

Nghiên cứu đánh giá ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý nước mặt vùng ven biển

Impacts of salinity on treatment efficiency of surface water in coastal areas

> PHẠM THÀNH ĐẠT¹, PGS.TS ĐẶNG THỊ THANH HUYỀN^{2*}

¹Trường Cao đẳng Xây dựng công trình đô thị

²Trường Đại học Xây dựng Hà Nội; Tác giả liên hệ: Email: huyendtt@huce.edu.vn

TÓM TẮT

Hiện nay, nguồn nước mặt đã và đang trở thành nguồn nước chủ đạo phục vụ cấp nước sinh hoạt ở Việt Nam. Tuy nhiên nguồn nước mặt ở vùng ven biển lại đang đối mặt với nhiều thách thức như ô nhiễm chất hữu cơ và nguy cơ xâm nhập mặn do ảnh hưởng của phát triển kinh tế xã hội và biến đổi khí hậu. Bài báo này đánh giá ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý nước mặt ven biển sử dụng công nghệ màng siêu lọc phục vụ cấp nước sinh hoạt, ở quy mô phòng thí nghiệm và quy mô pilot. Với quy mô phòng thí nghiệm, khi nước đầu vào có độ mặn tăng từ 0.06% lên đến 0.48%, hiệu quả xử lý giảm từ 88.3% xuống 86.7% với độ đục và từ 66.7% xuống 62.2% với chất hữu cơ. Kết quả nghiên cứu ở mô hình hiện trường cho thấy khi độ mặn trung bình tăng từ 0.025% lên 0.125%, hiệu quả xử lý chất hữu cơ giảm trung bình từ 75.5% xuống còn 63.8%, hiệu quả xử lý độ đục không đổi. Ngoài ra, khi nước đầu vào bị nhiễm mặn với nồng độ Brom ở mức giá trị $11,35 \pm 1,62$ mg/l, sự hình thành các sản phẩm của quá trình khử trùng chứa Brom như Bromoform, Bromodichloromethane và Dibromochloromethane xảy ra nhanh chóng và ở nồng độ cao hơn quy chuẩn cho phép, đặc biệt khi Clo dư ở mức cao (0.8 mg/L). Do vậy, cần kiểm soát tốt sự xâm nhập mặn đối với các nguồn nước sông ở vùng ven biển khi phục vụ mục đích cấp nước cho ăn uống và sinh hoạt.

Từ khoá: Nước mặt; độ mặn; màng lọc; nước sinh hoạt.

ABSTRACT

Currently, surface water has become the main water source for domestic water supply in Vietnam. However, surface water resources in coastal areas are facing many challenges such as organic matters and the risk of saltwater intrusion due to the impacts of socio-economic development and climate change. This article evaluates the impact of salinity on the effectiveness of surface water treatment using ultrafiltration membrane technology for domestic water supply, at laboratory and pilot scale. On a laboratory experimental system, when the input water salinity increased from 0.06% to 0.48%, the treatment efficiency decreased from 88.3% to 86.7% for turbidity and from 66.7% to 62.2% for organic matter. Research results from pilot system showed that when the average salinity increased from 0.025% to 0.125%, the efficiency of organic matter treatment reduced on average from 75.5% to 63.8%, the turbidity treatment efficiency remains unchanged. In addition, when the input water is saline with Bromine concentration at a value of 11.35 ± 1.62 mg/l, the formation of disinfection products containing Bromine such as Bromoform, Bromodichloromethane and Dibromochloromethane occurs quickly and at a higher concentration than the standards, especially when residual chlorine is high (0.8 mg/L). Therefore, it is necessary to well control the saltwater intrusion into river water sources in coastal areas when using this source for domestic water supply.

Keyword: Surface water, salinity, membranes, domestic water.

1. MỞ ĐẦU

Việt Nam có hệ thống sông ngòi dày đặc phân bố theo 108 lưu vực sông trải dài trên cả nước. Các con sông (trừ sông Kỳ Cùng và Serepok) đều có hướng Tây Bắc - Đông Nam và biển Đông qua 112 cửa sông, với khoảng cách trung bình 23 km có một cửa sông. Đây là một lợi thế về nguồn lợi nước mặt để khai thác phục vụ tưới tiêu nông nghiệp cũng như cung cấp nước sạch dùng cho sinh hoạt. Tuy nhiên, dưới tác động của chế độ thủy văn - thủy lực của sông và hiện tượng thủy triều, các khu vực hạ lưu sông đều chịu ảnh hưởng của quá trình xâm nhập mặn, đặc biệt là các sông vùng ven biển. Xâm

nhập mặn đã vào sâu 30-40 km trên hệ thống sông Hồng và 60-70 km trên hệ thống sông Mekong, thậm chí đến 120 km trên sông Vàm Cỏ Tây tại Long An. Hơn 1,7 triệu ha châu thổ sông Mekong chịu tác động nhiễm mặn và có thể tăng lên 2,2 triệu ha, nếu không có giải pháp quản lý phù hợp. Độ mặn châu thổ sông Mekong tăng lên vào mùa khô, cực đại khoảng tháng 3- 4 và đường đẳng mặn 4‰ dịch về phía lục địa 20km trong 1978-1998 (Nguyễn Hồng Tiến, 2018). Quá trình xâm nhập mặn không thường xuyên đối với nguồn nước mặt vùng ven biển sẽ ảnh hưởng đến việc khai thác, sử dụng cấp nước sinh hoạt.

