

BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Thị Mỹ

**NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ BIẾN ĐỘNG VI KHUẨN LAM
VÀ ĐỘC TỐ MICROCYSTIN TẠI HỒ CHỨA HÒA BÌNH**

**LUẬN VĂN THẠC SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN KIM
VÀ MÔI TRƯỜNG**

Hà Nội - 2025

BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Thị Mỹ

NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ BIẾN ĐỘNG VI KHUẨN LAM
VÀ ĐỘC TỐ MICROCYSTIN TẠI HỒ CHỨA HÒA BÌNH

LUẬN VĂN THẠC SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN KIM
VÀ MÔI TRƯỜNG

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8520320

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC :

1. TS. Phùng Thị Xuân Bình
2. PGS. TS. Dương Thị Thủy

Two handwritten signatures in blue ink are positioned to the right of the supervisor names. The first signature is above the name "Phùng Thị Xuân Bình" and the second is above "Dương Thị Thủy".

Hà Nội - 2025

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đề tài nghiên cứu trong luận văn này là công trình nghiên cứu của tôi dựa trên những tài liệu, số liệu do chính tôi tự tìm hiểu và nghiên cứu. Chính vì vậy, các kết quả nghiên cứu đảm bảo trung thực và khách quan nhất. Đồng thời, kết quả này chưa từng xuất hiện trong bất cứ một nghiên cứu nào. Các số liệu, kết quả nêu trong luận văn là trung thực nếu sai tôi hoàn toàn chịu trách nhiệm trước pháp luật.

Hà Nội, ngày tháng năm 2025

Học viên



Nguyễn Thị Mỹ

LỜI CẢM ƠN

Trong suốt thời gian học tập và thực hiện luận văn tốt nghiệp, tôi cũng xin bày tỏ lòng biết ơn chân thành tới Ban Giám đốc Học viện, Phòng Đào tạo, Khoa Công nghệ môi trường – Học viện Khoa học và Công nghệ, các thầy cô giáo đã tạo điều kiện và giúp đỡ tôi trong suốt quá trình học tập, nghiên cứu và hoàn thành luận văn.

Tôi xin được gửi lời cảm ơn sâu sắc tới PGS.TS Dương Thị Thủy; TS. Phùng Thị Xuân Bình, người đã tận tình giảng dạy, hướng dẫn, chỉ bảo giúp đỡ tôi hoàn thành tốt bài báo cáo này và truyền đạt những kinh nghiệm quý báu cho tôi trong quá trình học tập cũng như trong cuộc sống.

Tôi cũng xin cảm ơn các cán bộ phòng Công nghệ sinh học môi trường - Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn Lâm Khoa Học và Công Nghệ Việt Nam đã luôn tận tình hướng dẫn và tạo mọi điều kiện thuận lợi cho tôi hoàn thành các thí nghiệm.

Luận văn được thực hiện trong khuôn khổ đề tài KHCN cấp Viện Hàn lâm thuộc Chương trình phát triển KHCB: Nghiên cứu biến động độc tố vi khuẩn lam và khả năng loại bỏ vi khuẩn lam và độc tố của chúng trong hồ chứa Hoà Bình sử dụng công nghệ plasma. Mã số: KHCBHH.01/23-25.

Ngoài ra, tôi cũng rất biết ơn khi nhận được sự hỗ trợ từ Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng Môi trường và Quỹ Môi trường Thiên nhiên Nagao, Tổ chức Khoa học và Giáo dục Gặp gỡ Việt Nam- hội đồng xét duyệt học bổng Vallet.

Cuối cùng, tôi xin chân thành cảm ơn gia đình, người thân, bạn bè và đồng nghiệp đã luôn động viên, giúp đỡ tôi trong suốt quá trình học tập và hoàn thành luận văn.

Trong quá trình nghiên cứu do thời gian còn hạn hẹp và hạn chế về kiến thức của bản thân nên tôi không tránh khỏi những sai sót. Vì vậy tôi mong được sự góp ý của thầy cô giáo để luận văn của tôi được hoàn thiện hơn.

Tôi xin chân thành cảm ơn!

MỤC LỤC

DANH MỤC CHỮ VIẾT TẮT	v
DANH MỤC BẢNG	vi
DANH MỤC HÌNH.....	vii
MỞ ĐẦU	1
CHƯƠNG I. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU	3
1.1. Tổng quan về vi khuẩn lam.....	3
1.1.1. Đặc điểm hình thái và sinh lí của vi khuẩn lam	3
1.1.2. Phân loại vi khuẩn lam	4
1.1.3. Sự đa dạng và phân bố.....	5
1.1.4. Sản sinh độc tố	6
1.1.5 Các loại độc tố vi khuẩn lam và cơ chế gây độc.....	7
1.2. Tổng quan về độc tố microcystin.....	9
1.3. Tình hình nghiên cứu hiện diện vi khuẩn lam và độc tố của chúng trong các thủy vực trên thế giới và Việt Nam.....	11
1.3.1 Tình hình nghiên cứu trên thế giới.....	11
1.3.2. Tình hình nghiên cứu ở Việt Nam	15
1.4. Điều kiện tự nhiên, kinh tế xã hội khu vực nghiên cứu	17
1.4.1 Vị trí địa lý	17
1.4.2 Điều kiện tự nhiên	17
1.4.3 Đặc điểm kinh tế- xã hội	18
CHƯƠNG 2. ĐỐI TƯỢNG, PHẠM VI VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	20
2.1. Đối tượng, địa điểm và thời gian nghiên cứu.....	20
2.1.1 Đối tượng nghiên cứu	20
2.1.2. Phạm vi nghiên cứu: hồ chứa Hòa Bình	20
2.1.3 Thời gian nghiên cứu	21
2.2. Phương pháp nghiên cứu.....	21
2.2.1. Phương pháp khảo sát thu mẫu nước, thực vật nổi, VKL tại hồ chứa Hòa Bình	21
2.2.2 Phân tích các thông số môi trường	22
2.2.3. Phân tích mẫu thực vật nổi, vi khuẩn lam (VKL) thu tại hồ chứa Hòa Bình ..	23
2.2.4. Phân tích độc tố	23
2.2.6 Xử lý số liệu.....	24
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU.....	25

3.1. Khảo sát và đánh giá hiện trạng chất lượng nước và thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hòa Bình.....	25
3.1.1. <i>Khảo sát và đánh giá hiện trạng chất lượng nước</i>	25
3.1.2. <i>Thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hòa Bình</i>	34
3.2. Biến động quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình	36
3.3. Nghiên cứu xác định hàm lượng độc tố VKL (Microcystin) tại hồ chứa Hoà Bình.	39
3.4. Xác định mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với biến động số lượng VKL và độc tố của chúng tại hồ chứa Hòa Bình.....	42
3.4.1. <i>Mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường và số lượng VKL</i>	42
3.4.2. <i>Mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường và độc tố MC</i>	43
3.4.3. <i>Mối quan hệ giữa MC và các yếu tố môi trường</i>	46
KẾT LUẬN	50
TÀI LIỆU THAM KHẢO	52

DANH MỤC CHỮ VIẾT TẮT

STT	Ký hiệu chữ viết tắt	Chữ viết đầy đủ
1	BOD	Nhu cầu oxy sinh hóa
2	COD	Nhu cầu oxy hóa học
3	DO	Nồng độ oxy hòa tan
4	MCs	Microcystin
5	P-PO4	Phosphat
6	QCVN	Quy chuẩn Việt Nam
7	TN	Tổng ni tơ
8	TP	Tổng phốt pho
9	TSS	Tổng chất rắn lơ lửng
10	VKL	Vi khuẩn lam
11	WHO	World Health Organization (Tổ chức Y tế thế giới)

DANH MỤC BẢNG

Bảng 1. 1 Phân loại chính Vi khuẩn lam.....	4
Bảng 1. 2 Các nhóm độc tố do các chi VKL khác nhau sản sinh	13
Bảng 2. 1 Vị trí lấy mẫu hồ chứa hồ Hòa Bình.....	20
Bảng 2. 2 Các chỉ tiêu thông số môi trường.....	22
Bảng 3. 1 Mối tương quan Pearson giữa thể tích sinh học của những chi VKL có khả năng sinh MC và các yếu tố môi trường ở hồ chứa Hòa Bình.....	45

DANH MỤC HÌNH

Hình 1. 1 VKL và độc tố Microcystis ở Hồ Núi Cốc.....	10
Hình 1. 2 Cấu trúc hoá học của 3 dạng microcystin thường gặp.....	11
Hình 2. 1 Hồ chứa Hòa Bình.....	21
Hình 2. 2 Thu thập mẫu thực vật nổi tại hồ chứa Hòa Bình.	22
Hình 3. 1 Sự thay đổi pH theo thời gian.....	25
Hình 3. 2 Sự thay đổi nhiệt độ theo thời gian	26
Hình 3. 3 Sự thay đổi DO theo thời gian	27
Hình 3. 4 Sự thay đổi độ đục theo thời gian	28
Hình 3. 5 Sự thay đổi độ amoni theo thời gian	29
Hình 3. 6 Sự thay đổi TN theo thời gian.....	30
Hình 3. 7 Sự thay đổi P-PO ₄ ³⁻ theo thời gian.....	31
Hình 3. 8 Sự thay đổi TP theo thời gian.....	32
Hình 3. 9 Sự thay đổi nồng độ chlorophyll-a (Chl a) theo thời gian	33
Hình 3. 10 Tỷ lệ phần trăm các chi trong quần xã TVPD tại hồ chứa Hòa Bình	37
Hình 3. 11 Biến động theo mùa thể tích sinh học các chi VKL có khả năng tạo độc tổ MC và nồng độ MC trong hồ chứa Hòa Bình từ 6/2023 - 5/2024.....	41
Hình 3. 12 Phân tích thành phần chính (PCA) dựa trên các yếu tố sinh học và phi sinh học trong thời kì từ 6/2023 - 5/2024 tại hồ chứa Hòa Bình	46
Hình 3. 13 Nồng độ giá trị MC và HQ tại hồ Hòa Bình.	48

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của đề tài

Hiện nay, ô nhiễm môi trường nước đang là vấn đề được quan tâm của nhiều quốc gia trên thế giới, trong đó có Việt Nam. Nguồn tài nguyên nước đang bị sử dụng quá mức và ô nhiễm nghiêm trọng. Việc ô nhiễm này xảy ra bởi nhiều nguyên nhân như: sự bùng nổ dân số, các hoạt động sản xuất kinh tế gia tăng và công tác quản lý chưa đầy đủ. Khi số dân tăng nhanh kèm theo đó lượng nước thải sinh hoạt cũng ngày một tăng lên là mối đe dọa nghiêm trọng đối với môi trường. Nước thải sinh hoạt chứa nhiều hàm lượng các chất hữu cơ như: COD, BOD5, TSS,..., nhiều vi sinh vật gây bệnh, nước thải chứa nhiều dầu mỡ chất tẩy rửa... Đặc biệt, trong nước thải sinh hoạt có nhiều yếu tố dinh dưỡng như amoni, phốt pho. Hàm lượng dinh dưỡng ni tơ và phốt pho trong nước cao là nguyên nhân dẫn đến hiện tượng phú dưỡng nước và làm mất cân bằng sinh thái ở các thủy vực, gây ra hiện tượng “tảo nở hoa”. Hiện tượng nở hoa nước bản chất là sự bùng phát mạnh mẽ của vi khuẩn lam (VKL) và vi tảo trong các thủy vực, trong đó một số loài có khả năng sản sinh độc tố, dẫn đến tình trạng nhiễm độc và gây chết thủy hải sản, động vật nuôi, động vật hoang dã cũng như ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Sự nở hoa của tảo gây ra nhiều tác động tiêu cực đến môi trường như làm đục nước, tăng pH, giảm hàm lượng oxy hòa tan và gia tăng độc tố, đặc biệt là microcystin do vi khuẩn lam tiết ra. Kết quả điều tra tại các thủy vực nước ngọt cho thấy trong số các loài VKL độc gây nở hoa nước, *Microcystis aeruginosa* chiếm đến 90% và sản sinh các loại độc tố nguy hiểm như độc tố gan (hepatotoxins), độc tố thần kinh (neurotoxins) và chất gây dị ứng da. Tần suất xuất hiện của các loài VKL độc ngày càng gia tăng, gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến sức khỏe con người và động vật khi sử dụng nguồn nước nhiễm VKL độc [1]. Do đó, việc kiểm soát và hạn chế sự bùng phát của VKL độc là một vấn đề cấp thiết cần được quan tâm.

Hồ chứa Hòa Bình đóng một vai trò quan trọng trong hoạt động phát triển kinh tế-xã hội, phòng chống thiên tai cho khu vực tỉnh Hòa Bình và các vùng lân cận. Trong những thập kỷ qua, sự tăng trưởng mạnh mẽ của công nghiệp, kinh tế và các hoạt động nông nghiệp đã dẫn đến suy giảm chất lượng nước ở hồ Hòa Bình. Sự xuất hiện của vi khuẩn lam nở hoa trong hồ chứa đã được báo cáo gần đây. Chính vì vậy, luận văn: “**Nghiên cứu đánh giá biến động vi khuẩn lam và độc tố microcystin tại hồ chứa Hòa Bình**” được lựa chọn thực hiện.

2. Mục tiêu nghiên cứu

- Mục tiêu chung

Nghiên cứu biến động thực vật phù du, khuẩn lam và độc tố VKL trong hồ chứa Hoà Bình.

- Mục tiêu cụ thể.

+ Xác định được thành phần, mật độ tế bào thực vật phù du và VKL trong hồ chứa Hoà Bình.

+ Đánh giá hàm lượng độc tố của vi khuẩn lam trong hồ chứa Hoà Bình.

3. Nội dung nghiên cứu

- Nội dung 1: Khảo sát và đánh giá hiện trạng chất lượng nước và thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hoà Bình.

- Nội dung 2: Phân tích biến động số lượng VKL theo thời gian tại hồ chứa Hoà Bình.

- Nội dung 3: Nghiên cứu xác định hàm lượng độc tố VKL tại hồ chứa Hoà Bình.

- Nội dung 4: Xác định mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường và sự biến động về thành phần loài cũng như biến động số lượng VKL và độc tố của chúng.

4. Cơ sở khoa học và tính thực tiễn của đề tài

Gia tăng quá mức hàm lượng các chất dinh dưỡng mà thông thường là muối nitrat và photphat là nguyên nhân dẫn đến hiện tượng phì dinh dưỡng ở nhiều thủy vực trên thế giới. Sự phát triển mạnh mẽ của VKL thường xuất hiện ở các thủy vực giàu dinh dưỡng. Nở hoa của VKL gây ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái nước như gây mùi khó chịu, làm cạn kiệt oxy, giảm độ trong và giảm đa dạng sinh học. Một số loài VKL gây nở hoa có khả năng sản sinh độc tố là nguyên nhân gây tử vong các loài động, thực vật bao gồm cả các đối tượng nuôi trồng thủy sản. Các độc tố tảo có thể tích lũy trong các loài động vật thân mềm, cá... Vì vậy, sức khỏe của con người có nguy cơ bị ảnh hưởng nghiêm trọng do ăn phải thực phẩm bị nhiễm độc tố.

Hiện tượng nở hoa của VKL đang có xu hướng ngày càng gia tăng trong các thủy vực ở Việt Nam. Hiểu biết rõ về sự xuất hiện, phân bố của các loài VKL gây hại, biến động quần thể (tốc độ sinh trưởng, nhu cầu dinh dưỡng, chu trình sống...), sinh thái, sinh lý, xây dựng phương pháp phát hiện và phân tích độc tố sẽ nâng cao khả năng dự báo các đợt nở hoa và giảm thiểu các ảnh hưởng xấu của chúng. Trên cơ sở đó, sẽ xây dựng và phát triển các phương thức quản lý hợp lý. Đó là cách mà chúng ta có thể giảm thiểu những thiệt hại về kinh tế và sức khỏe của con người do tảo độc gây ra.

CHƯƠNG I. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

1.1. Tổng quan về vi khuẩn lam

1.1.1. Đặc điểm hình thái và sinh lí của vi khuẩn lam

Vi khuẩn lam là một trong những vi khuẩn quang hợp cổ xưa, xuất hiện trên Trái đất cách đây khoảng 3,5 tỷ năm. Trong quá trình quang hợp, tạo ra oxy như một sản phẩm phụ, góp phần chuyển đổi khí quyển sơ khai từ môi trường khử sang môi trường oxy hóa. Sự thay đổi này đã tạo ảnh hưởng sâu sắc đến các thành phần sống trên hành tinh. Do đó, vi khuẩn lam được coi là nhóm sinh vật tiên phong trong công việc sản xuất oxy, đặt nền tảng cho sự hình thành và phát triển sự sống trên Trái đất ngày nay.

