là 37,6 mg/g với hiệu suất khử muối ổn định. Graphene cung cấp các đường dẫn điện, trong khi Fe-MOF góp phần tạo nên cấu trúc carbon xốp, giúp tăng cường hiệu quả tổng thể của vật liệu. Hơn nữa, PB và PBA là vật liệu xen kẽ được biết đến với khả năng riêng lý thuyết cao, tính an toàn, độc tính thấp và dễ tổng hợp. Tuy nhiên, chúng có độ dẫn điện kém, kết tụ hạt và độ ổn định chu kỳ hạn chế, hạn chế việc sử dụng thực tế của chúng trong CDI (Bao et al., 2023). Việc kết hợp PBA với vật liệu carbon giúp tăng cường hiệu suất khử muối của chúng một cách hiệu quả (Nai & Lou, 2019). Gong et al. (2022) đã phát triển một vật liệu composite ống nano carbon/xanh phổ rỗng từng bước (SHPB/CNT) đạt được khả năng khử muối cao là 103,4 mg/g và độ ổn định chu kỳ tuyệt vời. CDI hiệu quả trong xử lý nước lợ, nước tái sử dụng, hoặc nước thải có độ mặn thấp.

5. MỘT VÀI ỨNG DỤNG CÔNG NGHỆ CDI TRONG XỬ LÝ CHẤT Ô NHIỄM TỪ NƯỚC THẢI

5.1. Các chất gây ô nhiễm hữu cơ

Các quá trình non-Faradaic và Faradaic là hai cơ chế chính để giải thích quá trình lưu trữ ion trong quá trình CDI (Zhang et al., 2018). Trong khi quá trình non-Faradaic, phụ thuộc vào việc tạo ra EDL, được báo cáo là một quá trình điện hóa quan trọng để loại bỏ ion, trong đó các ion được lưu trữ trong EDL được tạo ra bên trong các lỗ điện cực (Xing et al., 2020; Zhang et al., 2018). Các quá trình Faradaic diễn ra trong CDI có cả ưu điểm và nhược điểm tùy thuộc vào mục tiêu sử dụng CDI để loại bỏ ô nhiễm. Ngoài việc loại bỏ ion, công nghệ CDI dựa trên kết quả tích cực của quá trình Faradaic được sử dụng để xử lý các chất gây ô nhiễm hữu cơ và khử trùng nước (Zhang et al., 2018).

Các điện cực hydrogel graphene lỗ (r-HGH) thể hiện những lợi thế đáng kể trong quá trình điện phân các ion hữu cơ tích điện trong hệ thống CDI. Các điện cực r-HGH chứng minh khả năng hấp phụ điện là 57 mg/g đối với metyl cam, với thời gian cân bằng hấp phụ và giải hấp lần lượt là 200 giây và 100 giây (Liu et al., 2021). Bên cạnh đó, than hoạt tính cũng đã được sử dụng để xử lý sulfadimethoxine (SDM), ciprofloxacin (CIP) và clarithromycin (CLA) trong nước. Kết quả cho thấy các loại kháng sinh này đã được loại bỏ với hiệu suất 99,9% trong nước mặt, giảm nồng độ kháng sinh xuống mức vết là 580 ng/L. Nồng độ nước thải đã được hạ thành công xuống còn từ 0,4 đến 1,2 ng/L. Ngoài ra, hiệu suất thu hồi của than hoạt tính được sử dụng để hấp phụ SDM đạt 96,35% (Wang et al., 2018). Trong nghiên cứu của Shim et al. (2021), việc điều tra tác động của vật chất hữu cơ tự nhiên (NOM) đến hiệu suất của MCDI đã được thực hiện. Ở nghiên cứu này, việc kiểm tra tác động của axit humic (HA) và axit tannic (TA) lên MCDI với nước cấp NaCl và $CaCl_2$ đã được tiến hành. HA làm giảm lượng muối loại bỏ tới 68% trong NaCl nhưng có tác động tối thiểu đến $CaCl_2$ do hình thành phức hợp với Ca^{2+}. TA, với kích thước phân tử nhỏ hơn, làm giảm tỷ lệ loại bỏ 37% đối với NaCl và 60% đối với $CaCl_2$, làm tăng sức đề kháng và mức tiêu thụ năng lượng (Shim et al., 2021). Kết quả các nghiên cứu cho thấy CDI có

thể loại bỏ hiệu quả các hợp chất kháng sinh, thuốc trừ sâu và vi khuẩn khi kết hợp vật liệu chức năng hoặc bổ sung điện áp Faradaic nhẹ.