Để thực hiện quá trình xử lý nước mặt vùng ven biển, công nghệ phổ biến ở Việt Nam là thực hiện các quá trình keo tụ các hạt cặn có trong nước, tạo thành các bông cặn có kích thước lớn nhằm tăng hiệu quả lắng, giảm kích thước các công trình lắng, sau đó các bông cặn được lắng trong các bể lắng (làm trong sơ bộ), các hạt cặn không lắng được trong bể lắng được tiếp tục giữ lại ở bể lọc (làm trong tinh), nước sau khi ra khỏi bể lọc đã được làm trong sau đó khử trùng và bơm vào lưới cấp nước. Như vậy quá trình xử lý gồm 3 bước chính là Keo tụ- Lắng - Lọc (Bộ Xây dựng, 2017). Dây chuyền công nghệ tổng quát trên có thể xử lý nguồn nước mặt có chất lượng khác nhau, tuy nhiên loại công trình phục vụ mục đích keo tụ, lắng và lọc có thể lựa chọn khác nhau. Đối với các nhà máy cấp nước ở Hải Phòng sử dụng nước mặt sông Rế, sông Đa Độ, dây chuyền xử lý gồm về trộn cơ khí, bể tạo bông cơ khí/bể tạo bông xoáy hình trụ, bể lắng đứng/ngang/lắng lamen, bể lọc Aquazur V hoặc bể lọc 2 lớp vật liệu lọc. Đối với các nhà máy nước ở Thanh Hoá, sử dụng nguồn nước sông Rào Trố, sông La Thành, dây chuyền xử lý gồm bể trộn tĩnh, bể tạo bông xoáy hình trụ, bể lắng đứng/bể lamen, và bể lọc nhanh trọng lực. Đối với các nhà máy nước ở Quảng Bình, sử dụng sông Gianh, sông Nhật Lệ, bể trộn tĩnh cũng được áp dụng vì giúp giảm diện tích. Các bể lắng ngang có tầng cặn lơ lửng/bể ziczac ngang và bể lọc nhanh trọng lực được áp dụng ở đây (Trần Thị Hiền Hoa, 2022). Với công nghệ truyền thống ở trên, hầu hết các chất hữu cơ, cặn lơ lửng và các chất ô nhiễm cơ bản khác được kiểm soát. Tuy nhiên, trong trường hợp nguồn nước bị nhiễm mặn, chất lượng nước sau xử lý thường không đạt yêu cầu về độ mặn. Khi nguồn nước bị nhiễm mặn không thường xuyên, các đơn vị cấp nước thường ứng phó bằng cách (1) dùng cấp nước tạm thời, hoặc (2) sử dụng nguồn nước thay thế (nước ngầm). Rõ ràng, giải pháp này đều mang tính tình thế, chưa triệt để. Việc nghiên cứu ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý chưa được thực hiện nhiều ở Việt Nam. Ngoài ra, khi nước bị nhiễm mặn, sẽ xuất hiện thành phần ion Br nhiều hơn, khi đó có thể hình thành sản phẩm phụ của quá trình khử trùng (Trihalomethanes -THM) chứa Br nhanh và nhiều hơn (Vengosh, 2014).

Do đó, bài báo này sẽ đánh giá ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý nước sông vùng ven biển miền Bắc Trung bộ với các thông số chất như chất hữu cơ, độ đục, và sự hình thành các sản phẩm phụ trong quá trình khử trùng.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU VÀ ĐÁNH GIÁ

2.1. Nguồn nước sông Hoạt

Nước cấp cho mô hình thí nghiệm được lấy từ sông Càn (đoạn chảy qua Nga Sơn thường gọi là sông Hoạt) ở tỉnh Thanh Hóa, một vùng ven biển Việt Nam. Mô hình được đặt ở xóm 2, đường Điện Hộ, xã Nga Điền, huyện Nga Sơn, tỉnh Thanh Hóa, gần vị trí lấy nước sông Hoạt.

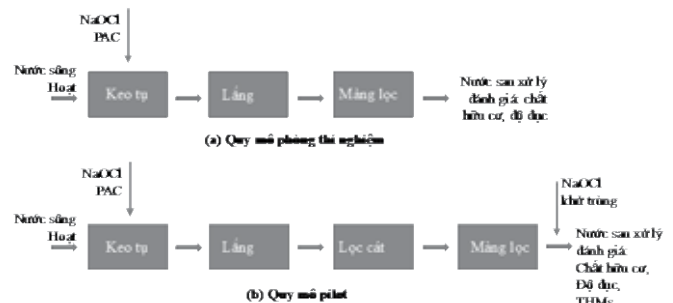


Hình 1. Bản đồ vệ tinh vị trí nghiên cứu

2.2. Mô hình nghiên cứu

Việc đánh giá ảnh hưởng của độ mặn được thực hiện ở cả quy mô phòng thí nghiệm và quy mô pilot (Hình 2a và Hình 2b).