Vi khuẩn lam, trước đây được gọi là tảo lam, do có khả năng quang hợp tương tự như tảo với các sắc tố quang hợp nằm trên thylakoid. Tuy nhiên, về mặt cấu trúc tế bào, chúng thuộc nhóm sinh vật nhân sơ (Prokaryote) hơn là sinh vật nhân chuẩn (Eukaryote). Vi khuẩn lam không có nhân thực, vật liệu di truyền không liên kết với protein histone và thiếu màng bao quanh các bào quan như bộ máy Golgi, lục lạp hay ty thể. Chúng sở hữu ribosome 70S và có thành tế bào cấu tạo từ các lớp peptidoglycan. Màu xanh đặc trưng của vi khuẩn lam là kết quả của sự kết hợp giữa diệp lục a (xanh lục) và các sắc tố phụ như phycocyanin (xanh lam), allophycocyanin (xanh lam) và phycoerythrin (đỏ). Sự phân bố và tỷ lệ của các sắc tố này thay đổi tùy theo điều kiện môi trường nhằm tối ưu hóa quá trình quang hợp [2].

Vi khuẩn lam có hai hệ thống quang hợp, quang hệ I và quang hệ II, nằm trên màng thylakoid (trừ chi *Gloeobacter*). Trong quang hệ II, phycobiliprotein đóng vai trò như các sắc tố “ăng-ten”, giúp hấp thụ và truyền năng lượng ánh sáng cho chlorophyll a. Năng lượng này sau đó được chuyển từ quang hệ II sang quang hệ I, nơi diễn ra quá trình chuyển hóa thành năng lượng hóa học dưới dạng các phân tử cao như ATP và NADPH+H. Những phân tử này tiếp tục được sử dụng để cố định CO₂ thành carbohydrate thông qua chu trình Calvin. Vi khuẩn lam thực hiện quá trình quang hợp trong điều kiện hiếu khí, sử dụng H₂O làm chất cho điện tử và giải phóng O₂ như một sản phẩm phụ.

Tuy nhiên, một số chủng vi khuẩn lam có khả năng sinh trưởng trong điều kiện kỵ khí bằng cách chỉ sử dụng quang hệ I và thay thế chất cho điện tử bằng H₂S, H₂ hoặc các hợp chất hữu cơ [2].

Vi khuẩn lam có thể được tìm thấy trong hầu hết các môi trường trên cạn, từ đất, đá ẩm, đến đá trong các hoang mạc, thậm chí cả những loại đá ở châu Nam cực. Chúng cũng sinh sống phổ biến trong môi trường nước, bao gồm cả đại dương và

các hệ sinh thái nước ngọt [3].

Vi khuẩn lam đã và đang được nghiên cứu trong một số lĩnh vực, đem lại giá trị kinh tế vô cùng to lớn như:

+ Được sử dụng làm phân bón sinh học cho lúa và các loại cây trồng khác, nhờ vào khả năng cố định nitơ khí quyển của nhiều chủng vi khuẩn lam có tế bào dị hình, giúp nâng cao năng suất cây trồng.

+ Vi khuẩn lam là một nguồn protein đơn bào có giá trị quan trọng. Các chủng không độc, điển hình như *Spirulina* sp., đã được nuôi trồng quy mô lớn để sử dụng làm thực phẩm bổ sung cho con người và thức ăn giàu protein cho gia súc.

+ Các chất chuyển hóa thứ cấp từ vi khuẩn lam là nguồn dược liệu quan trọng, đóng vai trò trong nghiên cứu và phát triển thuốc điều trị bệnh.

1.1.2. Phân loại vi khuẩn lam

Theo tiêu chuẩn phân loại chính là hình thái và kiểu sinh sản, VKL được phân thành 5 bộ (orders, sections): *Chlorococcales*, *Pleurocapsales*, *Oscillatoriales*, *Nostocales* và *Stigonematales* [4].

Bảng 1. 1 Phân loại chính Vi khuẩn lam

Bộ	Những đặc điểm hình thái	Chi
Chroococcales	Vi khuẩn có dạng đơn bào, tồn tại riêng lẻ hoặc tập trung thành từng đám. Các tế bào phân chia theo một, hai hoặc ba mặt phẳng đối xứng, hoặc sinh sản bằng cách nảy chồi.	<i>Microcystis</i> , <i>Prochlorococcus</i> , <i>Prochloron</i> , <i>Synechococcus</i> .
Pleurocapsales	Vi khuẩn có dạng đơn bào, tồn tại riêng lẻ hoặc kết tập thành từng đám.	<i>Chroococcidiopsis</i> , <i>Myxosarcina</i> , <i>Pleurocapsa</i> .
Oscillatoriales	Vi khuẩn có dạng sợi đơn, không có tế bào dị hình.	<i>Oscillatoria</i> , <i>Spirulina</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Trichodesmium</i> , <i>Planktothrix</i> .
Nostocales	Vi khuẩn có dạng sợi không phân nhánh, chứa tế bào dị hình và có khả năng cố định nitơ.	<i>Nostoc</i> , <i>Calothrix</i> , <i>Nodularia</i> .
Stigonematales	Vi khuẩn có dạng sợi phân nhánh, chứa tế bào dị hình giúp cố định nitơ.	<i>Fischerella</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Westiellopsis</i> .

Phân loại vi khuẩn lam theo phương pháp truyền thống chủ yếu dựa trên đặc điểm hình thái. Tuy nhiên, tiêu chí này có thể không hoàn toàn chính xác, do một số

chủng vi khuẩn lam có khả năng thay đổi hình thái để thích nghi với các điều kiện môi trường khác nhau. Hiện nay, việc sử dụng trình tự DNA 16S làm thước đo phân loại được xem là một hướng tiếp cận đầy tiềm năng, vì DNA không chịu ảnh hưởng bởi yếu tố môi trường. Sự kết hợp giữa phương pháp truyền thống và công nghệ hiện đại giúp nâng cao độ chính xác trong quá trình phân loại vi khuẩn lam.

1.1.3. Sự đa dạng và phân bố

Vi khuẩn lam là một nhóm vi sinh vật có sự đa dạng đáng kể về loài, hình thái và chức năng sinh học, cho phép chúng thích nghi và phát triển trong nhiều loại môi trường khác nhau, từ nước ngọt, nước mặn cho đến môi trường đất liền và các hệ sinh thái cực đoan. Tính đa dạng này thể hiện qua sự khác biệt về cấu trúc tế bào, chiến lược dinh dưỡng cũng như khả năng đáp ứng với các điều kiện môi trường khắc nghiệt, góp phần quan trọng vào các chu trình sinh địa hóa toàn cầu.

Trong các hệ sinh thái nước ngọt, một số loài vi khuẩn lam như *Microcystis*, *Oscillatoria*, và *Cylindrospermopsis* có khả năng phát triển mạnh mẽ trong môi trường giàu dinh dưỡng, đặc biệt là các vùng nước bị tác động bởi sự gia tăng chất dinh dưỡng từ hoạt động nông nghiệp và công nghiệp. Sự phát triển bùng nổ của các loài này thường dẫn đến hiện tượng phú dưỡng, làm giảm chất lượng nước, gây thiếu hụt oxy và đe dọa sức khỏe hệ sinh thái thủy sinh. Hiện tượng "nở hoa tảo" (algal bloom) do vi khuẩn lam gây ra không chỉ làm suy giảm đa dạng sinh học mà còn ảnh hưởng đến các hoạt động kinh tế như nuôi trồng thủy sản và cung cấp nước sinh hoạt. Paerl và cs (2008), Merel và cs (2013) đã chỉ ra rằng, một số loài như *Microcystis aeruginosa* và *Cylindrospermopsis raciborskii* còn có khả năng sản sinh độc tố, gây nguy hiểm cho con người và động vật khi tiếp xúc hoặc tiêu thụ nguồn nước bị nhiễm độc [5], [6].

Ngược lại, trong môi trường đại dương, vi khuẩn lam thuộc các chi *Synechococcus* và *Prochlorococcus* đóng vai trò là thành phần chính của sinh vật phù du, có đóng góp quan trọng trong chu trình carbon toàn cầu. Với kích thước nhỏ bé và số lượng phong phú, chúng chịu trách nhiệm cho một phần lớn quá trình cố định carbon thông qua quang hợp, đóng vai trò nền tảng trong mạng lưới thức ăn đại dương. *Prochlorococcus*, được xem là một trong những sinh vật quang hợp phổ biến nhất trên Trái Đất, có khả năng thích nghi với các điều kiện ánh sáng khác nhau trong cột nước biển, từ vùng nước bề mặt giàu ánh sáng cho đến các tầng nước sâu với cường độ ánh sáng thấp. Sự phân bố rộng rãi của *Prochlorococcus* và *Synechococcus* giúp chúng trở thành những tác nhân sinh học quan trọng trong điều tiết chu trình dinh dưỡng ở đại dương, tác động đến cả khí hậu toàn cầu thông qua sự hấp thụ CO₂ và sản xuất oxy.

Với vai trò sinh thái quan trọng cũng như những tác động tiêu cực đến môi trường và sức khỏe con người, vi khuẩn lam là đối tượng nghiên cứu trọng điểm trong lĩnh vực sinh thái học thủy sinh và quản lý tài nguyên nước. Việc hiểu rõ các cơ chế phát triển, phân bố và tác động của chúng sẽ giúp đưa ra các biện pháp kiểm soát hiệu quả nhằm giảm thiểu rủi ro liên quan đến hiện tượng nở hoa tảo và ô nhiễm nguồn nước.

1.1.4. Sản sinh độc tố

Một số loài vi khuẩn lam có thể trở thành mối đe dọa nghiêm trọng đối với môi trường và sức khỏe cộng đồng do khả năng sản sinh các hợp chất độc hại gọi là độc tố vi khuẩn lam. Các độc tố vi khuẩn lam này bao gồm nhiều nhóm khác nhau như microcystins, saxitoxins, cylindrospermopsin và anatoxin-a, có thể gây ra những tác động tiêu cực nghiêm trọng đến sinh vật thủy sinh, động vật và con người. Tác động sinh lý của các độc tố này rất đa dạng, trong đó microcystins là nhóm độc tố phổ biến nhất, có khả năng gây tổn thương gan nghiêm trọng, trong khi saxitoxins và anatoxin-a lại tác động trực tiếp lên hệ thần kinh, thậm chí có thể dẫn đến tử vong đột ngột ở động vật và con người khi tiếp xúc ở nồng độ cao [7].

Microcystins do các loài thuộc các chi *Microcystis*, *Planktothrix*, và *Anabaena* sinh ra, được xem là loại cyanotoxin phổ biến nhất, đặc biệt thường gặp trong các hiện tượng nở hoa vi khuẩn lam tại các hồ chứa nước ngọt. Microcystins là các hepatotoxin (độc tố gan), có thể ức chế enzyme protein phosphatase, dẫn đến tổn thương tế bào gan, tích tụ độc tố và gây suy gan cấp tính ở động vật thủy sinh cũng như động vật có vú, bao gồm cả con người. Nghiên cứu của Carmichael (2001) đã chỉ ra rằng các vụ ngộ độc nước do vi khuẩn lam gây ra chủ yếu liên quan đến sự hiện diện của microcystins, với mức độ ảnh hưởng nghiêm trọng tùy thuộc vào nồng độ và thời gian phơi nhiễm. Ngoài ra, saxitoxins chủ yếu được tạo ra bởi *Dolichospermum* (trước đây là gọi là *Anabaena*), là các độc tố thần kinh có thể gây liệt cơ và ảnh hưởng đến hệ thần kinh trung ương, trong khi cylindrospermopsin do *Cylindrospermopsis raciborskii* sinh ra có khả năng gây tổn thương gan và thận thông qua cơ chế ức chế tổng hợp protein [6].

Vi khuẩn lam có xu hướng sản sinh độc tố mạnh mẽ khi gặp điều kiện môi trường thuận lợi, bao gồm nhiệt độ cao, cường độ ánh sáng mạnh và sự dư thừa các chất dinh dưỡng như photphat (PO_4^{3-}) và nitơ (NO_3^-). Những điều kiện này thường xuất hiện trong các vùng nước chịu tác động của hoạt động nông nghiệp, công nghiệp và đô thị, nơi các chất dinh dưỡng bị xả thải vào hệ thống nước mặt. Theo nghiên cứu của Paerl và Otten (2013), sự gia tăng nhiệt độ toàn cầu và hiện

tượng biến đổi khí hậu đang làm tăng tần suất và quy mô của các đợt nở hoa vi khuẩn lam độc hại trên toàn cầu [8].

1.1.5 Các loại độc tố vi khuẩn lam và cơ chế gây độc

Phân loại độc tố vi khuẩn lam

- **Độc tố gan (Hepatotoxins)**

Hepatotoxins là nhóm độc tố vi khuẩn lam phổ biến và có tác động nghiêm trọng đến gan, thường được sản sinh bởi một số loài vi khuẩn lam và có khả năng tích lũy trong cơ thể sinh vật. Nhóm độc tố này bao gồm microcystins và nodularins, có thể gây tổn thương gan cấp tính và mãn tính, thậm chí dẫn đến ung thư gan nếu tiếp xúc lâu dài.

Microcystins: Đây là nhóm độc tố gan được nghiên cứu nhiều nhất, chủ yếu được tạo ra bởi các loài như *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena*, và *Planktothrix*. Microcystins là các peptide vòng có cấu trúc hóa học ổn định, khiến chúng rất bền vững trong môi trường nước và khó bị phân hủy bởi các yếu tố tự nhiên như nhiệt độ, ánh sáng và pH [7]. Cơ chế gây độc của microcystins chủ yếu thông qua sự ức chế enzyme protein phosphatase 1 và 2A, làm tăng sự tích tụ của protein phosphorylated trong tế bào gan, gây rối loạn chức năng tế bào, dẫn đến xuất huyết, hoại tử gan và tổn thương cấu trúc tế bào [9]. Ngoài ra, microcystins còn có khả năng gây ung thư gan thông qua việc kích hoạt stress oxy hóa và làm tổn thương DNA.

Nodularins: Nodularins là một loại hepatotoxin chủ yếu được sản sinh bởi *Nodularia spumigena*, thường xuất hiện trong các môi trường nước lợ. Cơ chế gây độc của nodularins tương tự microcystins, khi chúng cũng ức chế các enzyme protein phosphatase, gây tích lũy độc hại trong gan. Tuy nhiên, do điều kiện sinh thái đặc thù của nước lợ, sự ảnh hưởng của nodularins thường được quan sát thấy trong các hệ sinh thái ven biển và đầm phá hơn là nước ngọt.

- **Độc tố thần kinh (Neurotoxins)**

Neurotoxins là nhóm độc tố vi khuẩn lam có tác động mạnh mẽ đến hệ thần kinh trung ương, có khả năng gây liệt cơ, suy hô hấp và tử vong nhanh chóng nếu không được điều trị kịp thời. Các neurotoxins chính bao gồm anatoxin-a, anatoxin-a(S) và saxitoxins.

Anatoxin-a và Anatoxin-a(S): Anatoxin-a là một alkaloid độc hại được sản sinh bởi các loài vi khuẩn lam như *Anabaena* và *Planktothrix*. Độc tố này hoạt động như một chất chủ vận của thụ thể acetylcholine tại synapse thần kinh, làm gia tăng sự kích thích thần kinh quá mức, dẫn đến mất kiểm soát hoạt động thần kinh và gây ra co giật cơ nghiêm trọng. Anatoxin-a(S), một dạng sulfoxide của anatoxin-a, có cơ

chế gây độc thông qua ức chế enzyme acetylcholinesterase, làm tăng lượng acetylcholine tại synapse, dẫn đến co giật không kiểm soát và ngừng hô hấp.

Saxitoxins: Saxitoxins là nhóm độc tố gây tê liệt, thường được sản sinh bởi các loài *Aphanizomenon* và *Lyngbya*. Chúng hoạt động bằng cách ức chế các kênh ion natri trên màng tế bào thần kinh, ngăn cản sự dẫn truyền xung thần kinh, dẫn đến tê liệt cơ và ngừng tim. Saxitoxins là một trong những độc tố chính gây ra hội chứng ngộ độc thần kinh khi con người tiêu thụ thực phẩm nhiễm độc tố này.

- **Độc tố gây rối loạn tiêu hóa**

Cylindrospermopsin là một loại cyanotoxin có thể gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến gan, thận và hệ tiêu hóa. Độc tố này thường được sản sinh bởi các loài như *Cylindrospermopsis raciborskii* và *Aphanizomenon*, với cơ chế gây độc chủ yếu thông qua việc ức chế tổng hợp protein bằng cách tác động đến ribosome, gây chết tế bào và suy giảm chức năng nội tạng. Việc tiếp xúc kéo dài với *cylindrospermopsin* có thể dẫn đến tổn thương mãn tính ở gan và thận, gây suy giảm chức năng tiêu hóa và ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng.

- **Độc tố gây dị ứng và viêm da**

Vi khuẩn lam cũng có thể sản sinh các hợp chất gây kích ứng và dị ứng cho con người khi tiếp xúc trực tiếp. Lipopolysaccharides (LPS), là các thành phần của màng ngoài tế bào vi khuẩn lam, có thể gây viêm da, viêm mũi và các phản ứng dị ứng khác khi con người tiếp xúc với nước bị nhiễm vi khuẩn lam. Mặc dù các độc tố này không gây tử vong, nhưng chúng ảnh hưởng tiêu cực đến chất lượng cuộc sống và tiềm ẩn nguy cơ sức khỏe trong các hệ sinh thái nước ngọt bị ô nhiễm.