5.2. Chất dinh dưỡng

Amoniac, nitrat (NO_3^-) và nitrit (NO_2^-) là sản phẩm của chu trình nitơ thường thấy trong môi trường nước, chẳng hạn như hồ, suối và nguồn nước uống. Trong nhiều nghiên cứu, hệ thống CDI đã được sử dụng để loại bỏ NO_3^- và NO_2^- khỏi nước thải. Li et al. (2020) đã phát triển điện cực polyme trao đổi ion và cellulose vi khuẩn cacbon hóa (CBC) được xử lý bằng polyme trao đổi cation, axit glutaric (GA) và axit sulfosuccinic (SSA) cho một ô CDI không đối xứng (p-CDI). Điện cực AC/CBC-SSA cho thấy khả năng hấp phụ muối cao (14,56 mg/g) và hiệu quả loại bỏ NO_3^- (71,01%) so với điện cực AC/AC, cho thấy khả năng hấp phụ muối là 4,81 mg/g và hiệu quả loại bỏ NO_3^- là 12,74%. Thứ tự khả năng hấp phụ được ghi nhận là $NO_2^- > SO_4^{2-} > NO_3^- > F- \approx Cl^-$ (Li et al., 2020). Mubita et al. (2019) quan sát thấy rằng Cl^- ban đầu được hấp phụ trên các cacbon vi xốp, nhưng NO_3^- dần thay thế Cl^- trong quá trình hấp phụ bằng điện. Độ chọn lọc NO_3^- tăng theo thời gian nhưng giảm ở điện áp cao hơn do sự hấp thụ Cl^- tăng. Kết quả một nghiên cứu khác chứng minh rằng hệ thống CDI với điện cực than hoạt tính đạt được khả năng loại bỏ 48% NO_3^- và tỷ lệ thu hồi 21% từ nước thải sinh hoạt có độ mặn thấp (Pastushok et al., 2019). Gần đây, Su et al. (2021) đã giới thiệu một hệ thống dòng chảy điện hóa sử dụng catốt titan và anot chứa than hoạt tính dạng hạt (GAC). Hệ thống này kết hợp các phản ứng oxy hóa khử điện hóa với hấp phụ bằng điện, đạt được hiệu quả loại bỏ NO_3^- cao. Các ion NO_3^- được hấp phụ điện trên GAC tích điện dương, sau đó là quá trình khử điện thành NH_4^+ ở catốt và quá trình oxy hóa thành N_2 bằng clo tạo ra ở anốt, dẫn đến độ chọn lọc N2 gần 100%. Hơn nữa, Fang et al. (2021) đã đánh giá hệ thống FCDI để loại bỏ amoniac, phát hiện ra tác động tối thiểu từ hàm lượng AC, trong khi nồng độ amoniac ban đầu ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả loại bỏ, có thể là do sự chênh lệch giữa khả năng sử dụng ion và hạn chế của vị trí hấp phụ. Kết quả báo cáo cho thấy hệ thống FCDI với điện cực MXene ($Ti_3C_2T_x$) đạt hiệu quả loại bỏ amoniac cao, mức tiêu thụ năng lượng thấp (0,45 kWh/kg) và khả năng hấp phụ amoniac đáng kể (460 mg/g), với hiệu quả loại bỏ 60% (Mansoor et al., 2022).

Việc loại bỏ phosphate và lưu huỳnh là rất quan trọng để bảo vệ chất lượng nước và kiểm soát ô nhiễm. Hong et al. (2020) đã chứng minh rằng điện cực composite hydroxide kép/graphene oxide khử (LDH/rGO) phân lớp trong CDI loại bỏ chọn lọc phosphate, duy trì hiệu suất cao ngay cả trong môi trường giàu clorua. Điện cực composite ZnFe-PANI/CNT được sử dụng để loại bỏ phosphate trong nước thải, loại bỏ hiệu quả phosphate ở nồng độ 2 – 10 mg/L trong phạm vi pH từ 3 đến 10, giảm phosphate nước thải xuống 0,095 mg/L (Zhang et al., 2024). Ngoài ra, hệ thống điện cực không đối xứng với $Na_{0,7}MnO_2$ làm điện cực âm và than hoạt tính làm điện cực dương đạt được khả năng hấp phụ điện là 0,183 mmol/g trong NaCl, 0,178 mmol/g trong $NaNO_3$ và 0,124 mmol/g trong Na_2SO_4. Thứ tự của khả năng hấp phụ điện là $SO_4^{2-} > Cl^- > NO_3^-$, cho thấy sự hấp phụ ion ưu tiên dựa trên bán kính hydrat hóa và hóa trị (Zhou et al., 2018).