Ở mô hình phòng thí nghiệm, nước sông được keo tụ bằng bột Polyaluminium chloride PAC (độ tinh khiết 28-30% Al_2O_3 , Công ty hóa chất Việt Trì, Việt Nam) với liều lượng tối ưu được xác định thông qua thử nghiệm Jar test ở giai đoạn trước đó là 10 mg/L. Sau khi trộn hóa chất trong 1 phút, tốc độ khuấy trộn 200 vòng/phút và thời gian phản ứng là 5 phút, nước được lắng trong 15 phút trước khi được lọc bằng màng UF siêu lọc (sợi rỗng PVDF, kích thước lỗ 0,04 μm , diện tích bề mặt 0,046 m^2 /sợi). Màng được rửa ngược sau mỗi 20 phút trong thời gian 30 giây. Mô hình tiến hành theo mẻ, với quy mô 20 L/mẻ. Để đánh giá ảnh hưởng của độ mặn quy mô phòng thí nghiệm, nhóm nghiên cứu tiến hành bổ sung dung dịch muối NaCl với nồng độ 1.0 mg/L; 1.5 mg/L và 5.0 mg/L. Mỗi đợt thí nghiệm kéo dài 01 tuần. Hiệu quả xử lý chất hữu cơ và độ đục được theo dõi trong mỗi đợt thí nghiệm. Thời gian thí nghiệm từ tháng 4- tháng 6/2022.



Hình 2. Sơ đồ dây chuyền thí nghiệm (a) quy mô phòng thí nghiệm và (b) quy mô pilot

Ở mô hình pilot, nước thô từ sông Hoạt được bơm bằng máy bơm nước (Model SIP 125BE, công ty Shinil) về bể trộn, sau đó được trộn với PAC 30% (Công ty Hóa chất Việt Trì) với nồng độ PAC = 10 mg/L (chạy trong tháng 7/2022) và PAC = 30 mg/L (chạy trong tháng 8 và 9/2022). Liều lượng này được chọn dựa trên kết quả thí nghiệm tối ưu trong phòng thí nghiệm với nước nhân tạo và nước sông Hoạt. Trên đường ống dẫn tới bể trộn có thiết bị trộn trực tuyến (Series 70169, Set Sunsolar Energy Technologies) để clo hóa sơ bộ nhằm xử lý chất hữu cơ. Sau khi qua bể trộn và bể lắng Lamén, nước được bơm sang cột lọc cát sử dụng cát thạch anh đường kính $D=1,0 - 1,2mm$. Sau khi lọc cát, nước sau xử lý được đưa sang bể lọc màng siêu lọc (UF). Lý do ở mô hình pilot có thêm lọc cát để mô phỏng giống dây chuyền thực tế hiện nay và đánh giá được hiệu quả cải thiện về chất lượng nước sau xử lý của dây chuyền truyền thống khi có lắp đặt thêm màng siêu lọc. Màng siêu lọc UF được chọn trong nghiên cứu này vì nó có lưu lượng nước qua màng lớn hơn và kiểm soát các chất hữu cơ tốt hơn màng vi lọc (MF). Đây là hai loại màng thường được sử dụng trong xử lý nước sông quy mô lớn phục vụ cấp nước sinh hoạt và ăn uống (Zhang và ccs, 2015). Mặc dù vậy, nó không có tác dụng loại bỏ muối. Nghiên cứu này sử dụng màng UF bằng vật liệu PVDF, model RG020 của hãng REGREEN với các thông số kỹ thuật chính: kích thước modun màng 508x480x25 mm, diện tích 2 m^2 /tấm, đường kính ngoài/trong 2,0/1,0 mm, kích thước lỗ màng 0,04 μm , lưu lượng hút 6 - 40 $L/m^2/h$. Nước sau lọc màng UF được hút ra khỏi màng UF bằng bơm (dòng DH2-60, bơm LIUP pro, Italy). Áp suất qua màng được đo trực tiếp bằng máy đo chân không (0 đến 760 mmHg, Công nghệ Đài Loan). Lưu lượng được đo bằng đồng hồ đo lưu lượng (Mã: TnF-T3-1-2-H, Trung Quốc). Cụ thể, độ thấm của màng trong khoảng 20-30 $L/m^2/h$, áp suất xuyên màng khoảng $0,2 \pm 0,07$ bar. Hệ thống được vận hành

8 giờ/ngày. Công suất của mô hình là 0.5 m³/ngđ. Để hệ thống hoạt động tốt, các cột lọc được rửa ngược hàng ngày vào cuối buổi trong 15 phút. Màng UF cũng được rửa ngược 1 phút cứ sau 30 phút chạy. Kết thúc thí nghiệm, mẫu màng lọc trước và sau khi rửa với hoá chất (dung dịch NaOCl và axit citric) được gửi phân tích đánh giá các ion bám trên bề mặt màng.

Nước sau lọc màng UF được thu lại phục vụ nghiên cứu ảnh hưởng của độ mặn đến sự hình thành sản phẩm phụ của quá trình khử trùng. Trong thời gian nước đầu vào bị nhiễm mặn, nước sau lọc màng UF được khử trùng với dung dịch NaOCl sao cho nồng độ Clo dư khoảng 0.8 mg/L (theo quy chuẩn về nồng độ Clo dư cho phép là 0.2-1.0 mg/L). Mẫu sau khi được trộn với hoá chất khử trùng được đưa đến phòng thí nghiệm của Viện Sức khoẻ Nghề nghiệp và Môi trường. Việc lấy mẫu có sự hướng dẫn của kỹ thuật viên phân tích mẫu. Số liệu phân tích dựa trên số mẫu lặp lại là 2 mẫu và số lần đo phân tích lặp lại với mỗi mẫu là 3 lần.