Cơ chế gây độc

- **Cơ chế gây độc của độc tố vi khuẩn lam**

Độc tố vi khuẩn lam có cơ chế gây độc phức tạp, tác động đến nhiều cơ quan và hệ thống sinh lý khác nhau bao gồm gan, hệ thần kinh và hệ tiêu hóa. Các cơ chế này thường liên quan đến sự tương tác với các protein vận chuyển, stress oxy hóa và rối loạn điều hòa tế bào.

- **Cơ chế gây độc của microcystins và nodularins**

Microcystins và nodularins chủ yếu nhắm đến gan, cơ quan chính thực hiện chức năng giải độc trong cơ thể. Chúng được hấp thụ vào tế bào gan thông qua protein vận chuyển OATP (Organic Anion Transporting Polypeptides). Khi vào bên trong tế bào, microcystins và nodularins liên kết chặt chẽ với enzyme protein phosphatase, đặc biệt là protein phosphatase 1 và 2A, dẫn đến rối loạn quá trình phosphoryl hóa protein. Điều này gây ra tổn thương nghiêm trọng cấu trúc tế bào

gan, làm tăng tính thấm của màng tế bào, gây phù nề và cuối cùng kích hoạt quá trình apoptosis hoặc hoại tử tế bào.

Bên cạnh đó, microcystins còn gây stress oxy hóa mạnh mẽ thông qua việc thúc đẩy sản sinh các gốc tự do, gây tổn thương các thành phần tế bào như lipid màng, protein và DNA. Stress oxy hóa kéo dài có thể kích hoạt các con đường tín hiệu viêm, gây viêm gan mạn tính và góp phần vào sự phát triển của bệnh lý gan như xơ gan hoặc ung thư gan.

- **Cơ chế gây độc của neurotoxins**

Neurotoxins như anatoxin-a và saxitoxins có tác động trực tiếp đến hệ thần kinh trung ương bằng cách can thiệp vào hoạt động của các kênh ion trên màng tế bào thần kinh. Anatoxin-a hoạt động như một chất chủ vận mạnh mẽ tại các thụ thể acetylcholine, dẫn đến kích thích liên tục các synapse thần kinh, gây co giật cơ không kiểm soát và tê liệt. Do cơ chế này, anatoxin-a thường dẫn đến tử vong do suy hô hấp cấp tính khi các cơ hô hấp bị ảnh hưởng nghiêm trọng.

Ngược lại, saxitoxins ngăn chặn dòng ion natri đi qua màng tế bào thần kinh, ức chế hoàn toàn sự dẫn truyền tín hiệu thần kinh, dẫn đến tê liệt cơ bắp và có thể gây ngừng tim và tử vong trong thời gian ngắn. Saxitoxins thường là nguyên nhân chính gây ra hội chứng ngộ độc thần kinh khi tiêu thụ thực phẩm bị nhiễm độc.

- **Cơ chế gây độc của cylindrospermopsin**

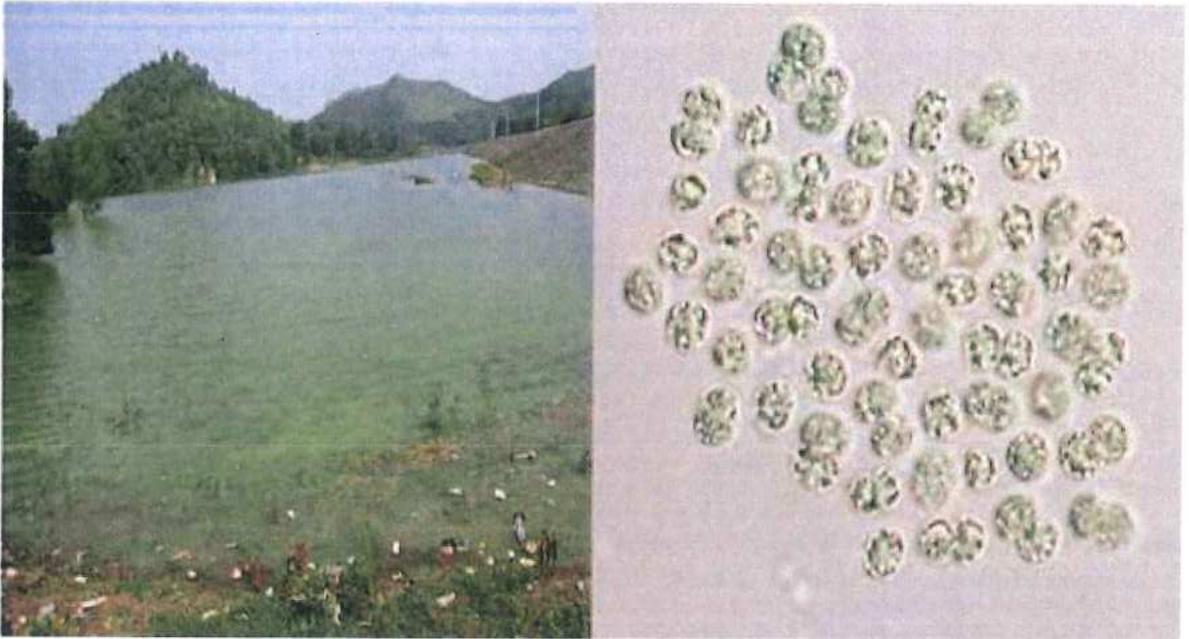
Cylindrospermopsin là một loại cyanotoxin có cơ chế gây độc chủ yếu thông qua việc ức chế quá trình tổng hợp protein trong tế bào, làm gián đoạn quá trình chuyển hóa và gây chết tế bào. Độc tố này tác động lên gan, thận và hệ tiêu hóa, dẫn đến viêm, hoại tử và suy giảm chức năng cơ quan nghiêm trọng. Ngoài ra, cylindrospermopsin còn kích hoạt stress oxy hóa và làm tổn thương ADN, làm tăng nguy cơ đột biến gen và phát triển các bệnh lý mãn tính [10].

Sự hiện diện của cylindrospermopsin trong môi trường nước uống là một vấn đề sức khỏe đáng lo ngại, do khả năng tích lũy trong cơ thể sinh vật và tác động tiêu cực kéo dài đến sức khỏe con người.

1.2. Tổng quan về độc tố microcystin

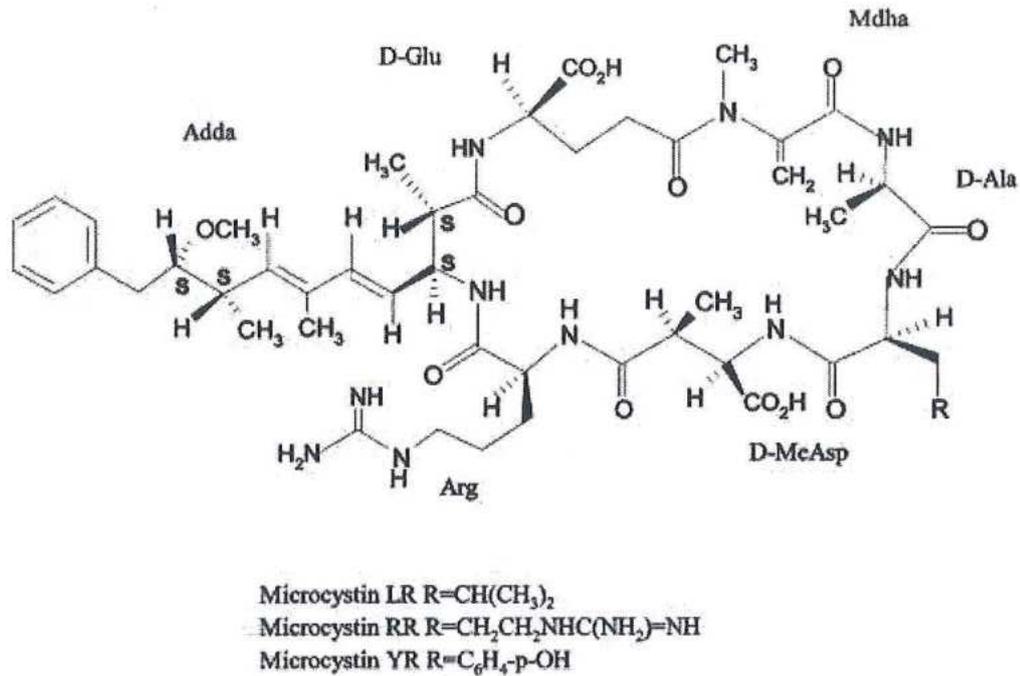
Microcystin (MC) (còn được gọi là cyanoginosin) là một họ gồm hơn 50 loại độc tố gan được sản xuất bởi các loài vi khuẩn lam (VKL) nước ngọt, chủ yếu là *Microcystis aeruginosa*, nhưng cũng có các loài *Microcystis* khác và các chi khác cụ thể là *Anabaena*, *Oscillatoria* và *Nostoc*. Chúng là heptapeptide vòng đơn đặc trưng bởi một số axit amin bất biến, bao gồm một axit amin có cấu trúc bất thường, rất cần thiết cho việc biểu hiện độc tính. Microcystin ổn định về mặt hóa học, nhưng lại phân hủy sinh học trong nước hồ chứa. Loại microcystin phổ biến nhất là

microcystin-LR (L và R xác định 2 axit amin biến đổi, trong trường hợp này lần lượt là leucine và arginine) có LD₅₀ ở chuột là 36 –122 µg/kg đi vào cơ thể theo nhiều con đường khác nhau, bao gồm cả hít phải. Ở người microcystin gây ra các tác động như viêm dạ dày, ruột và phản ứng dị ứng/kích ứng, nhưng tác động chủ yếu của độc tố là gan, tại đây độc tố phá vỡ bộ khung tế bào, gây ra ức chế protein phosphatase 1 và 2A dẫn đến xuất huyết gan ô ạt.



Hình 1. 1 VKL và độc tố Microcystis ở Hồ Núi Cốc [11].

Microcystin là một họ độc tố được sản xuất bởi các loài vi khuẩn lam nước ngọt thuộc các chi như *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* và *Nostoc* và chủ yếu là chủng *Microcystis aeruginosa*. Microcystin có cấu tạo gồm 7 amino acid khác nhau, với 2 amino acid cuối cùng của dãy peptide nối liền lại hình thành nên phức hợp vòng (Hình 1.1). Đến nay, người ta đã phát hiện được khoảng hơn 100 loại đồng phân MC từ các chủng VKL *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*,... [12]. Trong đó 3 dạng MC phổ biến nhất là microcystin-LR, microcystin-YR và microcystin-RR (Hình 1.2).



Hình 1. 2 Cấu trúc hoá học của 3 dạng microcystin thường gặp [13].

1.3. Tình hình nghiên cứu hiện diện vi khuẩn lam và độc tố của chúng trong các thủy vực trên thế giới và Việt Nam

1.3.1 Tình hình nghiên cứu trên thế giới

Trong khoảng ba thập kỷ qua, các hoạt động của con người đã làm phát sinh và tích tụ một lượng lớn các chất dinh dưỡng (nitơ và phốt pho) trong các hồ chứa, gây phú dưỡng nguồn nước. Phú dưỡng hóa cùng với những thách thức do biến đổi khí hậu là vấn nạn môi trường ở nhiều quốc gia. Vấn đề này đã được đề cập tại hội nghị thượng đỉnh G7 lần thứ 44, tổ chức tại Canada vào tháng 6 năm 2018, với sự tham gia của các quốc gia lớn như Canada, Pháp, Đức, Ý, Nhật Bản, Vương quốc Anh và Hoa Kỳ, cũng như một số khách mời trong đó có Việt Nam [14]. Các nghiên cứu gần đây đã cho thấy có mối liên hệ giữa phú dưỡng hóa và biến đổi khí hậu, hai quá trình này đã góp phần tăng cường và mở rộng phạm vi của VKL nở hoa và độc tố của chúng trong cả hai môi trường nước ngọt và nước mặn [14] [15].

Aphanizomenon ovalisporum là một loài VKL được coi là có khả năng xâm hại vì có khả năng thích nghi sinh thái cao trong điều kiện môi trường thay đổi. Hiện tượng nở hoa lần đầu được mô tả ở Hồ Kinneret, Israel vào năm 1994, sự nở hoa tiếp đó được báo cáo trong các hồ và hồ chứa ở Lebanon, Thổ Nhĩ Kỳ, Hy Lạp, Ý và Tây Ban Nha. *C. ovalisporum* cũng đã được tìm thấy ở Florida và ở Tanzania, Đông Phi. Ở Úc, nở hoa đã xảy ra ở các hồ đô thị nhỏ ở Đông Nam Queensland, Đông Bắc NSW và sông Murray [16] [17]. Trừ một số trường hợp ngoại lệ, đa số sự nở hoa xảy ra ở nhiệt độ nước trên 25°C trong các vùng nước có độ mặn từ thấp đến trung bình (độ dẫn điện từ 350 đến 3550 $\mu\text{S cm}^{-1}$), độ trong suốt của nước từ thấp

đến trung bình (độ sâu đĩa Secchi từ 0,2 đến 2,5 m) và ở các vùng nước có tính kiềm nhẹ đến vừa phải với các giá trị pH từ 7,2 đến 9,0. Sự nở hoa có thể xảy ra ở cả các thủy vực phân tầng sâu và trong các ao nông. Ngoài ra, một số trường hợp nở hoa đã được báo cáo từ các vùng biển có hàm lượng nitơ và photpho cao, trong khi những vùng khác sự nở hoa xảy ra ở nơi các hàm lượng chất dinh dưỡng hòa tan có thể thiếu. Khả năng cố định nitơ trong khí quyển giúp loài này thích nghi tốt ở những vùng nước nghèo nitơ, từ đó tạo lợi thế để phát triển ngay cả khi hàm lượng photpho vô cơ trong môi trường ở mức thấp. [17].

Sự nở hoa của VKL chủ yếu do một số chi gây ra, bao gồm *Microcystis*, *Planktothrix* và *Dolichospermum (Anabaena)* [18]. Trong số này, thường gặp nhất là sự nở hoa của nhóm *Microcystis*, đặc biệt là ở vùng khí hậu nhiệt đới. Nguy hiểm hơn, sự nở hoa của *Microcystis* thường sinh ra độc tố microcystins (MCs) [18], [19]. Độc tố MCs gây ô nhiễm nguồn nước uống và gây ra những tác động bất lợi đến đời sống động thực vật thủy sinh. Các nghiên cứu cho thấy sự nở hoa của *Microcystis* đã được ghi nhận ở ít nhất 108 quốc gia, trong đó 79 quốc gia đã có báo cáo về sự hiện diện của độc tố MCs [18] [19]. Do vậy cần phải giảm thiểu các tác động bất lợi của VKL nở hoa đối với sức khỏe con người và môi trường, Trung tâm Khoa học Đại dương ven biển Quốc gia (NCOS) tại Hoa Kỳ đã phát triển hệ thống quan trắc tảo nở hoa. Hệ thống này cung cấp các kết quả tức thời để hỗ trợ định vị, giám sát và định lượng tảo nở hoa ở các vùng ven biển và ao hồ ở Mỹ. Tương tự, các quốc gia châu Âu cũng triển khai các chương trình riêng để giải quyết những thách thức do tảo độc nở hoa gây ra. Chẳng hạn như Chương trình giám sát và theo dõi sự nở hoa của tảo có hại (HABs).

Nhiều nghiên cứu cho thấy trên 80% các trường hợp nở hoa của VKL là có sản sinh độc tố ra môi trường [20]. Trong số các độc tố của VKL, microcystins (MCs) là loại thường xuất hiện trong môi trường nước ngọt và là một trong những nhóm độc tố nguy hiểm nhất [21] [22]. Độc tố MCs là loại độc chất tác động lên gan và thường được sản sinh từ các VKL như *Microcystis*, *Planktothrix* và *Dolichospermum* [18]

Con người khi bị phơi nhiễm với độc tố MCs có thể dẫn đến các vấn đề sức khỏe khác nhau, bao gồm kích ứng da, tổn thương gan và thúc đẩy hình thành khối u gan. Phơi nhiễm cấp tính với MCs ở nồng độ cao có thể dẫn đến đau bụng, nôn mửa, tiêu chảy, suy nhược, kích ứng da và niêm mạc, lên cơn hen, buồn nôn, cảm giác ngứa ran, mờ mắt, nhức đầu, chóng mặt, sốt, tê liệt và ngừng tim, suy hô hấp, thậm chí có thể gây tử vong [23].

Sự tái phú dưỡng ở hồ Erie: Tảo nở hoa có hại và tình trạng thiếu oxy. Các trường hợp tử vong ở người do độc tố MCs gây ra đã được ghi nhận ở nhiều quốc gia, bao gồm Mỹ, Canada, Zimbabwe, Brazil, Úc và Trung Quốc [12].