5.3. Khử trùng nước

Wang et al. (2018) đã chứng minh rằng ở 1,2 V, điện cực than hoạt tính tiếp xúc được chức năng hóa bằng hợp chất amoni bậc bốn có thể tiêu diệt 99% Escherichia coli hoặc Pseudomonas aeruginosa. Sau năm chu kỳ tái sinh, E. coli tiêu diệt với tỷ lệ khoảng 90%. Đối với các cộng đồng vi khuẩn hỗn hợp trong nước ngầm, Laxman et al. (2020) đã sử dụng điện cực than hoạt tính dạng vải để đánh giá ảnh hưởng của nồng độ ion đến quá trình hấp phụ điện và khử trùng. Kết quả cho thấy đối với cả nước tổng hợp và nước ngầm, có thể loại bỏ tới 75% tế bào vi khuẩn thông qua tế bào CDI trong khi vẫn duy trì khả năng loại bỏ muối. Tại catốt và anot CDI, các ion hydro peroxide (H_2O_2) và hydronium (H_3O^+) được tạo ra. Người ta giải thích rằng các phản ứng faradaic đang diễn ra tại các điện cực. Các chất oxy hóa hóa học này tiêu diệt các tế bào E. coli trong giai đoạn tách ion, sau đó giải phóng chúng vào dòng nước trong quá trình tái sinh điện cực (Laxman et al., 2020). Kết quả nghiên cứu của Janpoor et al. (2021) cho thấy các điện cực làm bằng nanocomposite GO/G5/Ag có triển vọng trong các ứng dụng khử muối và khử trùng. Hệ thống CDI tiêu diệt 99,9% vi khuẩn coliform trong dung dịch NaCl (500 mg/L) chứa 1.000, 10.000 và 100.000 MPN vi khuẩn coliform trong 30 phút, 60 phút và 120 phút.

Bảng 1. Kết quả ứng dụng công nghệ CDI trong xử lý nước thải

STT	Loại nước thải	Chất ô nhiễm chính	Nồng độ ban đầu	Hiệu quả xử lý	Cấu hình CDI & vật liệu điện cực	Thời gian xử lý/Điện áp	Tài liệu tham khảo
1	Nước mặt ô nhiễm kháng sinh	SDM, CIP, CLA	0,4 – 1,2 µg/L	Loại bỏ 99,9%	CDI truyền thống, điện cực than hoạt tính	Không nêu rõ	Wang et al. (2018)
2	Nước thải sinh hoạt	NO_3^-	Không nêu rõ	48%	CDI với điện cực than hoạt tính	Không nêu rõ	Pastushok et al. (2019)
3	Nước thải thuốc nhuộm	NO_3^-, NO_2^-, SO_4^{2-}	Không nêu rõ	NO_3^-: 71,01%; SO_4^{2-}: cao hơn NO_3^-	p-CDI, điện cực AC/CBC-SSA	Không nêu rõ	Li et al. (2020)
4	Nước thải giàu phosphate	PO_4^{3-}	2 – 10 mg/L	Giảm xuống còn 0,095 mg/L	CDI, điện cực ZnFe-PANI/CNT	pH 3 – 10	Zhang et al. (2024)
5	Nước thải nông nghiệp	NH_4^+	~ 500 mg/L	60% (460 mg/g)	FCDI, điện cực MXene (Ti_3C_2Tx)	0,45 kWh/kg	Mansoor et al. (2022)
6	Nước chứa methyl cam	Methyl Orange	Không nêu rõ	57 mg/g (adsorption)	CDI, điện cực hydrogel graphene lỗ	Thời gian cân bằng: 200s	Liu et al. (2021)
7	Nước ngầm vi sinh	E. coli, P. aeruginosa	~10^6 MPN/100mL	Loại bỏ 99%	CDI, điện cực than hoạt tính amoni bậc bốn	1,2 V, 5 chu kỳ	Wang et al. (2018)
8	Nước tổng hợp chứa vi khuẩn coliform	Coliform (MPN)	100.000 MPN	99,9%	CDI, điện cực GO/G5/Ag	30–120 phút	Janpoor et al. (2021)

6. CƠ HỘI VÀ THÁCH THỨC TRONG ỨNG DỤNG CDI TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Việc ứng dụng công nghệ CDI trong xử lý nước thải mở ra tiềm năng lớn trong lĩnh vực xử lý nước với các lợi thế vượt trội về kinh tế và môi trường. Là một kỹ thuật điện hóa, CDI dựa trên cơ chế loại bỏ ion bằng cách áp dụng dòng điện thấp qua các điện cực hấp phụ. Điều này giúp loại bỏ hiệu quả các chất ô nhiễm vô cơ, chủ yếu là các ion kim loại nặng và các chất có khả năng dẫn điện từ nước thải, đồng thời có khả năng tái sinh điện cực, giảm tiêu hao hóa chất và tiêu thụ năng lượng thấp hơn so với các phương pháp xử lý truyền thống (Bao et al., 2023). CDI phù hợp với các hệ thống xử lý nước thải công suất nhỏ đến trung bình, đặc biệt là nước thải đô thị, công nghiệp nhẹ và nông nghiệp. Kết quả các nghiên cứu cho thấy ngưỡng lưu lượng hiệu quả từ 0,1 đến vài m^3/h. Tuy nhiên, công nghệ này còn đối mặt với hiện tượng tắc nghẽn điện cực, chọn lọc ion chưa cao và chi phí vật liệu tiên tiến còn cao (Tang et al., 2019; Yang et al., 2021; Ghaffour et al., 2015).