2.3. Lấy mẫu và phân tích

Việc lấy mẫu được tiến hành với tần suất lấy mẫu 1 lần/ngày, ở các vị trí nước đầu vào và sau màng siêu lọc UF. Độ đục được đo bằng máy đo độ đục cầm tay (HI-83749-02, Hanna, Hoa Kỳ). Các thông số khác bao gồm pH, độ mặn (salinity) được xác định bằng thiết bị đo cầm tay (AR8011, Smartsensor, Trung Quốc).

Thành phần chất hữu cơ trong các mẫu được phân tích thông qua chỉ số tổng carbon hữu cơ TOC, carbon hữu cơ hoà tan DOC và chỉ số Permanganat COD_{KMnO4} tại phòng thí nghiệm của Bộ môn cấp thoát nước và Bộ môn Công nghệ và quản lý môi trường. Tổng carbon hữu cơ (TOC) và chất hữu cơ hoà tan (DOC) của mẫu được đo bằng máy phân tích TOC (VCPH, Shimadzu, Nhật Bản). Chỉ số Permanganat được xác định theo phương pháp chuẩn độ quy định trong TCVN 6186:1996.

Thông số Clo dư trong nước được phân tích bằng thuốc thử xác định Clo với thiết bị Pocket Colorimeter II (HACH, Mỹ). Một dung dịch gốc được chuẩn bị bằng cách pha 6ml từ dung dịch NaOCl 8% cho vào 100ml nước. Sau đó lấy các thể tích khác nhau từ dung dịch gốc được đem hoà trộn với 1L nước sông sau xử lý với màng siêu lọc UF, sao cho nồng độ Clo dư trong mẫu nước khoảng 0,8 mg/L sau vài tiếng. Nồng độ Br- trong nước được xác định bằng máy sắc ký ion (Model: LC-20Adsp, Shimadzu, Nhật Bản).

Các chất sản phẩm phụ của quá trình khử trùng THMs (bốn chất cụ thể bao gồm Chloroform, Dibromochloromethane, Bromodichloromethane và Bromoform) được phân tích theo phương pháp sắc ký khí và máy quang phổ khối (Model Trace 1300 series, Thermo Scientific, Waltham, MA, USA) theo phương pháp phân tích của Andersson và ccs (2018) và EPA 524.2.

Các mẫu màng bản và màng sau khi rửa được gửi xác định các chất vô cơ trên lớp cặn dính bám trên bề mặt màng lọc bằng thiết bị phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX-Energy Dispersive X-Ray Spectrometers) của Aztec EDS (Oxford - UK). Đây là kỹ thuật phân tích thành phần hóa học của vật rắn dựa vào việc ghi lại phổ tia X phát ra từ vật rắn do tương tác với các bức xạ.

3. KẾT QUẢ VÀ BÀN LUẬN

3.1. Đặc điểm nước nguồn

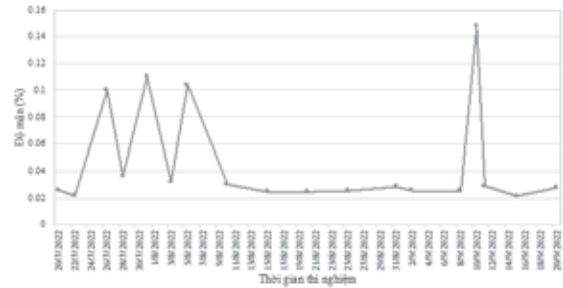
Chất lượng nước sông nghiên cứu thể hiện ở Bảng 1. Qua bảng 1, có thể thấy nước đầu vào có độ đục dao động từ vài chục đến hơn 100 NTU, chất hữu cơ từ 3 - 9 mg/L theo COD_{KMnO4}. Tỷ lệ DOC/TOC = 73% chứng tỏ chất hữu cơ hoà tan chiếm khoảng 73% còn lại dạng cặn lơ lửng và keo. Sông có độ pH do chảy qua các tầng đá vôi.

Do chịu ảnh hưởng mạnh của thủy triều nên độ mặn của sông thay đổi đáng kể từ 0,02% đến 0,13%, vào một số thời điểm của tháng 7 và tháng 9/2022. Tương tự, nồng độ Br thay đổi từ 0,5 mg/L

(khi nước không bị nhiễm mặn) đến khoảng 10-13 mg/L (khi nước bị nhiễm mặn). Cần lưu ý rằng nồng độ Br- thường nhỏ hơn 1 mg/L trong nước ngọt và tăng lên 80 mg/l trong nước biển (WHO, 2022). Vì vậy, nước thô trong nghiên cứu này từ nước ngọt trở thành nước lợ (nồng độ Br- từ 1- 20 mg/L) khi xâm nhập mặn không thường xuyên. Tuy nhiên quá trình xâm nhập mặn chỉ vài giờ trong ngày, vài ngày xảy ra một lần và thường xảy ra trong mùa khô, nhiều nhất vào tháng 9 và tháng 11. Độ xâm nhập mặn phụ thuộc vào thủy văn con sông. Thực tế trên bản đồ cũng thấy rằng sông Cần (hay sông Hoạt đoạn qua Nga Điền, Nga Sơn, Thanh Hoá, nơi đặt mô hình) nối khá gần với Biển Đông (chỉ cách Biển Đông khoảng 10 km).