Vì tính chất nguy hiểm đến sức khỏe con người do độc tố MCs gây ra, tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đã thiết lập tiêu chuẩn 1 µg/L tương đương với độc tố microcystin-LR trong nước uống. Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (USEPA) cũng liệt kê độc tố MC vào danh sách các chất gây ô nhiễm nguồn nước.

Hơn 100 loài VKL thuộc 40 chi được biết đến có khả năng gây độc trong số đó các chi *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Nostoc*, *Nodularia* and *Oscillatoria* là những chi có nhiều loài gây độc nhất.

Bảng 1. 2 Các nhóm độc tố do các chi VKL khác nhau sản sinh

Nhóm độc tố	Các cơ quan của động vật bị tác động	Cơ thể gây độc
<i>Cyclic peptides</i>		
Microcystins	Gan	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Oscillatoria</i>), <i>Nostoc</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanocapsa</i>
Nodularin	Gan	<i>Nodularia</i>
<i>Alkaloids</i>		
Anatoxin-a	Khớp thần kinh	<i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Oscillatoria</i>), <i>Aphanizomenon</i>
Aplysiatoxins	Da	<i>Lyngbya</i> , <i>Schizothrix</i> , <i>Planktothrix</i>
Cylindrospermopsins	Gan	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Umezakia</i>
Lyngbyatoxin-a	Da, dạ dày ruột	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxins	Sợi thần kinh	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>
<i>LPS</i>		
Lipopolysaccharides	Gây khó chịu đến các mô tiếp xúc với độc tố	Tất cả các cyanobacteria

Trong thời gian nở hoa của VKL, hàm lượng độc tố thường đạt giá trị cao nhất. Hàm lượng độc tố trong các mẫu nước nở hoa có thể lên đến 25 mg/L đối với độc tố microcystin và 3,3 mg/L đối với độc tố anatoxin [22]. Ở Hà Lan nồng độ độc tố thậm chí còn cao tới 52 mg microcystin/L tại hồ chứa De Gijster. Độc tố của

các mẫu nước nở hoa và độc tính của VKL đối với động vật và con người đã được mô tả và thông báo ở nhiều nước trên thế giới [24][25].

Microcystin là chất chuyển hóa đầu tiên được xác nhận có tồn tại con đường tổng hợp không phụ thuộc ribosome. Theo báo cáo của Chorus và Bartram (2021), microcystin là sản phẩm của một số loài vi khuẩn lam, bao gồm *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria agardhii* và một số loài thuộc chi *Nostoc*. Microcystin đặc biệt ức chế enzyme protein phosphatase loại 1 và 2A ở sinh vật nhân thực (Eukaryote). Chất độc này có khả năng gây tổn thương gan nghiêm trọng do được vận chuyển chủ động vào tế bào gan, đồng thời là nguyên nhân dẫn đến tình trạng ngộ độc ở con người [26].

Vi khuẩn lam (tảo lam) được xem là loài tảo độc hại, có thể gây suy giảm năng suất và sản lượng trong nuôi trồng thủy sản. Hiện tượng nở hoa của vi khuẩn lam không chỉ làm suy giảm chất lượng nước mà còn gián tiếp ảnh hưởng đến các loài thủy sản như lươn, cá rô, cá măng, cá rô đồng và cá hồi, gây ra những tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và hoạt động nuôi trồng [27]. Tảo lam độc hại cũng gây ra các tác động cấp tính hoặc mạn tính (giảm khả năng ăn) trên trai, động vật giáp xác nhỏ và động vật chân đốt. Vi khuẩn lam *Microcystis aeruginosa* là loài phổ biến nhất trong ngành tảo lam. Trong các thủy vực nước ngọt, vi khuẩn lam *Microcystis aeruginosa* thường chiếm ưu thế về mật độ trong điều kiện môi trường giàu dinh dưỡng, cường độ ánh sáng cao và nhiệt độ ấm. Khi phát triển quá mức, *M. aeruginosa* hình thành những đám tảo lớn và tiết ra độc tố microcystin (MC), gây ra mối đe dọa trực tiếp đối với cá, giáp xác và nhuyễn thể, ảnh hưởng tiêu cực đến hệ sinh thái nước ngọt [28][29].

Trong hai thập kỷ qua, tảo nở hoa có hại trong các hồ và hồ chứa nước uống bị phú dưỡng đã tăng lên trên toàn thế giới do ô nhiễm bởi hoạt động nông nghiệp, xả nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp [30]. Cho đến nay, hơn 60% hồ ở Trung Quốc đã bị phú dưỡng và tảo nở hoa có hại. Thông thường, tảo chiếm ưu thế trong cộng đồng thực vật phù du và hình thành nở hoa trong các vùng nước phú dưỡng vào cuối mùa hè và mùa thu. Sự hiện diện và phát triển quá mức của tảo trong nước nguồn gây ra rủi ro đáng kể cho việc xử lý nước uống. Cụ thể, tảo có thể gây ra các vấn đề như mùi vị kém và mùi trong nước [30]. Ngoài ra, một số tế bào tảo và các chất chuyển hóa của chúng có thể tạo ra một số loại độc tố được coi là vấn đề nghiêm trọng về chất lượng nước [31]. Tảo cũng được biết là cản trở quá trình xử lý nước, gây ra quá trình lọc ngắn và sự phát triển lại của vi sinh vật trong hệ thống phân phối [32].

Cyanobacteria (tảo xanh lam) nở hoa trong các hầm nông nghiệp và hồ hoặc hồ chứa phú dưỡng là phổ biến trên khắp thảo nguyên Canada. Những đợt nở hoa này đã gây ra ngộ độc gia súc và động vật hoang dã được cho là do độc tố thần kinh hoặc độc tố gan do các loài vi khuẩn lam khác nhau tạo ra. Độc tố gan là một chất độc cấp tính cực kỳ mạnh. Ví dụ, microcystin LR có LD50 là 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$, bằng cách tiêm trong phúc mạc ở chuột. Độc tố gan cũng có thể gây ra rủi ro sức khỏe mạn tính. Xử lý hóa học bằng đồng sunfat là kỹ thuật phổ biến nhất được sử dụng để kiểm soát tảo nở hoa trong các hồ chứa nước uống. Bón vôi (canxi hydroxit) là một phương pháp điều trị thay thế để kiểm soát hoa. Tác dụng của đồng sunfat so với điều trị vôi đối với việc giải phóng microcystin LR từ một bông hoa tự nhiên, liên quan đến ba loài vi khuẩn lam bao gồm cả *M. aeruginosa* sản xuất độc tố đã được nghiên cứu.

Đã có rất nhiều sự cố xấu gây ra do nở hoa và độc tố vi khuẩn lam trên thế giới. Tổ chức Y tế thế giới (WHO) đã đưa ra chỉ tiêu độc tố VKL vào trong quy định của nước uống với hàm lượng microcystin, một loại độc tố VKL phổ biến nhất, với quy định rất nghiêm ngặt. Theo đó, hàm lượng độc tố microcystin trong nước uống phải dưới $1 \mu\text{g}/\text{L}$, ngang bằng với quy định về hàm lượng thủy ngân trong nước uống. Các khảo sát tiến hành tại các thủy vực nước ngọt ở nhiều quốc gia trên thế giới cho thấy tỷ lệ các mẫu VKL có độc tính gây nở hoa trong nước khá cao và dao động trong khoảng 50-90%. Nở hoa của tảo là sự phát triển nhanh chóng của một số loài tảo so với nhóm loài khác trong hệ sinh thái thủy vực và đây chính là nguyên nhân làm giảm đa dạng sinh học, ảnh hưởng xấu đến chất lượng nguồn nước. Các chất độc do VKL tiết ra trở thành mối đe dọa cho các ngành công nghiệp nuôi trồng - khai thác thủy hải sản, các hoạt động giải trí dưới nước, sức khỏe con người và là nguyên nhân gây chết động vật nuôi cũng như động vật hoang dã ở nhiều nơi trên thế giới. Nguyên nhân ban đầu được xác định là do mất cân bằng nguồn dinh dưỡng đầu vào của hệ sinh thái, từ đó đã tạo ra ưu thế cạnh tranh của một loài so với các loài sinh vật khác trong hệ sinh thái. Trong những năm gần đây, nở hoa của tảo gây hại xảy ra ở cả môi trường nước mặn (còn gọi là thủy triều Đỏ - red tide) và nước ngọt (nở hoa của VKL - water blooming) ngày càng gia tăng trên toàn cầu cả về tần suất xuất hiện lẫn cường độ và thời gian [33] [34].

1.3.2. Tình hình nghiên cứu ở Việt Nam

Ở Việt Nam, các nghiên cứu về VKL đã được quan tâm từ lâu, tập trung nhiều vào đặc điểm hình thái, chủ yếu là mô tả sự hiện diện hay vắng mặt của các loài VKL. Một số nghiên cứu gần đây ghi nhận sự xuất hiện của VKL nở hoa và độc tố của chúng trong nhiều thủy vực ở Việt Nam. Ví dụ, ghi nhận nồng độ độc tố

MC dao động từ 45 đến 1.699 $\mu\text{g/g}$ trọng lượng khô (DW) trong các mẫu VKL nở hoa từ hồ Núi Cốc và nồng độ dao động từ 116 đến 185 $\mu\text{g/L}$ trong mẫu nước từ Hồ Hoàn Kiếm. Trương tự, Dao, T.S. (2010) ghi nhận nồng độ độc tố MC từ 450 đến 640 $\mu\text{g/g}$ DW trong mẫu VKL nở hoa từ hồ Trị An [35]. Phạm Thanh Lưu và cs (2021), Dương Thị Thủy và cs (2016) ghi nhận ba đồng phân độc tố MC (MC-LR, MC-RR, MC-YR) với nồng độ dao động từ 669 đến 2.129 $\mu\text{g/g}$ DW từ một số chủng VKL và mẫu VKL nở hoa ở hồ Dầu Tiếng [36] [37] [38]. Sự hiện diện của VKL có khả năng gây độc, bao gồm *Microcystis* và một số loại độc tố MC cũng được ghi nhận trong nước hồ Trị An. Nghiên cứu cho thấy độc tố MC thường đạt đỉnh trong khoảng thời gian từ tháng 6 đến tháng 10 đi kèm với các đợt nở hoa của VKL. Trong số các VKL có khả năng gây độc thường được đề cập, *Microcystis aeruginosa* là loài nhận được nhiều quan tâm do phân bố rộng và thường gây nở hoa trong các thủy vực ở Việt Nam. Sự nở hoa của *Microcystis* và nồng độ độc tố MC, đôi khi vượt quá nồng độ cho phép của WHO là 1,0 $\mu\text{g/L}$ đã được ghi nhận và báo cáo ở nhiều thủy vực sử dụng làm nguồn nước sinh hoạt ở nước ta [36][37].

Trong các thủy vực, vi khuẩn lam có thể chiếm đến 99,8% tổng mật độ thực vật phù du và dễ dàng nở hoa trong nhiều điều kiện môi trường trên toàn cầu. Ước tính có khoảng 25 – 75% các hiện tượng nở hoa vi khuẩn lam đi kèm với sự sản sinh độc tố. Vi khuẩn lam nở hoa không chỉ gây ô nhiễm môi trường nước mà còn làm suy giảm cảnh quan do sự hiện diện của nhiều loài có khả năng tiết độc tố, ảnh hưởng nghiêm trọng đến chất lượng nước. Hiện đã có hơn 60 loài vi khuẩn lam có độc tố được ghi nhận, thuộc các chi như *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Anabaenopsis*, *Nostoc*, *Raphidiopsis* và *Nodularia*. Đáng chú ý, một chủng vi khuẩn lam có thể sản sinh nhiều loại độc tố khác nhau, trong khi một loại độc tố cũng có thể được tạo ra bởi nhiều loài vi khuẩn lam độc hại [35].

Nghiên cứu về vi khuẩn lam và độc tố microcystin tại hồ Núi Cốc (Thái Nguyên) vào năm 2011 cho thấy vi khuẩn lam là nhóm chiếm ưu thế trong quần xã thực vật nổi tại khu vực này. Đặc biệt, nhóm vi khuẩn lam sản sinh độc tố gan *Microcystis* xuất hiện phổ biến trong các mẫu nước và các mẫu tạo váng thu được từ hồ, với hàm lượng độc tố dao động từ 0,11–0,52 $\mu\text{g/L}$ trong nước và 48–1699 $\mu\text{g/L}$ trong mẫu tạo váng. Sự phát hiện các loài vi khuẩn lam độc hại cùng với độc tố của chúng cho thấy nguy cơ ô nhiễm sinh học nghiêm trọng tại hồ Núi Cốc, tiềm ẩn ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người khi nguồn nước này được sử dụng cho mục đích sinh hoạt. Do đó, việc đưa vi khuẩn lam và độc tố của chúng vào chương trình

quan trắc chất lượng nước tại các thủy vực là cần thiết để đảm bảo an toàn môi trường và sức khỏe cộng đồng [38].

1.4. Điều kiện tự nhiên, kinh tế xã hội khu vực nghiên cứu

1.4.1 Vị trí địa lý

Hồ chứa Hòa Bình (dung tích: 9,3 km³; diện tích lưu vực: 51.700 km²) đóng vai trò quan trọng trong đời sống kinh tế xã hội của người dân miền Bắc Việt Nam [39].

- + Phía đông giáp tỉnh Hà Nam và thủ đô Hà Nội.
- + Phía tây giáp tỉnh Sơn La.
- + Phía nam giáp tỉnh Thanh Hóa và tỉnh Ninh Bình.
- + Phía bắc giáp tỉnh Phú Thọ.

1.4.2 Điều kiện tự nhiên

a. Khí hậu

Khí hậu tỉnh Hòa Bình mang đặc trưng của kiểu khí hậu nhiệt đới gió mùa với hai mùa rõ rệt: mùa mưa và mùa khô.

+ **Mùa mưa** kéo dài từ tháng 5 đến tháng 10, với lượng mưa dao động từ 1.900mm đến 2.200mm, tập trung chủ yếu vào các tháng 7, 8 và 9.

+ **Mùa khô** diễn ra từ tháng 11 năm trước đến tháng 4 năm sau.

Do địa hình chia cắt mạnh và điều kiện mặt đệm, mưa lớn trong mùa mưa dễ gây ra lũ quét, ngập lụt, ảnh hưởng đến sản xuất và đời sống của người dân trong khu vực.

b. Thủy văn

Tỉnh Hòa Bình có mạng lưới sông suối phân bố khá dày và trải rộng khắp các huyện, với một số sông lớn như sông Đà, sông Bôi, sông Bưởi, sông Lạng, sông Bùi cùng các phụ lưu của chúng.

Hệ thống sông chính:

+ **Sông Đà:** Là con sông lớn nhất chảy qua tỉnh, có lưu vực 15.000 km², chảy qua các huyện Mai Châu, Đà Bắc, Tân Lạc, Cao Phong, Kỳ Sơn và thành phố Hòa Bình với tổng chiều dài 151 km.

+ **Sông Bưởi:** Bắt nguồn từ xã Phú Cường, huyện Tân Lạc, chảy qua các huyện Tân Lạc, Lạc Sơn, dài 35 km. Đây là thượng nguồn của sông Mã.

+ **Sông Bôi (sông Đáy):** Bắt nguồn từ xã Thượng Tiến, huyện Kim Bôi, chảy qua huyện Kim Bôi và Lạc Thủy, dài 76 km.

+ **Sông Bùi:** Khởi nguồn từ xã Lâm Sơn, Trường Sơn (huyện Lương Sơn), chảy qua Lương Sơn và huyện Chương Mỹ (Hà Tây), dài 25 km.

+ **Sông Lạng (Yên Thủy)** và **sông Chợ Đập (Lạc Thủy)**: Mỗi con sông dài khoảng 7 km.

Đặc điểm chung của các sông suối trong tỉnh là lòng sông hẹp, độ dốc lớn, khả năng giữ nước thấp, dễ bị xói mòn mạnh. Mùa mưa, lũ lụt, lũ quét, lũ ống thường xảy ra, gây nguy cơ sạt lở. Trên địa bàn tỉnh Hòa Bình có 514 hồ chứa thủy lợi lớn nhỏ, trong đó bao gồm 33 hồ lớn và 481 hồ đập vừa và nhỏ. Hồ chứa Hòa Bình là hồ chứa lớn nhất của tỉnh với chiều dài 70 km, rộng từ 1 đến 2 km và độ sâu dao động từ 80 đến 110 m. Dung tích của hồ đạt khoảng 9,45 tỷ m³, với cao trình mực nước thiết kế là 117 m. Trong hồ có 47 đảo lớn nhỏ, địa hình bị chia cắt bởi nhiều ngòi, khe, suối. Khi mực nước xuống thấp, độ chênh lệch không lớn, khu vực xung quanh chủ yếu là núi thấp và đồi thoải, được bao phủ bởi thảm thực vật dày đặc, dân cư sinh sống thưa thớt. Nhờ những đặc điểm này, hiện tượng sạt lở đất đá và các tai biến địa chất khác ít phát triển tại khu vực hồ chứa Hòa Bình.