6.1. Tiềm năng ứng dụng của công nghệ CDI

Công nghệ CDI cung cấp một lựa chọn thay thế đáng kể so với các phương pháp xử lý nước thải truyền thống như thẩm thấu ngược (RO), trao đổi ion và lọc màng nano, vốn đòi hỏi chi phí vận hành cao và tiêu hao lượng lớn hóa chất (Aliyu et al., 2018). Công nghệ CDI hoạt động ở điện thế thấp, thường dao động từ 1,0 đến 1,5 V, giúp giảm năng lượng tiêu thụ. Ngoài ra, quá trình CDI không cần áp suất cao như trong RO, do đó giúp giảm đáng kể chi phí vận hành và bảo trì (Ahmed & Tewari, 2018). Đặc biệt, CDI có thể tái sử dụng điện cực và tạo ra lượng nước sạch liên tục mà không yêu cầu nhiều lần thay thế hóa chất xử lý, phù hợp với các hệ thống xử lý bền vững và thân thiện với môi trường.

Bên cạnh đó, CDI cũng có thể ứng dụng trong việc xử lý các loại nước thải công nghiệp và nông nghiệp, nơi hàm lượng ion kim loại nặng và các chất ô nhiễm là vấn đề lớn. CDI được xem là công nghệ phù hợp để loại bỏ các ion như Cu^{2+}, Ni^{2+}, v.v và các ion khác có tính độc hại cao đối với môi trường. Đồng thời, khả năng xử lý các chất ô nhiễm đa dạng

làm cho CDI trở thành một giải pháp tiềm năng trong các khu vực bị ô nhiễm nặng hoặc có nguồn tài nguyên nước hạn chế.

6.2. Các thách thức chính trong ứng dụng CDI

Một trong những thách thức lớn nhất của CDI khi ứng dụng trong xử lý nước thải là hiện tượng bám cặn và tắc nghẽn điện cực, gây ra bởi các ion đa hóa trị như Sắt (Fe) và Chromium (Cr), hoặc các chất hữu cơ phức tạp. Các ion đa hóa trị dễ dàng tạo cặn trên bề mặt điện cực, làm giảm khả năng hấp phụ và tăng cường hiện tượng cản trở dòng điện trong quá trình tái sinh điện cực. Điều này không chỉ làm giảm hiệu suất loại bỏ ion mà còn ảnh hưởng đến tuổi thọ của hệ thống. Để giải quyết vấn đề này, việc nghiên cứu và phát triển các vật liệu điện cực có khả năng chống bám cặn là cần thiết, bao gồm việc sử dụng các lớp phủ nano hoặc điều chỉnh cấu trúc của vật liệu carbon.

Thách thức thứ hai là tính chọn lọc thấp đối với các loại ion có kích thước và điện tích tương đương. Trong môi trường nước thải phức tạp, CDI có thể gặp khó khăn trong việc phân biệt và loại bỏ các ion mong muốn khỏi hỗn hợp ion phức tạp, dẫn đến hiệu suất không cao khi xử lý các loại nước thải có thành phần phức tạp. Để cải thiện tính chọn lọc, các nghiên cứu hiện tại khi được thực hiện chủ yếu tập trung vào việc phát triển các hệ thống MCDI hoặc các điện cực có cấu trúc phân tử tối ưu, giúp tăng cường khả năng loại bỏ chọn lọc.

Thêm vào đó, chi phí chế tạo các vật liệu điện cực chất lượng cao như carbon kích hoạt, graphene, hoặc các vật liệu tổ hợp có thể khá cao, làm gia tăng chi phí đầu tư ban đầu cho hệ thống CDI. Vật liệu điện cực cần đảm bảo tính ổn định, độ bền cao, và khả năng chống chịu với các điều kiện khắc nghiệt trong môi trường nước thải. Việc giảm thiểu chi phí vật liệu điện cực, cũng như tìm kiếm các vật liệu thay thế có hiệu suất tương tự nhưng giá thành thấp hơn, là một hướng đi quan trọng để tăng cường tính khả thi của CDI trong ứng dụng thực tiễn.

7. TRIỂN VỌNG PHÁT TRIỂN

Phát triển vật liệu điện cực thế hệ mới: tập trung vào các vật liệu lai (composite) có độ dẫn điện cao, diện tích bề mặt lớn, khả năng chống bám cặn và ổn định hóa học tốt như: Graphene oxide (GO), carbon aerogels, MXenes, Prussian blue analogs (PBAs); các vật liệu này cần được kết hợp với chất nền sinh học hoặc vật liệu có nguồn gốc tự nhiên (biochar, cellulose biến tính). Tăng khả năng hấp phụ ion và chu kỳ sử dụng điện cực.