Bảng 1. Chất lượng nước sông Hoạt

TT	Thông số	Đợt 1 (tháng 7-9/2022)	Đợt 2 (tháng 7/2023)	QCVN 01-1: 2018/BYT
1	pH	8,1±0,14	8,2±0,4	6,0-8,5
2	Độ đục (NTU)	101±31,1	22±6,4	2
3	COD _{KMnO4} , mg/L	5,74±1,35	9,08±0,25	2
4	TOC (mg/L)	-	6,98±0,53	-
5	DOC (mg/L)	-	5.15±0,21	-
6	Clorua (Cl ⁻), mg/L	-	220±62,3	300
7	Br- (mg/L)	-	11,35±1,63	-
8	Độ mặn (%)	0,09±0,067	0,04±0,005	-

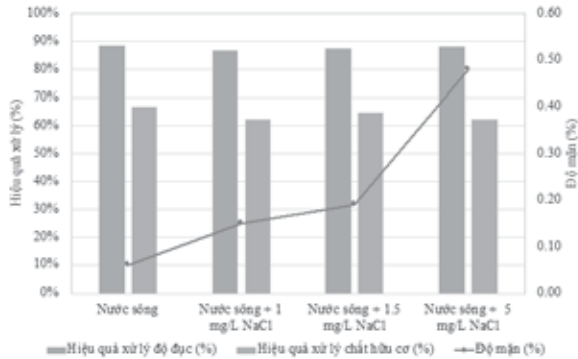


Hình 3. Sự dao động của độ mặn theo thời gian

3.2. Ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý ở mô hình phòng thí nghiệm

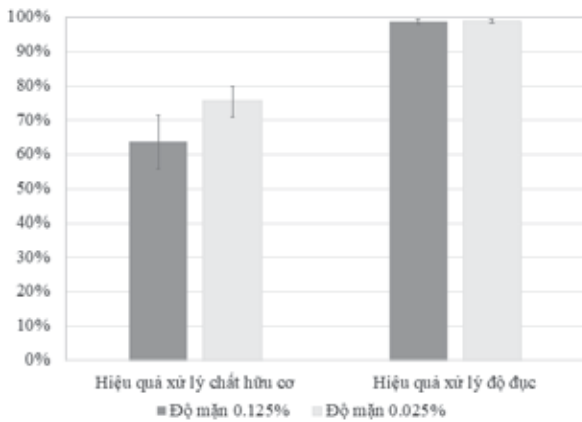
Kết quả đánh giá ảnh hưởng của độ mặn qua hình thức bổ sung dung dịch muối NaCl thể hiện ở Hình 4. Có thể thấy so với mẫu trắng (mẫu nước sông không bổ sung hoá chất), liều lượng dung dịch NaCl bổ sung vào nước đầu vào càng cao thì nồng độ chất hữu cơ (TOC) có xu hướng tăng nhẹ nhưng độ đục giảm đi. Điều này là do ảnh hưởng của muối lên hỗn hợp các tạp chất trong nước. Cụ thể, các ion muối có xu hướng liên kết các hạt lơ lửng lại với nhau, làm tăng trọng lượng của chúng và do đó tăng khả năng lắng xuống đáy (Fondriest Environmental, 2014). Do đó độ đục giảm đi, ngoài ra, việc bổ sung muối có thể tạo ra nhiều sự phân hủy chất hữu cơ phức tạp đến mức carbon có thể phát hiện được bằng máy phân tích TOC. Kết quả là nồng độ TOC được ghi nhận cao hơn khi độ mặn tăng lên. Trước đây, một số nghiên cứu cho rằng việc tăng lượng muối giúp việc lọc chất hữu cơ từ đất đầu nguồn, giúp làm tăng sự hiện diện và nồng độ của nó trong nước (Green và ccs, 2009), trong khi Steele và Aitkenhead-Peterson (2013) tin rằng muối làm tăng quá trình lọc carbon hữu cơ hòa tan từ thực vật bị phân hủy, dẫn đến chất hữu cơ cao hơn trong nước. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này, không có đất hoặc thảm thực vật đầu nguồn, do đó, có thể chấp nhận với lời giải thích trên về ảnh hưởng của độ mặn đến kết quả về chất hữu cơ (thể hiện qua thông số TOC) do có nhiều sự phân hủy chất hữu cơ phức tạp khi bổ sung muối.

Ngoài ra, khi độ mặn tăng lên, hiệu quả loại bỏ độ đục và TOC đều có xu hướng giảm nhẹ, nhưng không tuyến tính theo tỷ lệ tăng của độ mặn. Khi nước không bị nhiễm mặn, quá trình keo tụ với PAC giúp xử lý được 88.3% độ đục và 66.7% chất hữu cơ (TOC), sau khi bị nhiễm mặn với độ mặn 0.48‰ thì hiệu quả đã giảm xuống 86.7% với độ đục và 62.2% với chất hữu cơ (TOC). Một nghiên cứu khác cũng thấy rằng sự xuất hiện của muối có lợi trong việc tạo ra bông cặn mịn ban đầu, làm giảm diện tích bề mặt hiệu quả của các hạt cặn lơ lửng và các yêu cầu về liều lượng chất keo tụ sẽ giảm đi. Nhưng hàm lượng muối quá cao sẽ việc giảm khả năng bắc cầu của chất keo tụ do chuỗi cốt liệu mở, mật độ thấp, làm tăng đáng kể nhu cầu chất keo tụ để đạt được tốc độ lắng theo yêu cầu (Megersa, 2019).