1.4.3 Đặc điểm kinh tế- xã hội

a. Kinh tế

Năm 2023, kinh tế tỉnh Hòa Bình ghi nhận mức tăng trưởng 0,45% so với năm 2022. Cơ cấu kinh tế tiếp tục có sự chuyển dịch theo hướng giảm tỷ trọng ngành nông, lâm nghiệp và thủy sản, trong khi tỷ trọng ngành công nghiệp, xây dựng và dịch vụ tăng lên. Tổng sản phẩm trên địa bàn tỉnh (GRDP) theo giá so sánh 2010 đạt 33.570,63 tỷ đồng, tăng nhẹ 0,45% so với năm trước. Cụ thể, khu vực nông, lâm nghiệp và thủy sản tăng 3,22%; khu vực công nghiệp và xây dựng giảm 3,31%; khu vực dịch vụ tăng 3,9%; trong khi thuế sản phẩm trừ trợ cấp sản phẩm cũng ghi nhận mức tăng 0,57% [39].

Năm 2023, quy mô GRDP của tỉnh Hòa Bình theo giá hiện hành ước đạt 62.738,13 tỷ đồng. Cơ cấu kinh tế có sự thay đổi nhẹ so với năm trước. Cụ thể, khu vực nông, lâm nghiệp và thủy sản chiếm 21,52%; khu vực công nghiệp và xây dựng chiếm 40,78%; khu vực dịch vụ chiếm 32,72%; thuế sản phẩm trừ trợ cấp sản phẩm chiếm 4,98%. So với năm 2022, tỷ trọng khu vực nông, lâm nghiệp và thủy sản giảm từ 22,14% xuống 21,52%, trong khi khu vực công nghiệp và xây dựng giữ ổn định, khu vực dịch vụ tăng từ 32,12% lên 32,72%, còn thuế sản phẩm trừ trợ cấp sản phẩm không thay đổi ở mức 4,98% [39].

b. Dân số- xã hội

Năm 2023, dân số trung bình của tỉnh Hòa Bình đạt 880.474 người, tăng 5.095 người (tương đương 0,58%) so với năm 2022. Trong đó, dân số thành thị là 226.056 người, chiếm 25,67%, còn dân số nông thôn là 654.418 người, chiếm

74,33%. Xét theo giới tính, dân số nam đạt 443.306 người, chiếm 50,35%, trong khi dân số nữ là 437.168 người, chiếm 49,65% tổng dân số trung bình năm 2023.

Năm 2023, tổng tỷ suất sinh của tỉnh Hòa Bình đạt 2,17 con/phụ nữ, tiếp tục duy trì mức sinh thay thế. Tỷ số giới tính của dân số là 101,4 nam/100 nữ. Tỷ suất sinh thô đạt 13,36‰, trong khi tỷ suất chết thô là 5,94‰. Đối với trẻ em, tỷ suất chết dưới 1 tuổi là 14,63‰ và tỷ suất chết dưới 5 tuổi là 21,93‰. Tuổi thọ trung bình của dân số toàn tỉnh đạt 73,36 năm, trong đó nam là 70,77 năm và nữ là 76,1 năm [39].

CHƯƠNG 2. ĐỐI TƯỢNG, PHẠM VI VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng, địa điểm và thời gian nghiên cứu

2.1.1 Đối tượng nghiên cứu

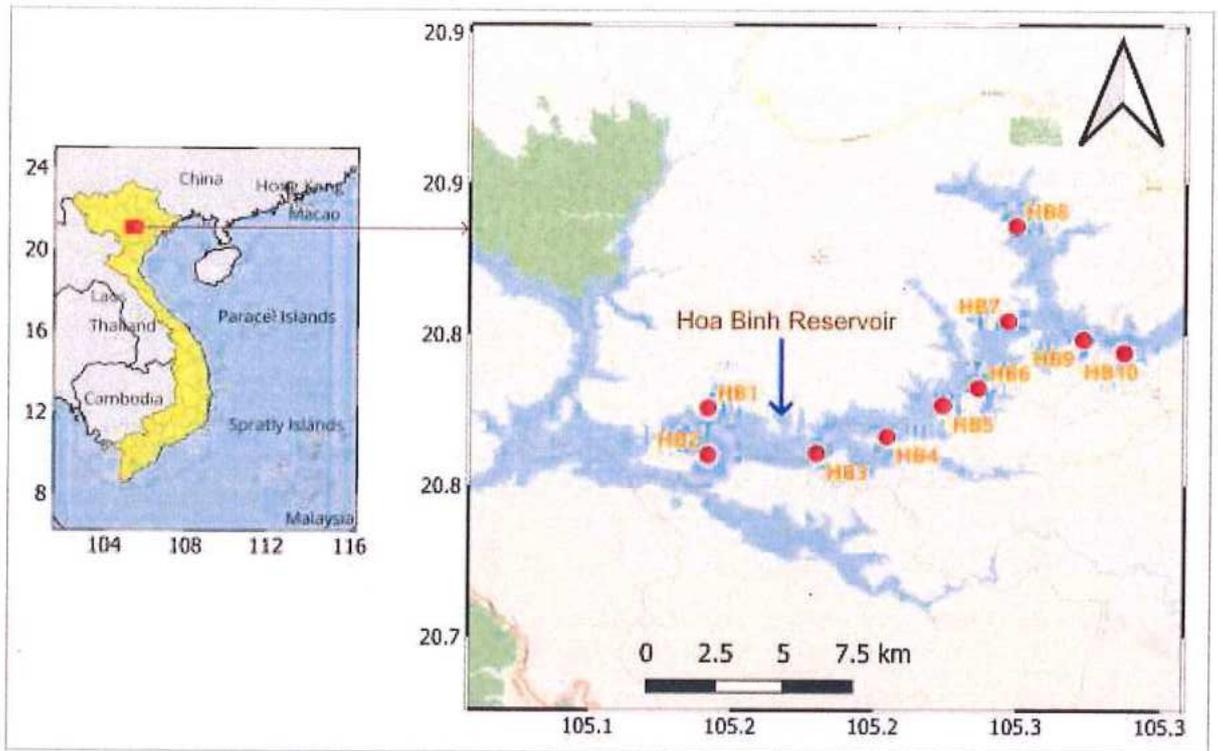
Đối tượng của nghiên cứu này là nhóm thực vật nổi (vi khuẩn lam), độc tố microcystins và chất lượng nước tại hồ chứa Hoà Bình.

2.1.2. Phạm vi nghiên cứu: hồ chứa Hoà Bình

Hồ Hoà Bình nằm trên dòng sông Đà là hồ nước nhân tạo lớn nhất Việt Nam, có chiều dài 230 km từ Hoà Bình đi Sơn La. Là hồ chứa dạng sông dài, hẹp và sâu, chạy theo hướng tây bắc – đông nam. Bề rộng mặt hồ trung bình 1km, độ sâu trung bình của hồ khoảng 50m nhưng thay đổi rất lớn, từ đập lên khoảng 70km độ sâu là 85 – 100m, sau đó độ sâu giảm nhanh. Diện tích mặt thoáng hồ ứng với mực nước dâng bình thường là 208 km², mực nước trung bình đạt 115m và diện tích lưu vực cấp nước là 51.700 km² [39]. Mười địa điểm lấy mẫu dọc theo hồ chứa Hoà Bình đã được chọn để thu gom nước mặt (độ sâu 0–30 cm) trong cả mùa mưa và mùa khô tháng 6 năm 2023 đến tháng 5 năm 2024. Vị trí thu mẫu tại hồ chứa Hoà Bình như trong bảng 2.1 và hình 2.1

Bảng 2. 1 Vị trí lấy mẫu hồ chứa hồ Hoà Bình

Kí hiệu điểm thu mẫu	Tọa độ	
	Kinh độ	Vĩ độ
HB1	20,77586	105,14168
HB2	20,76034	105,14169
HB3	20,76089	105,17985
HB4	20,76643	105,20478
HB5	20,77664	105,22408
HB6	20,78238	105,23662
HB7	20,80459	105,24693
HB8	20,83593	105,24968
HB9	20,79841	105,27297
HB10	20,79410	105,28697



Hình 2. 1 Hồ chứa Hòa Bình

Vị trí thu mẫu được chọn dựa vào đặc điểm tự nhiên của thủy vực như hình thái, độ sâu, dòng chảy và mối liên hệ của thủy vực với các nguồn nước chảy vào và chảy ra nhằm đại diện cho từng thủy vực.

2.1.3 Thời gian nghiên cứu

Việc thu mẫu trong hồ chứa hồ Hòa Bình được thực hiện hàng tháng, thu từ tháng 6 năm 2023 đến tháng 5 năm 2024. Tiến hành thu tại 10 vị trí. Thông tin về các vị trí thu mẫu được trình bày trong bảng 2.1. Tất cả các mẫu thu cho phân tích định lượng, định tính, phân lập, phân tích độc tố, phân tích các yếu tố môi trường đều thu trong cùng một ngày và thu cố định ở 10 vị trí thu mẫu đã được xác định (HB1, HB2, HB3, HB4, HB5, HB6, HB7, HB8, HB9, HB10).

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Phương pháp khảo sát thu mẫu nước, thực vật nổi, VKL tại hồ chứa Hòa Bình

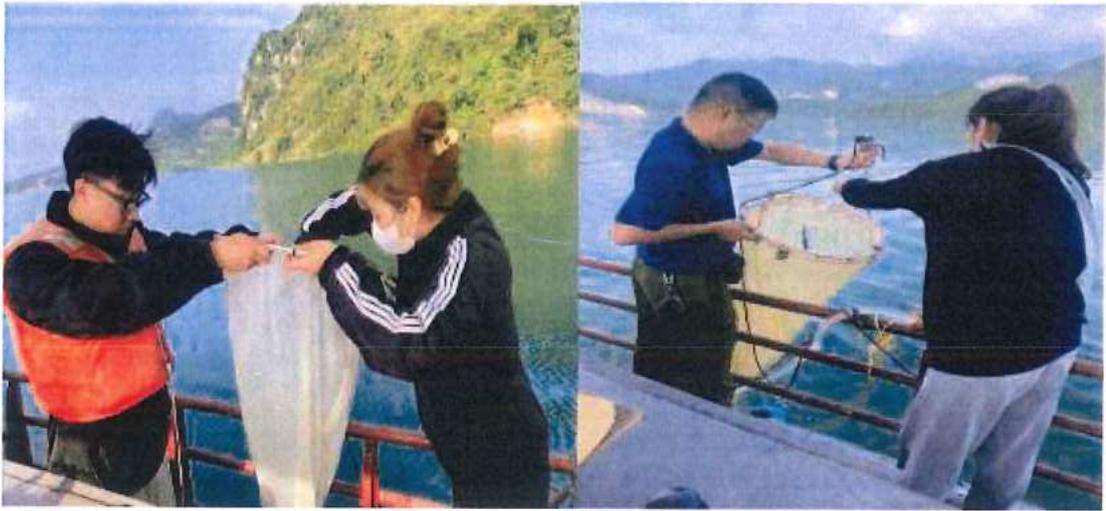
Vi khuẩn lam là một trong những sinh vật thuộc quần xã thực vật phù du trong hệ sinh thái thủy vực. Chính vì vậy để đánh giá biến động VKL, độc tố của chúng, các mẫu nước và thực vật phù du được thu hàng tháng từ tháng 6 năm 2023 đến tháng 5/2024 tại hồ chứa Hòa Bình.

Tại hồ Hòa Bình, 10 vị trí thu mẫu được lựa chọn để thu mẫu nước và thực vật phù du. Mẫu thực vật nổi và VKL sẽ được thu bằng lưới hình chóp với kích

thước mắt lưới là 25 μm . Các mẫu nước được lấy theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6663-6 : 2008.

Mẫu phân tích độc tố: Thu ở 10 vị trí thu mẫu, tại mỗi vị trí thu mẫu 1,5 mL mẫu nước dưới bề mặt được lấy và mỗi vị trí thu mẫu lấy 3 lần. Các mẫu được bảo quản trong ống Eppendorf và đông lạnh ở $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ cho đến khi phân tích.

Mẫu phân tích thông số môi trường: Thu tại 10 vị trí thu mẫu, ở mỗi một vị trí mẫu nước dưới bề mặt được thu tại mỗi vị trí bằng các chai nhựa polypropylene đã làm sạch để phân tích các thông số dinh dưỡng (P-PO_4^{3-} , N-NH_4^+ , TP và TN).



Hình 2. 2 Thu thập mẫu thực vật nổi tại hồ chứa Hòa Bình.

2.2.2 Phân tích các thông số môi trường

Các yếu tố hóa lý như: Nhiệt độ, pH, độ đục (NTU) được đo ngay tại nơi thu mẫu bằng các thiết bị và dụng cụ.

Các thông số thủy lý bao gồm: nhiệt độ nước, độ pH, hàm lượng oxy hòa tan (DO), độ dẫn điện, độ muối, hàm lượng chất rắn hòa tan (TDS). Các thông số này được đo hằng ngày trực tiếp bằng máy đo nhanh WQC – 22 A (TOA, Nhật Bản).

Các phân tích hóa học (P-PO_4^{3-} , N-NH_4^+ , TP và TN) được phân tích theo tiêu chuẩn Việt Nam (TCVN) tại phòng thí nghiệm của Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường.

Bảng 2. 2 Các chỉ tiêu thông số môi trường

Chỉ tiêu phân tích	Phương pháp phân tích
Amoni (N-NH_4^+)	TCVN 5988: 1995
Nitơ tổng số (TN)	TCVN 6638: 2000
Phosphat (P-PO_4^{3-})	TCVN 6202: 2008
Tổng phospho (TP)	TCVN 6202: 2008

Mẫu phân tích định lượng thực vật phù du, VKL, độc tố và sinh khối thực vật phù du được thu ở tầng mặt và đựng trong các bình nhựa 2L bảo quản ở nhiệt độ (4°C) và chuyển về phòng thí nghiệm. Mẫu phân tích độc tố và chlorophyll-a được lọc qua giấy lọc sợi thủy tinh 0.2 µm (Whatman, Anh), màng lọc ở -20°C cho đến khi phân tích.

2.2.3. Phân tích mẫu thực vật nổi, vi khuẩn lam (VKL) thu tại hồ chứa Hòa Bình

Các mẫu thực vật nổi được quan sát dưới kính hiển vi và định loại loài VKL dựa trên hình thái so sánh theo các sách phân loại VKL của Komarek và cs, 1985, 1988, 1990, và Komárek & Anagnostidis 1986, 1989 và Dương Đức Tiến, 1996 [40].

Định lượng mật độ thực vật nổi và VKL độc hại sử dụng buồng đếm Sedgewick-Rafter.

$$\text{Mật độ tế bào (tế bào/mL)} = (C.1000)/(A.D.F)$$

Trong đó:

C: Số lượng tế bào đếm được A: diện tích của mỗi ô (1mm²)

D: Chiều cao mỗi ô (1 mm) F: Số lượng ô được đếm

Chất lượng dinh dưỡng các mẫu nước (N, P) được xác định bằng phương pháp so màu với máy đo quang UV-Vis 2450, Shimadzu – Nhật Bản tiêu chuẩn của Việt Nam và Mỹ (APHA, 1995).

2.2.4. Phân tích độc tố

Độc tố VKL (tập trung vào độc tố MCs): Lọc 200-300 mL nước mặt qua màng lọc (Whatman), sấy khô hoàn toàn màng lọc ở 45°C. Độc tố MC sau đó được ly trích 1 lần trong 100% MeOH (60 phút), và 2 lần trong 75% MeOH (2 × 60 phút). Mỗi lần ly trích kèm theo phá vỡ mẫu bằng sóng siêu âm, ly tâm mẫu ở 6.000 × g, 10 phút. Dịch trong của các lần ly trích được kết hợp lại, bay hơi ở nhiệt độ phòng, tái hòa tan trong MeOH (20%) và lọc tinh sạch sang pha rắn dùng cột Oasis HLB (Waters, MA, Mỹ). Độc tố trong cột được thu hồi bằng methanol 100%. Mẫu sau đó được lọc qua màng lọc Minisart RC4 (0,2 µm, Göttingen, Đức) và lưu giữ ở -20°C cho đến khi phân tích độc tố [41].