Tối ưu hóa cấu trúc điện cực và tế bào CDI: Việc thiết kế cấu trúc lỗ xốp phân cấp cần được tiến hành để tăng cường tốc độ vận chuyển ion, mô phỏng dòng chảy và điện trường (CFD, FEM) cần được ứng dụng để thiết kế tối ưu cấu trúc thiết bị.

Cải tiến hệ thống MCDI và HCDI: Việc tăng cường tính chọn lọc ion, đặc biệt trong môi trường nước thải có thành phần phức tạp cần được thực hiện; điện cực CDI cần được kết hợp với điện cực pin để tận dụng cả quá trình hấp phụ tĩnh điện và Faradaic, nâng cao hiệu suất xử lý.

Tích hợp CDI với các công nghệ xử lý khác: Việc kết hợp với xử lý sinh học sơ cấp, keo tụ/kết tủa hóa học, hoặc lọc màng vi sinh cần được tiến hành để loại bỏ trước các chất hữu cơ lớn, kim loại đa hóa trị; giảm tắc nghẽn điện cực và kéo dài tuổi thọ hệ thống.

Ứng dụng trí tuệ nhân tạo (AI) và học máy (ML): Hiệu suất hoạt động, tuổi thọ điện cực, tối ưu vận hành theo thời gian thực cần được dự báo; mô hình điều khiển thông minh cho hệ thống CDI tự động cũng cần được phát triển.

Khả năng thu hồi năng lượng và tái sử dụng vật liệu: việc thiết kế hệ thống hồi năng lượng trong giai đoạn xả điện cực cần được thực hiện; bên cạnh đó việc tái sinh và tái sử dụng điện cực bằng các phương pháp cơ học, hóa học thân thiện với môi trường cũng cần được triển khai.

Nghiên cứu ứng dụng CDI tại Việt Nam: Các mô hình thử nghiệm quy mô pilot cho các loại nước thải đặc thù tại Việt Nam (nước thải nông nghiệp, chế biến thủy sản, đô thị) cần được tiến hành. Chi phí - lợi ích cụ thể trong điều kiện kinh tế kỹ thuật tại địa phương cũng cần được phân tích.

Bảng 2. Tổng hợp các triển vọng phát triển công nghệ CDI theo các hướng nghiên cứu chính

STT	Hướng phát triển	Nội dung chi tiết	Lợi ích tiềm năng	Tài liệu tham khảo
1	Vật liệu điện cực thế hệ mới	Composite GO, MOF-carbon, PBAs, MXene	Tăng hấp phụ ion, chống bám cặn, tái sử dụng	Bao et al. (2023), Gong et al. (2022), Mansoor et al. (2022)
2	Thiết kế cấu trúc điện cực	Lỗ xốp phân cấp, mô phỏng CFD	Tăng vận chuyển ion, giảm điện trở	Cheng et al. (2019); Zhang et al. (2022)
3	Phát triển MCDI & HCDI	Tăng chọn lọc ion, tích hợp điện cực Faradaic	Xử lý nước phức tạp, hiệu suất cao	Tang et al. (2019); Leong et al. (2021)
4	Tích hợp công nghệ xử lý khác	Sinh học, keo tụ, lọc màng	Giảm tắc nghẽn điện cực	Bao et al., 2023; Ghaffour et al. (2015)
5	Ứng dụng AI/ML	Dự báo tuổi thọ, mô hình điều khiển	Tối ưu hóa tự động hệ thống	Yang et al. (2021)
6	Thu hồi năng lượng & tái sử dụng	Hồi năng lượng pha xả, tái sinh điện cực	Giảm chi phí vận hành	Ma et al. (2019); Hand et al. (2019)
7	Ứng dụng tại Việt Nam	Pilot cho nước thải đặc thù trong nước	Phù hợp điều kiện địa phương	Bao et al. (2023); UN (2023)

Ngoài ra, sự kết hợp giữa công nghệ CDI với các phương pháp tiền xử lý nước thải như xử lý sinh học hoặc kết tủa hóa học giúp loại bỏ phần lớn các chất gây bám cặn trước khi nước được đưa vào hệ thống CDI. Điều này làm giảm gánh nặng cho hệ thống CDI và cải thiện hiệu quả hoạt động. Các mô hình xử lý tích hợp này không chỉ gia tăng hiệu suất mà còn mở rộng phạm vi ứng dụng của CDI trong các ngành công nghiệp khác nhau.