Hình 4. Ảnh hưởng của độ mặn (mô hình phòng thí nghiệm)

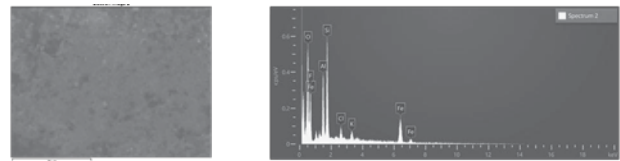
3.3. Ảnh hưởng của độ mặn đến hiệu quả xử lý ở mô hình ngoài hiện trường



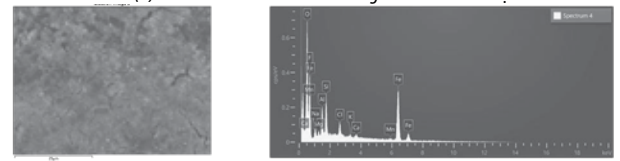
Hình 5. Ảnh hưởng của độ mặn (mô hình hiện trường)

Hình 5 thể hiện mối quan hệ ảnh hưởng của độ mặn đối với việc kiểm soát chất hữu cơ và độ đục của hệ thống keo tụ - màng UF. Kết quả cho thấy độ mặn của nước sông không ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý độ đục, nhưng có ảnh hưởng nhỏ đến khả năng kiểm soát chất hữu cơ. Cụ thể, khi độ mặn trung bình tăng từ 0.025‰ lên 0.125‰, hiệu quả xử lý chất hữu cơ giảm trung bình từ 75.5% xuống còn 63.8%. Có thể khi có mặt của các ion muối nhiều hơn trong nước, sẽ ảnh hưởng đến khả năng phản ứng oxy hoá khí cho hoá chất Clo để hoá sơ bộ chất hữu cơ. Một số ion sẽ phản ứng với oxy và làm giảm lượng chất oxy hoá để oxy hoá chất hữu cơ. Do đó kết quả chung của cả hệ keo tụ - màng lọc bị ảnh hưởng.

Để hiểu hơn về thành phần các ion dính bám trên bề mặt màng, mẫu màng sau khi đã lọc nước sông Hoạt một thời gian và mẫu sau khi đã ngâm rửa với hoá chất được gửi phân tích bằng thiết bị phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX-Energy Dispersive X-Ray Spectrometers). Đây là kỹ thuật phân tích thành phần hoá học của vật rắn dựa vào việc ghi lại phổ tia X phát ra từ vật rắn tác với các bức xạ. Kết quả thể hiện ở Hình 6 và Bảng 2.



(a) Hình ảnh EDX của mẫu màng UF SAU KHI RỬA SẠCH



(b) Hình ảnh EDX của mẫu màng UF TRƯỚC KHI RỬA SẠCH

Hình 6. Hình ảnh EDX của mẫu màng UF sau khi rửa sạch (a) và trước khi rửa sạch (b)

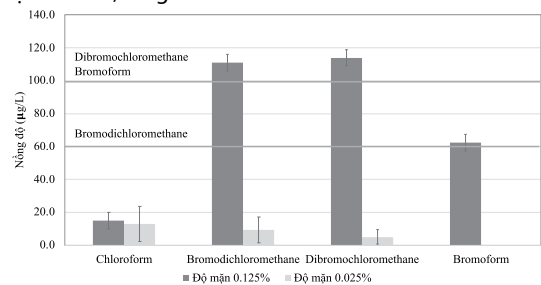
Bảng 2. Kết quả thành phần ion vô cơ xuất hiện trên bề mặt màng lọc

Thành phần ion vô cơ	Mẫu sau khi rửa sạch		Mẫu trước khi rửa	
	Weight %	Atomic %	Weight %	Atomic %
Si	15,27	12,9	5,87	5,62
O	27,58	40,91	24,15	40,59
Al	10,35	9,11	4,56	4,54
Fe	22,7	9,64	42,13	20,28
F	19,74	24,65	15,56	22,01
Cl	2,32	1,55	2,15	1,63
K	2,04	1,24	0,37	0,25
Na			2,64	3,09
Mg			1,00	1,11
Ca			0,63	0,42
Mn			0,94	0,46
Tổng	100	100	100	100

Từ kết quả phân tích EDX cho thấy màng sau khi chạy với nước sông Hoạt bị nhiễm mặn có sự xuất hiện của ion Na⁺, Mg²⁺. Việc rửa bằng nước sạch giúp làm mất đi lớp ion bám bên ngoài lớp màng. Có điều thú vị về tỷ lệ thành phần Al³⁺ tăng lên sau khi rửa sạch màng chứng tỏ một phần hoá chất keo tụ PAC chưa lắng hết, vẫn vào bề mặt, tạo thành lớp màng cặn dính bám trên bề mặt màng lọc. Sau đó các ion tiếp tục lắng đọng trên bề mặt lớp màng dính bám đó. Sau khi rửa lớp cặn ion khác đi thì vẫn còn lớp ion Al³⁺ thể hiện rõ trên bề mặt hơn và việc quét EDX giúp xác định thành phần này nhiều hơn.

3.4. Ảnh hưởng của sự nhiễm mặn đến sự hình thành các sản phẩm phụ THMs

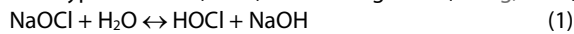
Hình 7 thể hiện rõ kết quả hình thành THMs trong hai điều kiện độ mặn: thấp (0,025% ± 0,002%) và cao (0,125% ± 0,025%), với cùng nồng độ Clo dư 0,8 mg/L.