Các mẫu sinh khối VKL đông khô được chiết trong 2,5 mL metanol (MeOH 99,9%) có chứa 0,1% axit trifluoroacetic (TFA) trong bể siêu âm trong 15 phút. Sau đó, các mẫu được siêu âm trong 1 phút. Dịch chiết được lọc qua cột sắc ký C18 đã được làm sạch bằng metanol. Sau khi lọc, dịch lọc được làm bay hơi ở nhiệt độ phòng (30 °C) trong 5 phút. Phần còn lại sau khi bay hơi được hòa tan trong 250 µL nước cất hai lần khử ion và được lọc bằng ly tâm (4.000 vòng/phút trong 30 phút) trước khi phân tích HPLC [41]. Hệ thống HPLC Thermo bao gồm bộ tiêm mẫu tự

động UltiMate 3000 và Detector UltiMate 3000 (UV); Cột BDS Hypersil C18 (250 × 4,6 mm, 5.0 μm), pha động: MeOH (A) 30% - nước chứa 10 mM amoni axetat (B) 70% (v/v), tốc độ dòng: 0,8 mL/phút; thể tích mẫu: 10 μL; nhiệt độ buồng cột: 30 °C; thời gian phân tích: 7 phút; các mẫu được tiêm vào pha động trước cột. Trong cột, các thành phần được tách ra và Detector (UV) phát hiện MCs ở bước sóng 262 nm. *Microcystis* được định tính bằng thời gian lưu và được định lượng bằng mối tương quan giữa nồng độ và diện tích peak ở bước sóng 262 nm bằng cách sử dụng chất chuẩn MCs (CRM-CYN, PESTANAL®, Sigma-Aldrich Pte. Ltd.) làm chất ngoại chuẩn.

2.2.5. Đánh giá rủi ro tiềm năng của các MCs

Con người có thể tiếp xúc với độc tố cyanotoxin qua ba con đường chính: hít thở, tiêu thụ, và tiếp xúc qua da [43]. Đối với MCs, hô hấp và tiếp xúc qua da sự phơi nhiễm thường được coi là không đáng kể, vì việc nuốt là con đường chính của sự phơi nhiễm thông qua nước uống [44]. Trong nghiên cứu này, chúng tôi đã đánh giá các rủi ro về sức khỏe liên quan đến sự tiếp xúc với MC bằng cách tính toán lượng tiêu thụ hàng ngày mãn tính (CDI) qua con đường tiêu thụ và hệ số nguy hiểm (HQ). CDI và HQ được xác định bằng các công thức sau:

$$CDI = (CMC \times IR \times EF \times EP) / (BW \times AT)$$

$$HQ = \frac{CDI}{RfD_{MC}}$$

trong đó CMC là nồng độ MC trong nước (μg.L⁻¹); IR là tỷ lệ tiêu thụ (2 L.ngày⁻¹); EF là tần suất tiếp xúc (365 ngày.năm⁻¹); EP là thời gian tiếp xúc (70 năm); BW là trung bình cân nặng cơ thể (60 kg cho người lớn Châu Á); AT là thời gian tiếp xúc trung bình (365 ngày.năm⁻¹ × 70 = 25 550 ngày). RfDMC của MC là 0,04 μg.kg⁻¹.ngày⁻¹. Các rủi ro không ung thư tiềm năng là được xem xét nếu HQ ≥ 1 [45].

2.2.6 Xử lý số liệu

Sử dụng mô tả thống kê trong phần mềm Microsoft Excel. Phân tích thành phần chính (PCA) và phân tích tương quan Pearson được sử dụng để đánh giá mối quan hệ của các thông số môi trường (pH, nhiệt độ nước, độ đục, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻, TN và TP) lên thể tích sinh học VKL tạo *Microcystis* và nồng độ *Microcystis* trong hồ chứa Hòa Bình. Phần mềm IBM-SPSS Statistics phiên bản 22.0 được sử dụng để phân tích kết quả với mức ý nghĩa 5%.

CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

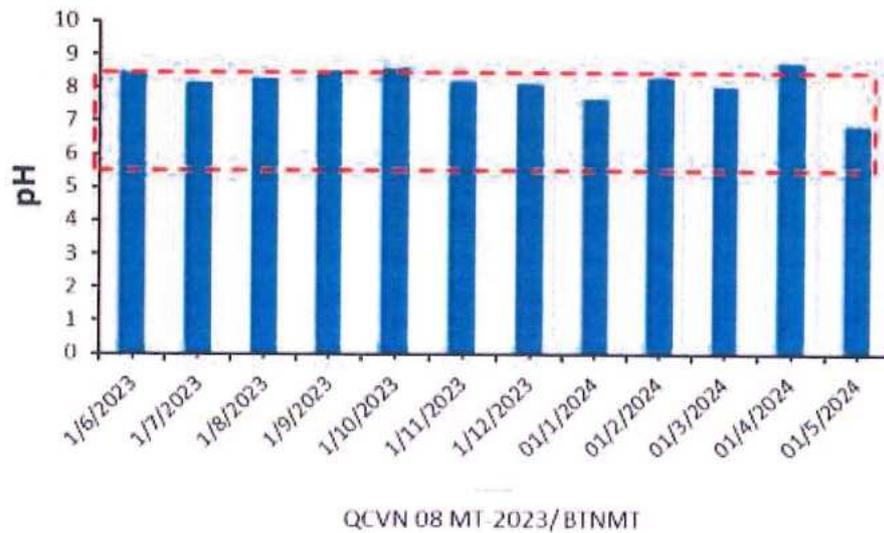
3.1. Khảo sát và đánh giá hiện trạng chất lượng nước và thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hòa Bình

3.1.1. Khảo sát và đánh giá hiện trạng chất lượng nước

Hồ chứa Hòa Bình là một hồ chứa nước ngọt lớn, có vai trò quan trọng trong việc cung cấp nước cho sinh hoạt, sản xuất nông nghiệp và phát điện. Tuy nhiên, chất lượng nước của hồ đang bị ảnh hưởng bởi các hoạt động kinh tế - xã hội trong khu vực, dẫn đến nguy cơ ô nhiễm và suy thoái. Do đặc điểm, tính chất của hồ chứa Hòa Bình là hồ dạng sông dài và hẹp, chế độ mực nước luôn thay đổi trong năm theo mùa và theo quy trình vận hành hồ. Vì vậy, nồng độ của các thông số chất lượng nước sẽ có sự biến động theo thời gian và không gian. Để đánh giá hiện trạng chất lượng nước tại hồ chứa Hòa Bình, nhóm nghiên cứu đã tiến hành khảo sát và phân tích các thông số môi trường nước từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024. Kết quả đánh giá chất lượng nước hồ chứa Hòa Bình được so sánh với QCVN 08-MT:2023/BTNMT (mức B).

pH

Độ pH là một chỉ tiêu quan trọng trong đánh giá chất lượng nước về mặt hóa học, đặc biệt có ý nghĩa đối với đời sống thủy sinh vật. Nó ảnh hưởng trực tiếp đến khả năng hấp thụ chất dinh dưỡng của sinh vật dưới nước. Khi độ pH quá cao hoặc quá thấp, màng tế bào của thủy sinh vật bị ảnh hưởng, làm rối loạn quá trình trao đổi nước và muối khoáng. Môi trường có độ pH từ trung tính đến kiềm thường tạo điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của các loài vi tảo.

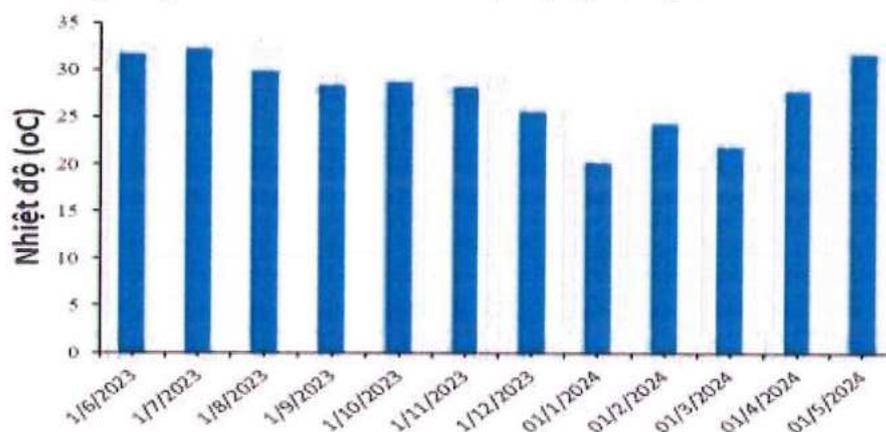


Hình 3. 1 Sự thay đổi pH theo thời gian

Thông số pH của nước mặt hồ chứa hồ Hòa Bình dao động từ 6,85 - 8,77 trung bình khoảng 8,16 có tính kiềm, đảm bảo độ cân bằng ổn định, đáp ứng yêu cầu chất lượng nước mặt phục vụ cho mục đích sinh hoạt. Nhìn chung, phần lớn các giá trị pH đều nằm trong ngưỡng cho phép theo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt (QCVN 08-MT:2023/BTNMT – Bảng 1, Cột A), với giới hạn từ 6,5 đến 8,5. Tuy nhiên, có hai thời điểm pH vượt ngưỡng trên quy định, cụ thể là các tháng 10/2023 (pH = 8,58) và 4/2024 (pH = 8,77). Đây là những thời điểm mà môi trường nước có tính kiềm cao hơn mức tối đa cho phép, điều này có thể ảnh hưởng không nhỏ đến hệ sinh thái thủy sinh và chất lượng nguồn nước nếu hiện tượng này kéo dài. Ngược lại, tháng 5/2024 ghi nhận giá trị pH thấp nhất trong năm (6,85), tuy vẫn nằm trong giới hạn cho phép, nhưng đã tiệm cận ngưỡng dưới (6,5), phản ánh xu hướng nước có tính axit nhẹ. Mức dao động pH giữa các tháng tương đối lớn, từ 6,85 đến 8,77 cho thấy môi trường nước chưa ổn định và có thể đang chịu ảnh hưởng từ các yếu tố như sự thay đổi nhiệt độ, thời tiết mùa vụ, dòng chảy hoặc các nguồn xả thải sinh học và công nghiệp.

Nhiệt độ (°C)

Nhiệt độ là yếu tố sinh thái quan trọng, ảnh hưởng đến đời sống sinh vật. Mỗi loài sinh vật chỉ tồn tại và phát triển trong một giới hạn nhiệt độ nhất định. Chúng sinh trưởng và phát triển tốt nhất ở nhiệt độ cực thuận.



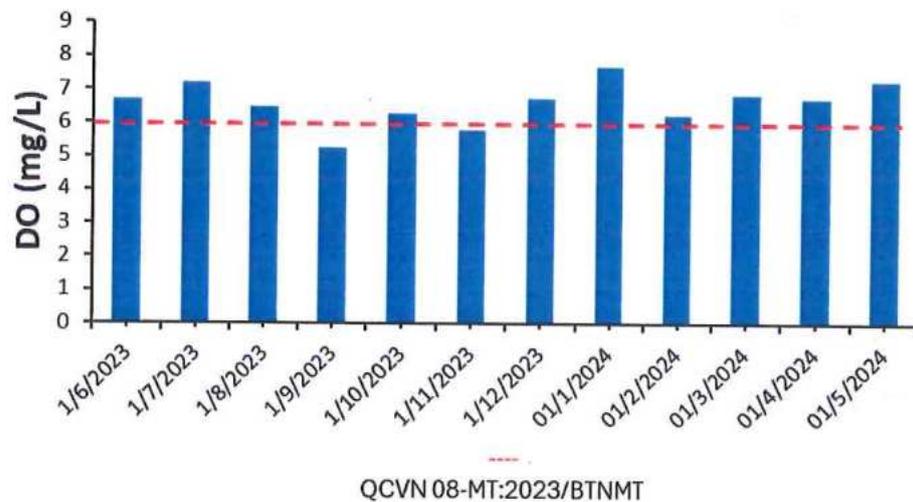
Hình 3. 2 Sự thay đổi nhiệt độ theo thời gian

Kết quả (Hình 3.2) cho thấy, trong khoảng thời gian từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 nhiệt độ có sự chênh lệch khá lớn dao động từ 21,92°C đến 32,33°C biến động rõ rệt theo mùa. Giai đoạn mùa hè, kéo dài từ tháng 6 đến tháng 8/2023 mức nhiệt cao, dao động từ 29,94°C đến 32,33°C, với đỉnh điểm vào tháng 7/2023 (32,33°C). Đây là thời kỳ nhiệt độ cao nhất trong năm, phù hợp với điều kiện thời tiết oi nóng đặc trưng của mùa hè. Từ 9–11/2023 nhiệt độ bắt đầu giảm dần, xuống mức 28,28°C vào tháng 11/2023. Từ 12/2023 đến 2/2024 nhiệt độ tiếp tục hạ thấp

rõ rệt, đặc biệt là vào tháng 1/2024, chỉ còn 20,25°C – mức thấp nhất trong chu kỳ khảo sát. Sự giảm nhiệt này phản ánh ảnh hưởng của điều kiện thời tiết lạnh đặc trưng trong giai đoạn chuyển giao cuối và đầu năm. Sự chênh lệch nhiệt độ theo mùa có thể ảnh hưởng đến quá trình sinh trưởng của các loài thủy sinh vật, đặc biệt là vi sinh vật, cá và động vật không xương sống. Nhiệt độ cao vào mùa khô có thể làm tăng tốc độ phân hủy chất hữu cơ, ảnh hưởng đến mức oxy hòa tan trong nước.

Hàm lượng oxy hòa tan (DO (mg/L))

Hàm lượng oxy hòa tan trong nước-DO là điều kiện đầu tiên đảm bảo sự tồn tại, phát triển của sinh vật và đây cũng là chỉ tiêu quan trọng để đánh giá chất lượng nguồn nước. Hàm lượng oxy hòa tan trong nước phụ thuộc vào nhiều yếu tố như: áp suất bề mặt nước, nhiệt độ, độ chiếu sáng, hàm lượng các chất hòa tan, gió, mặt thoáng và các sinh vật sống trong đó. Nếu nước bị nhiễm bẩn thì thông số của giá trị này thấp, vì trong quá trình oxy hòa tan các chất, nhất là các sản phẩm hữu cơ đã làm cạn kiệt hàm lượng oxy trong nước và ngược lại. Hàm lượng DO thay đổi theo hoạt động của thủy sinh vật trong thời điểm khác nhau trong ngày do quá trình quang hợp và hô hấp.



Hình 3. 3 Sự thay đổi DO theo thời gian

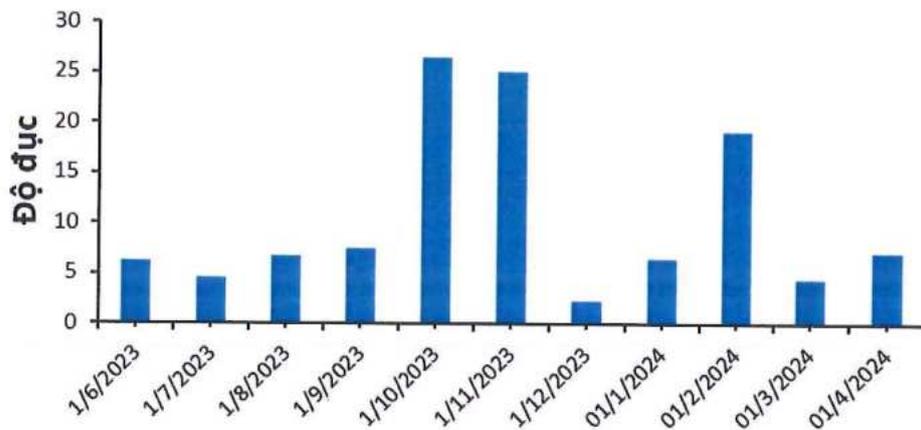
Trong giai đoạn từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, hàm lượng oxy hòa tan (DO) trong nước dao động trong khoảng từ 5,24 mg/L đến 7,67 mg/L. Khi đối chiếu với quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt (QCVN 08-MT:2023/BTNMT – Bảng 3, Cột A), với giá trị tối thiểu là 6 mg/L, có thể nhận thấy phần lớn các thời điểm khảo sát đều đạt yêu cầu. Tuy nhiên, vẫn xuất hiện hai thời điểm không đạt chuẩn tháng 9/2023 (DO = 5,24 mg/L) và tháng 11/2023 (DO = 5,77 mg/L). Hai thời điểm này có hàm lượng DO thấp hơn giới hạn tối thiểu cho phép, cho thấy khả năng môi trường nước bị thiếu oxy cục bộ, điều này có thể ảnh hưởng tiêu cực đến sự sống của các loài sinh vật thủy sinh, đặc biệt là cá và các loài

nhạy cảm với sự thay đổi oxy. Ở các tháng còn lại, hàm lượng DO dao động trong mức từ 6,25 đến 7,67 mg/L, cho thấy điều kiện oxy trong nước nhìn chung được đảm bảo. Đặc biệt, vào tháng 1/2024, DO đạt giá trị cao nhất là 7,67 mg/L, phản ánh điều kiện môi trường thuận lợi hơn trong mùa lạnh – khi khả năng hòa tan oxy trong nước tăng lên. Tuy nhiên, sự dao động của DO trong năm là khá rõ rệt, phần nào phản ánh ảnh hưởng của nhiệt độ, sự phân hủy chất hữu cơ, hoặc hoạt động sinh học mạnh mẽ vào những thời điểm nhất định. DO thấp dưới chuẩn đòi hỏi cần có biện pháp theo dõi thường xuyên để kịp thời phát hiện nguy cơ ô nhiễm hữu cơ hoặc hiện tượng phú dưỡng trong nước mặt.