8. KẾT LUẬN

Việc ứng dụng công nghệ CDI trong xử lý nước thải là một hướng đi tiềm năng, góp phần vào việc xử lý nước sạch bền vững và giảm thiểu ô nhiễm môi trường. Mặc dù vẫn còn nhiều thách thức, đặc biệt là vấn đề bám cặn và chi phí vật liệu điện cực, các tiến bộ khoa học trong phát triển vật liệu và cải tiến thiết kế hệ thống hứa hẹn sẽ khắc phục những hạn chế này. Việc phát triển các hệ thống CDI có khả năng chọn lọc cao, chống bám cặn tốt và chi phí hợp lý là các mục tiêu quan trọng, giúp mở rộng phạm vi ứng dụng của CDI trong xử lý nước thải và mang lại giá trị kinh tế cũng như bảo vệ môi trường cho cộng đồng.

Trong tương lai, sự phát triển của công nghệ CDI cùng với sự hợp tác giữa các nhà khoa học và ngành công nghiệp sẽ tạo ra những hệ thống xử lý nước thải tối ưu, phù hợp với các yêu cầu thực tế của các khu công nghiệp và vùng dân cư. Công nghệ CDI, với tiềm năng ứng dụng rộng rãi, sẽ không chỉ là một công cụ hiệu quả trong xử lý nước mà còn góp phần vào sự phát triển bền vững của xã hội.

TÀI LIỆU THAM KHẢO (REFERENCES)

Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W. J., Jaafar, J., & Ismail, A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 17-38. https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029

Adorna Jr, J., Borines, M., & Doong, R.-A. (2020). Coconut shell derived activated biochar–manganese dioxide nanocomposites for high performance capacitive deionization. *Desalination*, 492, 114602. https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114602

Ahmed, M. A., & Tewari, S. (2018). Capacitive deionization: Processes, materials and state of the technology. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 813, 178-192. https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2018.02.024

Aliyu, U. M., Rathilal, S., & Isa, Y. M. (2018). Membrane desalination technologies in water treatment: A review. *Water Practice & Technology*, *13*(4), 738-752. https://doi.org/10.2166/wpt.2018.084

AL-Rajabi, M. M., Abumadi, F. A., Laoui, T., Atieh, M. A., & Khalil, K. A. (2024). Capacitive deionization for water desalination: Cost analysis, recent advances, and process optimization. *Journal of Water Process Engineering*, 58, 104816. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104816

Alvarado, L., & Chen, A. (2014). Electrodeionization: Principles, Strategies and Applications. *Electrochimica Acta*, 132, 583-597. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.03.165

Bao, S., Xin, C., Zhang, Y., Chen, B., Ding, W., & Luo, Y. (2023). Application of capacitive deionization in water treatment and energy recovery: a review. *Energies*, *16*(3), 1136. https://doi.org/10.3390/en16031136

Biesheuvel, P.M. and van der Wal, A. (2010) Membrane Capacitive Deionization. *Journal of Membrane Science*, 346, 256-262. http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2009.09.043

Cheng, Y., Hao, Z., Hao, C., Deng, Y., Li, X., Li, K., & Zhao, Y. (2019). A review of modification of carbon electrode material in capacitive deionization. *RSC Adv*, *9*(42), 24401-24419. https://doi.org/10.1039/c9ra04426d

Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 145-155. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9ï

Fang, K., Peng, F., San, E., & Wang, K. (2021). The impact of concentration in electrolyte on ammonia removal in flow-electrode capacitive deionization system. *Separation and Purification Technology*, 255, 117337. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117337

Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *J Environ Manage*, *92*(3), 407-418. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011

Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., & Goosen, M. F. A. (2015). Renewable energy-driven desalination technologies: A comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems. *Desalination*, 356, 94–114. https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.024

Gong, A., Zhao, Y., Liang, B., & Li, K. (2022). Stepwise hollow Prussian blue/carbon nanotubes composite as a novel electrode material for high-performance desalination. *Journal of Colloid and Interface Science*, 605, 432-440. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2021.07.103

Hand, S., Guest, J. S., & Cusick, R. D. (2019). Technoeconomic analysis of brackish water capacitive deionization: Navigating tradeoffs between performance, lifetime, and material costs. *Environmental Science & Technology*, *53*(22), 13353–13363. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04347

Hong, S. P., Yoon, H., Lee, J., Kim, C., Kim, S., Lee, J., Lee, C., & Yoon, J. (2020). Selective phosphate removal using layered double hydroxide/reduced graphene oxide (LDH/rGO) composite electrode in capacitive deionization. *J Colloid Interface Sci.*, 564, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.12.068

Hu, X., Min, X., Li, X., Si, M., Liu, L., Zheng, J., Yang, W., & Zhao, F. (2022). Co-Co3O4 encapsulated in nitrogen-doped carbon nanotubes for capacitive desalination: Effects of nano-confinement and cobalt speciation. *Journal of Colloid and Interface Science*, 616, 389-400. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2022.02.098

Janpoor, F., Torabian, A., Panahi, H. A., & Baghdadi, M. (2021). Capacitive deionization and disinfection of water using graphene oxide-dendrimer-silver coated electrodes. *Desalination and Water Treatment*, 216, 129–139. https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26754