Hình 7. Ảnh hưởng của độ mặn đến sự hình thành các chất THMs

Theo Hình 7, ở khoảng độ mặn thấp, Bromodichloromethane, Dibromochloromethane và Chloroform đều hình thành ở nồng độ thấp, thấp hơn nhiều so với giá trị cho phép trong quy định cấp nước sinh hoạt (100 µg/L) do nồng độ Br- thấp. Tuy nhiên, ở độ mặn cao, sự xuất hiện của Br- với nồng độ cao hơn, các THM brom như Bromoform, Bromodichloromethane và Dibromochloromethane

đều có hàm lượng cao hơn tiêu chuẩn. Kết quả hình thành THM cao ở độ mặn cao phù hợp với các nghiên cứu trước đây (Padhi, 2012, Chowdhury và ccs, 2010, Vengosh, 2014). Trong nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ bromide đến THMs, (Chowdhury và ccs, 2010) tiết lộ rằng hàm lượng bromua (Br) tăng gấp ba lần (từ 40 lên 120 mg/L) đã làm tăng tổng THM lên 30% và hàm lượng Bromodichloromethane tăng khoảng ba lần. Tổng nồng độ THM tăng từ 12,64 µg/L lên 105,34 µg/L sau 24 giờ và lên 115,8 µg/L sau 48 giờ khi độ mặn tăng từ 0% lên 3% đối với nước nhân tạo. Trong khi đó, THM tổng số tăng lên 119,2 µg/L và 126,4 µg/L sau 24 giờ và 48 giờ, khi độ mặn tăng từ 0% lên 3% đối với nguồn nước thực (Parveen và Goel, 2022). Ngoài ra, với sự có mặt của bromua, Br-THM được hình thành khá nhanh và nồng độ chloroform giảm theo tỷ lệ (Vengosh, 2014). Nguyên nhân được giải thích thông qua phản ứng của axit hypochlorous (HOCl) và Br- trong nước (Wong, 1997):



Quá trình chuyển đổi từ HOCl sang HOBr khi có mặt Br- diễn ra rất nhanh. Do HOBr chiếm ưu thế, phản ứng của HOBr với các chất hữu cơ sẽ tạo thành THM chủ yếu được Brom hoá như Bromoform, Bromodichloromethane và Dibromochloromethane (Vengosh, 2014; Müller, 2021).

3.5. Thảo luận

Như vậy có thể thấy, đối với nguồn nước sông vùng ven biển có nguy cơ bị xâm nhập mặn không thường xuyên do hệ thống đập ngăn mặn bị xuống cấp và quá tải, khả năng xuất hiện Brom trong nước sông cao. Chẳng hạn trong nghiên cứu này, Brom xuất hiện với nồng độ $11,35 \pm 1,62$ mg/l. Sự có mặt của Brom dẫn đến khả năng hình thành Br-THM nhanh chóng do HOBr chiếm ưu thế theo phản ứng (2). Các chất THM đã được Brom hoá như Bromoform, Bromodichloromethane và Dibromochloromethane lại có nồng độ cao hơn quy chuẩn cho phép, đặc biệt khi Clo dư ở mức cao (0.8 mg/L). Do đó, để tránh sự hình thành Br-THM, cần kiểm soát hàm lượng chất hữu cơ trong nước sau xử lý càng thấp càng tốt (thậm chí thấp hơn yêu cầu về nồng độ chất hữu cơ theo QCVN 01-1:2018/BYT, $\text{COD}_{\text{KMnO}_4} = 2$ mg/L) trước khi khử trùng bằng dung dịch chứa Clo, và khi sử dụng các con sông ven biển làm nguồn cung cấp nước. Ngoài ra, có thể cân nhắc sử dụng chất khử trùng thay thế như ClO_2 . Ở các nước phát triển, quá trình chuyển đổi từ Clo sang Clo dioxide (ClO_2) để xử lý nước và các mục đích sử dụng công nghiệp khác diễn ra từ những năm 1990 vì không tạo ra các sản phẩm phụ THMs. Ngoài ra, Clo dioxide (ClO_2) cũng không gây ra mùi vị khó uống như hoá chất Clo, có thể sản xuất tại chỗ (tiết kiệm chi phí vận chuyển).

4. KẾT LUẬN

Nguồn nước mặt ven biển ngoài có nguy cơ ô nhiễm do chất hữu cơ và độ đục cao, còn có thể bị ảnh hưởng bởi các ion đặc trưng trong nước biển như nhiễm mặn và nồng độ brom cao.

Kết quả nghiên cứu cả ở quy mô phòng thí nghiệm và quy mô hiện trường đều cho thấy khi độ mặn của nước nguồn tăng, hiệu quả xử lý chất hữu cơ và độ đục đều giảm. Cụ thể với quy mô phòng thí nghiệm, khi nước không bị nhiễm mặn, quá trình keo tụ với PAC giúp xử lý được 88.3% độ đục và 66.7% chất hữu cơ, sau khi bị nhiễm mặn với độ mặn 0.48% thì hiệu quả đã giảm xuống 86.7% với độ đục và 62.2% với chất hữu cơ.

Kết quả nghiên cứu ở mô hình hiện trường cho thấy khi độ mặn trung bình tăng từ 0.025% lên 0.125%, hiệu quả xử lý chất hữu cơ giảm trung bình từ 75.5% xuống còn 63.8%.