Độ đục (NTU)

Độ đục của nước thể hiện khả năng ngăn cản xâm thực của ánh sáng trong nước, nước càng đục, ánh sáng truyền xuống càng hạn chế, ngăn cản quá trình quang hợp của thủy sinh vật nói chung, vi tảo nói riêng và ngược lại.

Độ đục của nước chịu ảnh hưởng của các chất cặn lơ lửng trong nước, thủy sinh vật, mật độ cá thể của thực vật phù du quyết định, trong đó có vi tảo. Do đó, độ đục là một yếu tố rất quan trọng đối với sự phân bố theo chiều thẳng đứng và biến đổi theo mùa.



Hình 3. 4 Sự thay đổi độ đục theo thời gian

Kết quả thu được cho thấy, trong khoảng thời gian từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, độ đục của mẫu nước có sự dao động đáng kể, trong khoảng từ 2,29 NTU đến 26,45 NTU, cho thấy mức độ biến động lớn giữa các tháng.

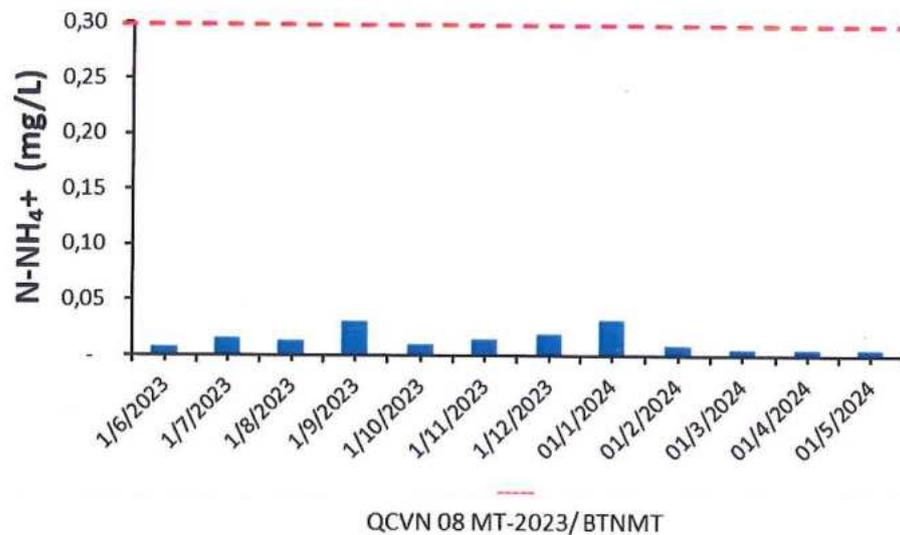
Từ tháng 6 đến tháng 9/2023, độ đục dao động nhẹ, trong khoảng 4,58 – 7,46 NTU, phản ánh môi trường nước khá trong. Tuy nhiên, bắt đầu từ tháng 10/2023, độ đục tăng đột biến lên 26,45 NTU, mức cao nhất trong năm, sau đó tiếp tục duy trì ở mức cao trong tháng 11/2023 (25,14 NTU). Đây là giai đoạn có độ đục bất thường, có thể liên quan đến hoạt động dòng chảy mạnh, mưa lớn gây xói mòn đất, hoặc sự gia tăng vật chất lơ lửng trong nước.

Sau giai đoạn này, từ tháng 12/2023 trở đi, độ đục giảm đáng kể xuống 2,29 NTU, mức thấp nhất ghi nhận trong chu kỳ khảo sát. Trong các tháng đầu năm 2024, độ đục tiếp tục dao động nhưng không quá cao, từ 4,44 đến 19,18 NTU, cho thấy xu hướng cải thiện so với cuối năm trước.

Độ đục là chỉ tiêu phản ánh lượng chất rắn lơ lửng trong nước và có ảnh hưởng đến khả năng quang hợp của sinh vật thủy sinh cũng như hiệu quả xử lý nước. Sự biến động mạnh, đặc biệt vào các tháng 10 và 11/2023, là dấu hiệu cần được quan tâm để xác định nguyên nhân và đưa ra biện pháp kiểm soát kịp thời.

Hàm lượng muối amoni $N-NH_4^+$

Amoni là một trong những sản phẩm đầu tiên của quá trình phân hủy các chất hữu cơ. $N-NH_4^+$ rất cần thiết cho quá trình sinh trưởng và phát triển của các sinh vật trong thủy vực trong đó có vi tảo. Tuy nhiên đây cũng chính là nhân tố gây nên hiện tượng tảo nở hoa nếu hàm lượng này quá cao. Kết quả phân tích hàm lượng $N-NH_4^+$ được thể hiện qua hình 3.6.



Hình 3. 5 Sự thay đổi độ amoni theo thời gian

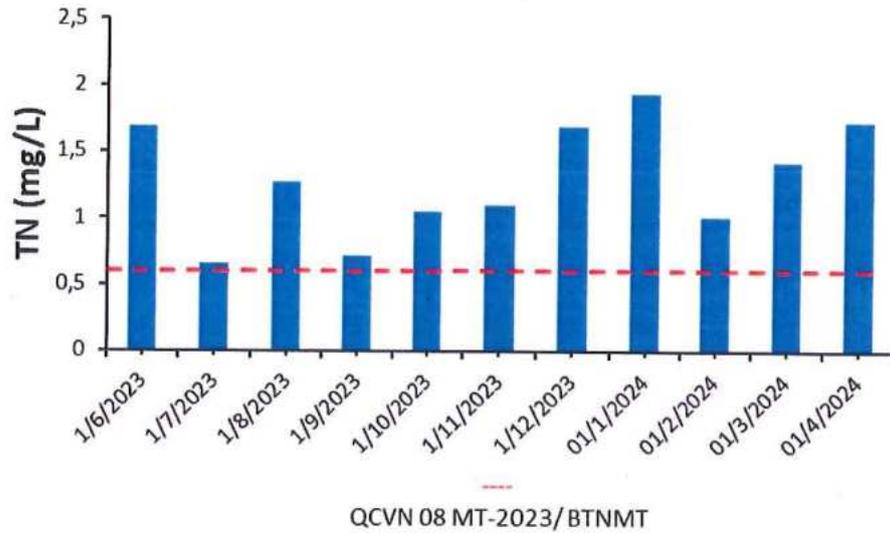
Trong giai đoạn khảo sát từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, nồng độ amoni ($N-NH_4^+$) trong nước dao động trong khoảng từ 0,01 đến 0,03 mg/L. So với giá trị giới hạn cho phép theo QCVN 08-MT:2023/BTNMT – Bảng 1 là 0,3 mg/L, toàn bộ các mẫu đo đều nằm trong ngưỡng cho phép, với giá trị thực tế thấp hơn rất nhiều so với giới hạn.

Cụ thể, nồng độ $N-NH_4^+$ cao nhất được ghi nhận là 0,03 mg/L vào các tháng 9/2023 và 1/2024, tuy nhiên vẫn chỉ chiếm 1/10 mức quy định, cho thấy mức độ ô nhiễm hữu cơ từ nguồn amoni trong nước là rất thấp. Trong hầu hết các tháng còn lại, chỉ số này duy trì ổn định ở mức 0,01–0,02 mg/L, phản ánh tình trạng nước

sạch, ít chịu tác động từ các nguồn thải giàu nitơ như nước thải sinh hoạt chưa xử lý, nước rỉ rác hay phân bón từ nông nghiệp.

Nồng độ thấp và ổn định của amoni cũng đồng thời cho thấy điều kiện hiếu khí được duy trì tốt trong môi trường nước, hạn chế quá trình tích tụ chất hữu cơ phân hủy yếm khí – nguyên nhân sinh ra amoni.

Tổng nitơ (TN)



Hình 3. 6 Sự thay đổi TN theo thời gian

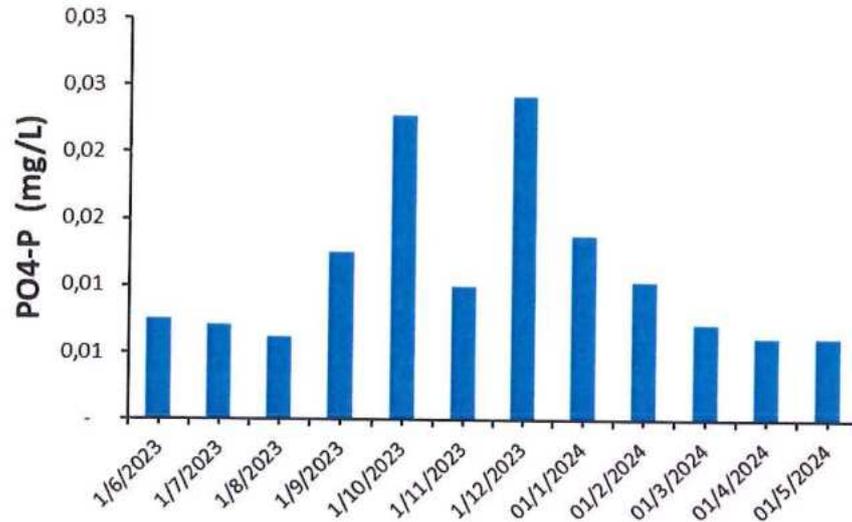
Kết quả nghiên cứu thể hiện ở hình 3.7 cho thấy giai đoạn khảo sát từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, nồng độ tổng nitơ (TN) trong nước liên tục vượt quá ngưỡng giới hạn cho phép theo QCVN 08-MT:2023/BTNMT – Bảng 3, Cột A ($\leq 0,6$ mg/L). Mức thấp nhất được ghi nhận là 0,66 mg/L vào tháng 7/2023, vẫn cao hơn giới hạn quy định, trong khi các giá trị còn lại đều dao động từ 0,66 đến 1,94 mg/L, có thời điểm vượt gần 3,2 lần so với tiêu chuẩn.

Đặc biệt, từ tháng 1/2024 trở đi, nồng độ TN liên tục duy trì ở mức cao (trên 1,0 mg/L), trong đó đỉnh điểm là tháng 1/2024 với 1,94 mg/L, phản ánh nguy cơ tích tụ nitơ đáng kể trong môi trường nước. Những giá trị cao này cho thấy khả năng có sự xâm nhập của các nguồn thải giàu dinh dưỡng, điển hình là nước thải sinh hoạt, nước thải chăn nuôi, hoạt động nông nghiệp hoặc rửa trôi phân bón.

Việc vượt ngưỡng TN kéo dài và rõ rệt là dấu hiệu cảnh báo về nguy cơ phú dưỡng nguồn nước, từ đó tạo điều kiện cho hiện tượng tảo nở hoa phát triển, gây mất cân bằng sinh thái và ảnh hưởng đến chất lượng nước sử dụng cho sinh hoạt, nuôi trồng thủy sản hoặc bảo tồn đa dạng sinh học.

Phosphat ($P-PO_4^{3-}$)

Phosphat ($P-PO_4^{3-}$) là dạng phốt pho hòa tan trong nước, có vai trò quan trọng trong chu trình dinh dưỡng của hệ sinh thái thủy sinh.



Hình 3. 7 Sự thay đổi $P-PO_4^{3-}$ theo thời gian

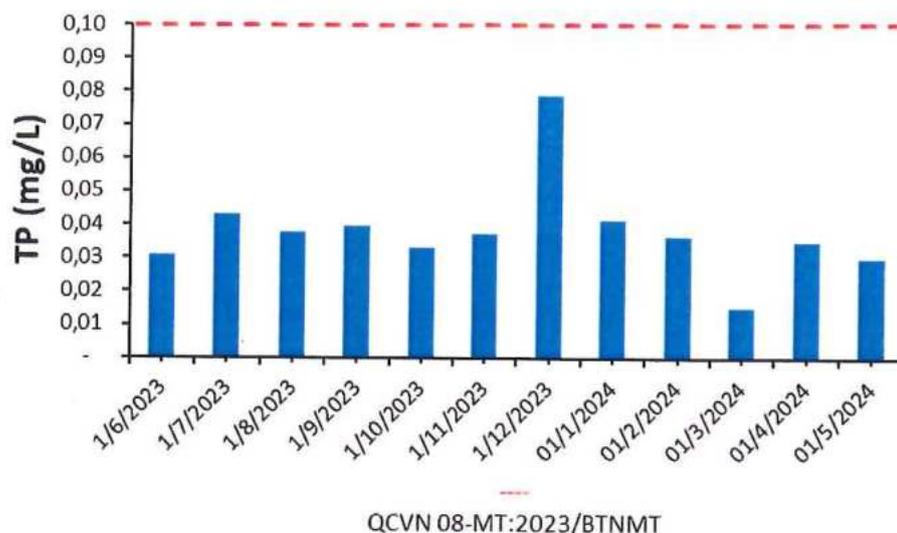
Phosphat ($P-PO_4^{3-}$) là một trong những yếu tố giới hạn sự phát triển của tảo và thực vật thủy sinh. Nếu hàm lượng phốt pho quá cao, nguy cơ phú dưỡng nước sẽ gia tăng, gây bùng phát tảo độc. Nồng độ $P-PO_4^{3-}$ dao động từ 0,01 đến 0,02 mg/L, với phần lớn thời gian duy trì ổn định ở mức 0,01 mg/L. Chỉ có duy nhất tháng 10/2023 ghi nhận giá trị 0,02 mg/L, tuy nhiên đây vẫn là mức rất thấp so với ngưỡng có nguy cơ gây phú dưỡng nước mặt (thường được khuyến nghị là dưới 0,1 mg/L đối với nước ngọt theo một số tài liệu quốc tế).

Giá trị ổn định và thấp của $P-PO_4^{3-}$ cho thấy nguồn nước ít bị ảnh hưởng bởi các dòng chảy mang theo phân bón, chất thải hữu cơ, hoặc nước thải sinh hoạt, vốn là những nguồn cung cấp phốt pho phổ biến. Điều này đồng thời phản ánh rủi ro thấp về hiện tượng phú dưỡng do phốt pho gây ra tại khu vực khảo sát.

Tuy nhiên, tổng nitơ (TN) ở mức cao như đã phân tích trước đó, việc kiểm soát phosphat vẫn cần được duy trì, bởi sự hiện diện đồng thời của nitơ và phốt pho ở nồng độ cao là yếu tố thúc đẩy mạnh mẽ sự phát triển của tảo và vi sinh vật trong nước.

Tổng photpho (TP)

Tổng Phốt pho (TP) trong nước tồn tại dưới nhiều dạng khác nhau, bao gồm $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , các polyphosphat như $Na_3(PO_3)_6$ và các hợp chất Phốt pho hữu cơ. Đây là nguồn dinh dưỡng quan trọng cho sự phát triển của tảo và thực vật thủy sinh.



Hình 3. 8 Sự thay đổi TP theo thời gian

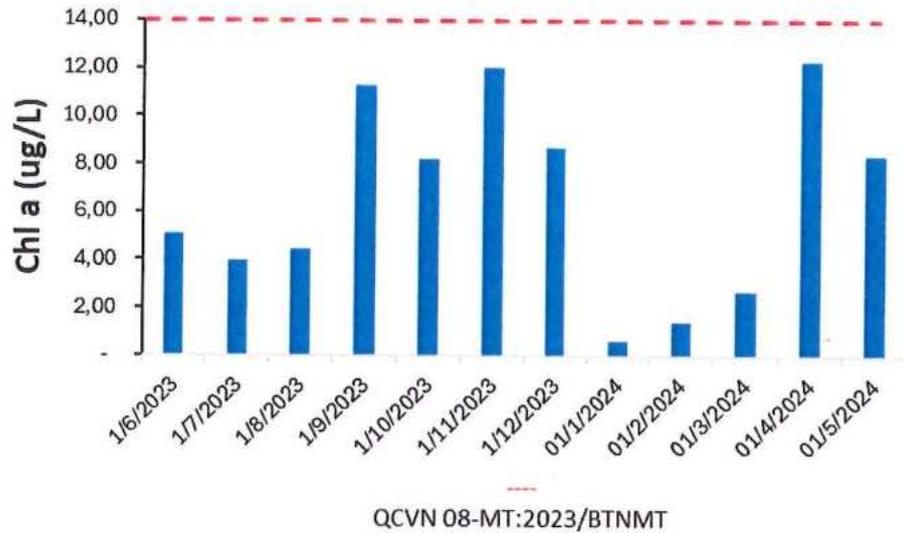
Tổng Phốt pho (TP) dao động trong khoảng 0,02 đến 0,08 mg/L, đều nằm trong giới hạn cho phép của QCVN 08-MT:2023/BTNMT – Bảng 1, Cột A ($\leq 0,1$ mg/L). Mức cao nhất là 0,08 mg/L (vào tháng 12/2023), vẫn thấp hơn ngưỡng quy định gần 20%, cho thấy chất lượng nước về mặt tổng phốt pho là tương đối tốt.