Laxman, K., Sathe, P., Al Abri, M., Dobretsov, S., & Dutta, J. (2020). Disinfection of Bacteria in Water by Capacitive Deionization. *Front Chem*, 8, 774. https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00774

Leong, Z. Y., Zhang, J., Vafakhah, S., Ding, M., Guo, L., & Yang, H. Y. (2021). Electrochemically activated layered manganese oxide for selective removal of calcium and magnesium ions in hybrid capacitive deionization. *Desalination*, 520, 115374. https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115374

Li, D., Ning, X. A., Yuan, Y., Hong, Y., & Zhang, J. (2020). Ion-exchange polymers modified bacterial cellulose electrodes for the selective removal of nitrite ions from tail water of dyeing wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, 91, 62–72. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.01.002

Li, H., & Zou, L. (2011). Ion-exchange membrane capacitive deionization: A new strategy for brackish water desalination. *Desalination*, *275*(1-3), 62-66. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.027

Li, L., Su, F., Zhang, W. et al. (2018). Digital Transformation by SME Entrepreneurs: A Capability Perspective. *Information Systems Journal*, 28, 1129-1157. https://doi.org/10.1111/isj.12153

Li, P., Gui, Y., & Blackwood, D. J. (2018). Development of a Nanostructured α-MnO2/Carbon Paper Composite for Removal of Ni2+/Mn2+ Ions by Electrosorption. *ACS Appl Mater Interfaces*, *10*(23), 19615-19625. https://doi.org/10.1021/acsami.8b02471

Liu, L., Guo, X., Tallon, R., Huang, X., & Chen, J. (2017). Highly porous N-doped graphene nanosheets for rapid removal of heavy metals from water by capacitive deionization. *Chem Commun (Camb)*, *53*(5), 881-884. https://doi.org/10.1039/c6cc08515f

Liu, X., Liu, L., Zhang, J., & Meng, Q. (2021). Capacitive deionization and methyl orange removal of holey graphene hydrogels. *Colloids*

and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 618, 126463. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.126463

Luo, H., Agata, W.-A. S., & Geise, G. M. (2020). Connecting the Ion Separation Factor to the Sorption and Diffusion Selectivity of Ion Exchange Membranes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *59*(32), 14189-14206. https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c02457

Ma, J., Liang, P., Sun, X., Zhang, H., Bian, Y., Yang, F., Bai, J., Gong, Q., & Huang, X. (2019). Energy recovery from the flow-electrode capacitive deionization. *Journal of Power Sources*, 421, 50-55. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2019.02.082

Mansoor, N. E., Diaz, L. A., Shuck, C. E., Gogotsi, Y., Lister, T. E., & Estrada, D. (2022). Removal and recovery of ammonia from simulated wastewater using Ti3C2T x MXene in flow electrode capacitive deionization. *NPJ Clean Water*, *5*(1), 26. https://doi.org/10.1038/s41545-022-00164-3

Mubita, T. M., Dykstra, J. E., Biesheuvel, P. M., van der Wal, A., & Porada, S. (2019). Selective adsorption of nitrate over chloride in microporous carbons. *Water Res*, 164, 114885. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114885

Nai, J., & Lou, X. W. D. (2019). Hollow Structures Based on Prussian Blue and Its Analogs for Electrochemical Energy Storage and Conversion. *Adv Mater*, *31*(38), e1706825. https://doi.org/10.1002/adma.201706825

Pastushok, O., Zhao, F., Ramasamy, D. L., & Sillanpää, M. (2019). Nitrate removal and recovery by capacitive deionization (CDI). Chemical Engineering Journal, 375, 121943. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.121943

Porada, S., Zhao, R., van der Wal, A., Presser, V., & Biesheuvel, P. M. (2013).Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization. *Progress in Materials Science*, *58*(8), 1388–1442. https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2013.03.005

Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *NPJ Clean Water*, *4*(1). https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0

Ryoo, M. W., Kim, J. H., & Seo, G. (2003). Role of titania incorporated on activated carbon cloth for capacitive deionization of NaCl solution. *J Colloid Interface Sci*, *264*(2), 414-419. https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00375-8

Shi, W., Ye, C., Xu, X., Liu, X., Ding, M., Liu, W., Cao, X., Shen, J., Yang, H. Y., & Gao, C. (2018). High-Performance Membrane Capacitive Deionization Based on Metal-Organic Framework-Derived Hierarchical Carbon Structures. *ACS omega*, *3*(8), 8506-8513. https://doi.org/10.1021/acsomega.8b01356

Shim, J., Yoon, N., Park, S., Park, J., Son, M., Jeong, K., & Cho, K. H. (2021). Influence of natural organic matter on membrane capacitive deionization performance. *Chemosphere*, *264*(Pt 2), 128519. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128519