Khi nguồn nước bị nhiễm mặn, nồng độ Brom ở mức giá trị đối với nước lợ ($11,35 \pm 1,62$ mg/l), sự hình thành Br-THM như

Bromoform, Bromodichloromethane và Dibromochloromethane xảy ra nhanh chóng và ở nồng độ cao hơn quy chuẩn cho phép, đặc biệt khi Clo dư ở mức cao (0.8 mg/L).

Do đó, để tránh sự hình thành các sản phẩm phụ có hại cho sức khoẻ Br-THM, cần kiểm soát hàm lượng chất hữu cơ trong nước sau xử lý theo quy định trước khi khử trùng bằng dung dịch chứa Clo. Ngoài ra, có thể cân nhắc sử dụng chất khử trùng thay thế như Clo Dioxide ClO_2 , không gây mùi vị và không hình thành sản phẩm phụ của quá trình khử trùng.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Andersson, A., Ashiq, M.J., Shoeb, M., Karlsson, S., Bastviken, D., Kylin, H. (2018). Evaluating gas chromatography with a halogen-specific detector for the determination of disinfection by-products in drinking water. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1):7305-7314.
- Bộ Xây dựng. 2017. Dự án sự nghiệp kinh tế: Điều tra, khảo sát và đánh giá công nghệ xử lý nước cấp của các đô thị Việt Nam giai đoạn từ năm 1990 đến nay. *Báo cáo tổng kết nhiệm vụ của Bộ Xây dựng*.
- Chowdhury, S., Champagne, P., and McLellan P.J. Investigating effects of bromide ions on trihalomethanes and developing model for predicting bromodichloromethane in drinking water. *Water Research*, 44(7), 0-2359. 2010b. doi:10.1016/j.watres.2009.12.042
- Fondriest Environmental, Inc. Turbidity, Total Suspended Solids, and Water Clarity. *Fundamentals of Environmental Measurements*. 13 Jun. 2014. Retrieval at <https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/turbidity-total-suspended-solids-water-clarity/>.
- Green S.M., Machin R., and Cresser M.S., Does road salting induce or ameliorate DOC mobilization from roadside soils to surface waters in the long term? *Environmental Monitoring Assessment*. Vol. 153, Issues 1-4, 2009, pp. 435-448.
- Megersa M., Gach W., Beyene A., Ambelu A., and Triest L., Effect of salt solutions on coagulation performance of *Moringa stenopetala* and *Maerua subcordata* for turbid water treatment. *Separation and Purification Technology*, Vol. 221, 2019, pp. 319-324.
- Müller E., Gunten U., Bouchet S., Droz B., and Winkel L.H.E. Reaction of DMS and HOBr as a Sink for Marine DMS and an Inhibitor of Bromoform Formation. *Environmental Science Technology*. 55 (8), 5547-5558, 2021. DOI: 10.1021/acs.est.0c08189.
- Nguyễn Hồng Tiến. 2018. Cấp nước sạch vùng Đồng bằng sông Cửu Long dưới tác động của Biến đổi khí hậu - Những thách thức và giải pháp, 06/2018. <https://vwsa.org.vn/vn/article/1186/cap-nuoc-sach-vung-dbscl-duoi-tac-dong-cua-bien-doi-khi-hau-nhung-thach-thuc-va-giai-phap.html>.
- Padhi, R.K. Carbonaceous DBP (THMs and HAAs) Formation during Cl_2 and ClO_2 Treatment of Aqueous Soluble Fractions of Soil Derived Natural Organic Matter. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 2022, 8, 597-606.
- Parveen, N., and Goel S. (2022). Effect of Seawater Intrusion on the Formation of Chlorinated and Brominated Trihalomethanes in Coastal Groundwater, *Water* 14, no. 21: 3579. <https://doi.org/10.3390/w14213579>
- Steele, M. K. and Aitkenhead-Peterson J. A., Salt impacts on organic carbon and nitrogen leaching from senesced vegetation. *Biogeochemistry*, Vol. 112, Issues 1-3, 2013, pp. 245-259.
- Trần Thị Hiền Hoa, Nguyễn Việt Anh, Đặng Thị Thanh Huyền, Đào Anh Dũng, Đinh Viết Cường. 2022. Báo cáo đề tài Nghiên cứu công nghệ xử lý nước cấp sinh hoạt và ăn uống cho các trường học, khu dân cư vùng ven biển. *Đề tài của Bộ Giáo dục và Đào tạo* (Mã số: CT.2020.04.XDA.07).
- Vengosh A. Treatise on Geochemistry: Salinization and Saline Environments, 325-378. 2014. doi:10.1016/B978-0-08-095975-7.00909-8
- Wong G, Davidson J. The Fate of Chlorine in Seawater. *Water Research*, 11, 971-978. 1997.
- Zhang X., Chen Z., Shen J., Zhao S., Kang J., Chu W., Zhou Y., and Wang B., Formation and interdependence of disinfection byproducts during chlorination of natural organic matter in a conventional drinking water treatment plant. *Chemosphere*, Vol. 242, 2020, pp. 1-9.
- Zhang, Y., Zhao, X., Zhang, X., and Peng, S. (2015). A review of different drinking water treatments for natural organic matter removal. *Water Science and Technology: Water Supply*, 15(3):442-455.