Singh, K., Agarwal, M., & Renu. (2017). Heavy metal removal from wastewater using various adsorbents: a review. *Journal of Water Reuse and Desalination*, *7*(4), 387-419. https://doi.org/10.2166/wrd.2016.104

Su, Y., Muller, K. R., Yoshihara-Saint, H., Najm, I., & Jassby, D. (2021). Nitrate Removal in an Electrically Charged Granular-Activated Carbon Column. *Environ Sci Technol*, *55*(24), 16597-16606. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02152

Tang, W., He, D., Zhang, C., Kovalsky, P., & Waite, T. D. (2017). Comparison of Faradaic reactions in capacitive deionization (CDI) and membrane capacitive deionization (MCDI) water treatment processes. *Water Res*, 120, 229-237. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.009

Tang, W., Liang, J., He, D., Gong, J., Tang, L., Liu, Z., Wang, D., & Zeng, G. (2019). Various cell architectures of capacitive deionization: Recent advances and future trends. *Water Research*, 150, 225-251. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.064

UN. (2023). *The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water*. UNESCO Publishing. https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2023

Wang, J., Wang, G., Wu, T., Wang, D., Yuan, Y., Wang, J., Liu, T., Wang, L., & Qiu, J. (2018). Quaternary Ammonium Compound Functionalized Activated Carbon Electrode for Capacitive Deionization Disinfection. ACS Sustainable *Chemistry & Engineering*, *6*(12), 17204-17210. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b04573

Wang, S., Li, X., Zhao, H., Quan, X., Chen, S., & Yu, H. (2018). Enhanced adsorption of ionizable antibiotics on activated carbon fiber under electrochemical assistance in continuous-flow modes. *Water Res*, 134, 162-169. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.068

Xing, W., Liang, J., Tang, W., He, D., Yan, M., Wang, X., Luo, Y., Tang, N., & Huang, M. (2020). Versatile applications of capacitive deionization (CDI)-based technologies. *Desalination*, 482. https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114390

Yang, L., Hu, W., Chang, Z., Liu, T., Fang, D., Shao, P., Shi, H., & Luo, X. (2021). Electrochemical recovery and high value-added reutilization of heavy metal ions from wastewater: Recent advances and future trends. *Environment International*, 152, 106512. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106512

Yu, F., Yang, Z., Cheng, Y., Xing, S., Wang, Y., & Ma, J. (2022). A comprehensive review on flow-electrode capacitive deionization: Design, active material and environmental application. *Separation and Purification Technology*, 281, 119870. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119870

Zhang, C., Dong, P., Wang, C., Liu, Y., Li, K., & Feng, G. (2024). Cr3+-doped α-MnO2 electrode with high specific capacitance and ultra-long cycle life. *Electrochimica Acta*, 481, 143946. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2024.143946

Zhang, C., He, D., Ma, J., Tang, W., & Waite, T. D. (2018). Faradaic reactions in capacitive deionization (CDI) - problems and possibilities: A review. *Water Res*, 128, 314-330. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.024

Zhang, G., Li, W., Chen, Z., Long, J., & Xu, C. (2022). Freestanding N-doped graphene membrane electrode with interconnected porous architecture for efficient capacitive deionization. *Carbon*, 187, 86-96. https://doi.org/10.1016/j.carbon.2021.10.081

Zhang, G., Li, W., Chen, Z., Long, J., & Xu, C. (2022). Freestanding N-doped graphene membrane electrode with interconnected porous architecture for efficient capacitive deionization. *Carbon*, 187, 86–96. https://doi.org/10.1016/j.carbon.2021.10.081

Zhang, H., Wang, Q., Li, L., Huang, R., Gu, H., Chen, H., Wu, Z., & Wang, Z. (2024). Electric double layer capacitive adsorption and faradaic pseudo-capacitance behavior of ZnFe-PANI/CNT electrode for phosphate removal in capacitive deionization. *Separation and Purification Technology*, 333, 125913. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125913

Zhang, H., Wang, Q., Li, L., Huang, R., Gu, H., Chen, H., Wu, Z., & Wang, Z. (2024). Electric double layer capacitive adsorption and faradaic pseudo-capacitance behavior of ZnFe-PANI/CNT electrode for phosphate removal in capacitive deionization. *Separation and Purification Technology*, 333, 125913. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125913

Zhao, W.-Y., Zhou, M., Yan, B., Sun, X., Liu, Y., Wang, Y., Xu, T., & Zhang, Y. (2018). Waste Conversion and Resource Recovery from Wastewater by Ion Exchange Membranes: State-of-the-Art and Perspective. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *57*(18), 6025-6039. https://doi.org/10.1021/acs.iecr.8b00519

Zhou, F., Gao, T., Luo, M., & Li, H. (2018). Preferential electrosorption of anions by C/Na0.7MnO2 asymmetrical electrodes. *Separation and Purification Technology*, 191, 322-327. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.09.058