Sự ổn định của TP trong toàn bộ chu kỳ khảo sát, cùng với việc không có giá trị nào vượt ngưỡng cảnh báo, phản ánh nguồn phốt pho vào môi trường nước đang được kiểm soát hiệu quả, ít có dấu hiệu ô nhiễm từ nước thải sinh hoạt, công nghiệp hoặc rửa trôi phân bón – vốn là các nguồn phốt pho phổ biến.

Tuy vậy, dù nồng độ TP còn nằm trong giới hạn, mức tiệm cận với ngưỡng 0,1 mg/L trong một số thời điểm (tháng 12/2023) cũng là tín hiệu cần theo dõi định kỳ, đặc biệt trong mối liên hệ với nồng độ nitơ cao đã được ghi nhận. Bởi khi cả hai nguồn dinh dưỡng này cùng hiện diện ở mức cao, nguy cơ phú dưỡng nguồn nước và tảo nở hoa có thể tăng lên, đặc biệt trong mùa khô hoặc các vùng nước tĩnh.

Hàm lượng chlorophyll-a (Chl-a)

Hàm lượng Chl-a có xu hướng tăng cao do điều kiện ánh sáng mạnh, nhiệt độ cao và lượng dinh dưỡng (TN, TP) dồi dào, tạo điều kiện thuận lợi cho tảo phát triển. Chất dinh dưỡng từ đất nông nghiệp bị rửa trôi vào hồ, đặc biệt là nitơ và phốt pho là tác nhân thúc đẩy sự gia tăng Chl-a. Sự gia tăng chất hữu cơ từ hoạt động nuôi trồng thủy sản, nước thải sinh hoạt, và công nghiệp có thể cung cấp nguồn dinh dưỡng bổ sung cho sự phát triển của tảo.



Hình 3. 9 Sự thay đổi nồng độ chlorophyll-a (Chl a) theo thời gian

Trong giai đoạn khảo sát từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, nồng độ Chlorophyll-a dao động trong khoảng 0,61 – 12,29 µg/L, tất cả các giá trị đều nằm trong giới hạn cho phép của QCVN (≤ 14 µg/L). Mức cao nhất ghi nhận vào tháng 4/2024 (12,29 µg/L), gần tiệm cận giới hạn.

Từ tháng 9 đến 12/2023 và tháng 4–5/2024, nồng độ Chl-a có xu hướng tăng cao (trên 8 µg/L), trong đó có 3 thời điểm đạt giá trị trên 12 µg/L (tháng 11/2023 và 4/2024). Đây là những thời điểm có thể xảy ra hiện tượng tảo phát triển mạnh, đặc biệt nếu kết hợp với nhiệt độ cao và nồng độ dinh dưỡng (N, P) cao.

Ngược lại, trong các tháng đầu năm 2024 (tháng 1–3), nồng độ Chl-a giảm mạnh, có thời điểm chỉ còn 0,61 µg/L (tháng 1/2024), cho thấy điều kiện môi trường không thuận lợi cho sự phát triển của tảo – có thể do nhiệt độ thấp, dinh dưỡng giảm hoặc ánh sáng không đủ.

Nhìn chung, dù nồng độ Chlorophyll-a vẫn trong mức an toàn, sự biến động mạnh giữa các tháng và xu hướng tăng vào một số thời điểm trong năm cho thấy cần duy trì theo dõi thường xuyên, đặc biệt trong mùa khô – khi nguy cơ phú dưỡng và tảo nở hoa có thể gia tăng do tác động cộng hưởng của các yếu tố môi trường.

Qua đợt thu mẫu và phân tích tháng 6/2023-5/2024, chúng tôi nhận thấy tất cả các chỉ tiêu bao gồm pH, nhiệt độ, độ đục, hàm lượng oxy hòa tan, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻, TP, TN, Chlorophyll-a, đều phù hợp cho phát triển vi khuẩn lam. Khi so sánh với quy chuẩn kỹ thuật Quốc gia về chất lượng nước mặt QCVN08-MT:2023/BTNMT của Bộ Tài Nguyên Môi trường quy định thì các chỉ tiêu đều đạt mức B, riêng pH vào tháng 5/2024 đo được ở mức 8,77, vượt nhẹ ngưỡng trên của quy chuẩn. Sự gia tăng pH có thể do ảnh hưởng của quá trình quang hợp mạnh vào mùa khô, làm tăng hàm lượng oxy và giảm CO₂ trong nước. Có nguy cơ phú

đưỡng vào mùa hè do sự gia tăng Chlorophyll-a và tổng nitơ, cần có biện pháp kiểm soát nguồn thải và bảo vệ môi trường nước hồ.

Mật độ dân số lưu vực thấp hơn nhiều và số lượng vật nuôi của các trang trại nhỏ xung quanh hồ Hòa Bình thấp hơn so với ở đồng bằng sông Hồng ở hạ lưu hồ chứa là nguyên nhân dẫn đến nồng độ dinh dưỡng trong hồ chứa thấp hơn nhiều. Kết quả của chúng tôi phù hợp với kết quả của Phan và cộng sự (2021) về pH, nhiệt độ nước, DO, TN và TP trong hồ chứa Hòa Bình trong một mùa khô và một mùa mưa vào năm 2019. Phan và cộng sự (2021) đã báo cáo lượng chất dinh dưỡng tương đối thấp từ các nguồn đầu vào dinh dưỡng chính, tức là dân cư, du lịch, chăn nuôi, nuôi cá lồng và các nguồn nông nghiệp, và kết luận rằng các nguồn cung cấp chất dinh dưỡng chất ô nhiễm của hồ chứa Hòa Bình là do con người gây ra (không bao gồm nuôi trồng nông nghiệp; 75% tải lượng dinh dưỡng và nông nghiệp, chẳng hạn như trồng lúa và làm vườn (25%) [41].

3.1.2. Thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hòa Bình

Để xác định được danh mục thành phần các loài vi khuẩn lam tại hồ chứa Hòa Bình, chúng tôi khảo sát tại 10 điểm nghiên cứu từ tháng 6/2023-5/2024 thu mẫu. Thành phần thực vật nổi tại hồ Hòa Bình được ghi nhận là khá phong phú và đa dạng, tập trung với 7 ngành tảo chính bao gồm: tảo silic (*Bacillariophyceae*), tảo lục (*Chlorophytceae*), vi khuẩn lam (*Cyanobacteria* hay VKL), tảo lông roi (*Cryptophyceae*), tảo rãnh hay còn gọi là tảo giáp (*Dinophyceae*), tảo vàng ánh (*Chrysophyceae*) và tảo mắt (*Euglenophyceae*). Mỗi ngành tảo này đóng vai trò nhất định trong cấu trúc cũng như chức năng của hệ sinh thái nước hồ, đồng thời phản ánh điều kiện môi trường cũng như chất lượng nước tại khu vực khảo sát.

Tại hồ Hòa Bình, nhóm vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*) được ghi nhận là nhóm có mức độ chiếm ưu thế cao trong quần xã thực vật nổi tại hồ Hòa Bình, đặc biệt là vào hai giai đoạn trong năm: cuối mùa xuân và đầu mùa hè (từ tháng 3 đến tháng 5), cũng như vào tháng 11. Việc nhóm VKL trở nên vượt trội trong các thời điểm này sự phát triển mạnh mẽ và gia tăng mật độ đột biến của loài vi khuẩn lam dạng sợi *Oscillatoria*, một loài có khả năng sinh trưởng nhanh trong điều kiện giàu dinh dưỡng, đặc biệt là khi nhiệt độ nước tăng và ánh sáng thuận lợi.

Bên cạnh đó, mặc dù loài vi khuẩn lam thuộc chi *Microcystis* được phát hiện xuất hiện ở hầu hết các tháng trong năm trong quá trình khảo sát tại hồ Hòa Bình, tuy nhiên tỷ lệ chiếm ưu thế của chúng trong quần xã thực vật nổi lại dao động khá lớn, từ mức rất thấp 0,8% (vào tháng 12) đến mức cực đại 75% (vào tháng 11). Điều này cho thấy sự biến động lớn về mặt cấu trúc quần thể thực vật nổi theo mùa, đồng

thời có mối liên hệ chặt chẽ giữa sự phát triển của VKL với các yếu tố môi trường như nhiệt độ, ánh sáng, tải lượng dinh dưỡng (đặc biệt là nitơ và phốt pho).

Đã xác định được các loài thuộc chi *Microcystis* tại hồ Hòa Bình, bao gồm: *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *M. botrys*, *M. flos-aquae*, *M. panniformis*, *M. protocystis*, *Microcystis novacekii* và *Microcystis smithii*. Trong số đó, *Microcystis aeruginosa* là loài phổ biến nhất, được ghi nhận với tần suất xuất hiện cao nhất trong các mẫu khảo sát. Loài này không chỉ đóng vai trò quan trọng trong cấu trúc quần xã thực vật nổi mà còn là đối tượng quan ngại lớn về mặt môi trường do khả năng sản sinh độc tố *microcystin* – một chất độc có thể ảnh hưởng nghiêm trọng đến sức khỏe con người cũng như các loài sinh vật thủy sinh khác nếu hàm lượng vượt ngưỡng cho phép.

Mặc dù VKL trong hồ chứa Hòa Bình có mặt quanh năm, nhưng sinh khối của chúng không chiếm ưu thế so với các nhóm tảo khác như tảo lục (*Chlorophyceae*) và tảo giáp (*Dinophyceae*). Điều này có thể do điều kiện môi trường trong hồ chưa hoàn toàn thuận lợi cho sự phát triển mạnh của VKL, hoặc cũng có thể do sự cạnh tranh giữa các nhóm tảo trong quần xã sinh vật phù du tại hồ. Tuy nhiên, một điểm đáng chú ý là không có sự biến động rõ rệt theo mùa về thể tích sinh học của VKL, điều này có thể cho thấy VKL trong hồ có khả năng duy trì mật độ ổn định quanh năm mà không có giai đoạn bùng phát mạnh mẽ. So với hồ Poyang ở Trung Quốc, nơi VKL có sự bùng phát mạnh vào mùa hè với nồng độ MC vượt quá 10 µg/L, hồ chứa Hòa Bình có mức độ ô nhiễm nhẹ hơn nhưng vẫn cần theo dõi để tránh nguy cơ bùng phát trong tương lai [46].

Mặc dù sinh khối VKL không cao, nhưng sự hiện diện liên tục của các chi có khả năng tạo độc tố MC là một vấn đề cần được quan tâm. Độc tố MC được tìm thấy trong nước hồ dao động trong khoảng 0,11 - 0,86 µg/L, với mức cao nhất được ghi nhận vào tháng 6 và mức thấp nhất vào tháng 5. Độc tố này xuất hiện liên tục trong suốt thời gian nghiên cứu, cho thấy rằng mặc dù VKL không phát triển bùng nổ, nhưng chúng vẫn có thể đóng góp vào sự tích tụ độc tố trong nước. Một số nghiên cứu tại hồ Taihu, Trung Quốc cho thấy rằng ngay cả khi nồng độ MC duy trì ở mức thấp, sự tích lũy lâu dài có thể gây tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và sức khỏe con người [47]. Điều này đặt ra một nguy cơ tiềm ẩn đối với chất lượng nước hồ chứa Hòa Bình, đặc biệt là nếu nước hồ được sử dụng cho các mục đích sinh hoạt hoặc sản xuất.

Ngoài ra, một yếu tố quan trọng cần xem xét là sự tương quan giữa VKL và các điều kiện môi trường. Phân tích thống kê từ báo cáo cho thấy rằng tổng sinh khối VKL trong hồ có mối tương quan thuận với pH, nhiệt độ và độ đục, trong khi

lại có mối tương quan nghịch với độ mặn và tổng chất rắn hòa tan (TDS). Điều này cho thấy rằng sự phát triển của VKL trong hồ có thể bị ảnh hưởng bởi các yếu tố môi trường như nhiệt độ cao và độ pH cao, hai yếu tố thường gặp trong các hồ chứa nước ngọt vùng nhiệt đới. Tuy nhiên, báo cáo cũng chỉ ra rằng không có mối tương quan giữa hàm lượng MC trong nước và tổng sinh khối VKL, điều này có thể do sự tồn tại đồng thời của các chủng VKL có độc và không độc.

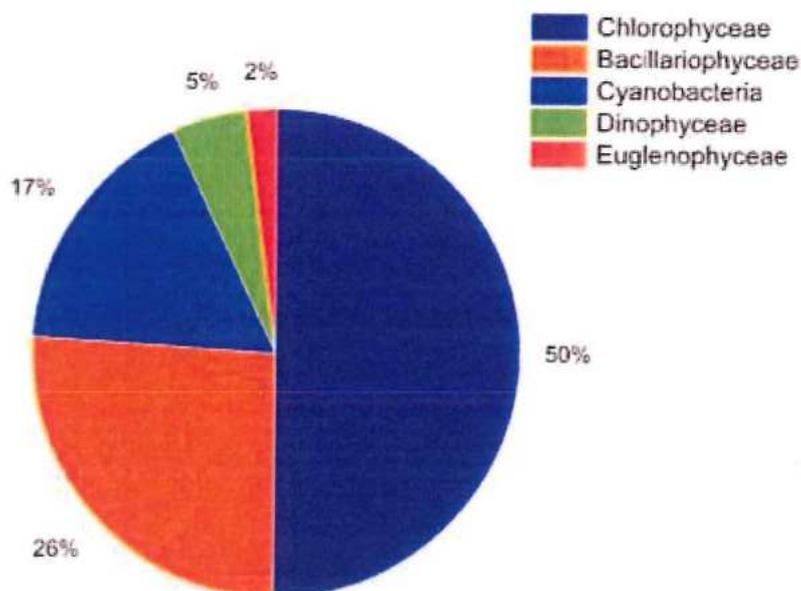
Tóm lại, thành phần loài VKL trong điều kiện tự nhiên tại hồ chứa Hòa Bình bao gồm 7 chi, trong đó 4 chi có khả năng tạo độc tố MC. Mặc dù VKL có mặt quanh năm, sinh khối của chúng không chiếm ưu thế trong quần xã sinh vật phù du, nhưng sự xuất hiện liên tục của độc tố MC cho thấy cần có các biện pháp giám sát thường xuyên để đánh giá mức độ ảnh hưởng của VKL đối với chất lượng nước hồ. Việc tiếp tục nghiên cứu về đặc điểm sinh thái của VKL, cũng như áp dụng các phương pháp phân tích phân tử để xác định chính xác các chủng VKL có khả năng tạo độc tố sẽ giúp nâng cao hiểu biết về nguy cơ ô nhiễm sinh học trong hồ chứa Hòa Bình, đồng thời hỗ trợ công tác quản lý và bảo vệ nguồn nước trong tương lai.

3.2. Biến động quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình

Vi khuẩn lam (VKL) là một nhóm sinh vật phù du quan trọng trong các hệ sinh thái nước ngọt, đóng vai trò quan trọng trong chu trình dinh dưỡng nhưng cũng tiềm ẩn nguy cơ đối với chất lượng nước do khả năng sinh độc tố của một số loài. Trong nghiên cứu kéo dài từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 tại hồ chứa Hòa Bình, sự biến động số lượng VKL được theo dõi và phân tích dựa trên sinh khối, sự xuất hiện theo mùa và mối quan hệ với các yếu tố môi trường. Kết quả cho thấy VKL có mặt quanh năm nhưng không có sự bùng phát mạnh mẽ, với mức sinh khối thấp và ít thay đổi đáng kể giữa các mùa.

Kiểm tra bằng kính hiển vi từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, kết quả phân tích quần thể thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình đã ghi nhận được 44 chi thuộc 5 ngành bao gồm tảo lục (*Chlorophyceae*), tảo silic (*Bacillariophyceae*), tảo mắt (*Euglenophyceae*), tảo giáp (*Dinophyceae*) và vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*). Trong đó, tảo lục (*Chlorophyceae*) là nhóm chiếm ưu thế với 21 chi, chiếm 50% tổng số chi trong quần xã thực vật nổi, cho thấy vai trò quan trọng của nhóm này trong hệ sinh thái hồ. Tảo silic (*Bacillariophyceae*) đứng thứ hai với 11 chi, chiếm 26%, là nhóm có vách tế bào chứa silica, giúp chúng thích nghi tốt với điều kiện nước giàu dinh dưỡng. Vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*) có 7 chi (chiếm 17%), mặc dù số lượng không quá lớn nhưng nhóm này có khả năng sinh độc tố, tiềm ẩn nguy cơ ảnh hưởng đến chất lượng nước và hệ sinh thái. Tảo giáp (*Dinophyceae*) chỉ có 2 chi, chiếm 5%, trong khi tảo mắt (*Euglenophyceae*) là nhóm ít đa dạng nhất, với chỉ 1

chi, chiếm 2% tổng số loài được ghi nhận. Sự phân bố và mức độ đa dạng của các nhóm thực vật phù du này phản ánh đặc điểm môi trường nước của hồ chứa Hòa Bình và sự biến đổi sinh thái theo thời gian. Tảo lục và tảo silic đóng vai trò quan trọng trong chu trình dinh dưỡng, trong khi vi khuẩn lam là nhóm cần được theo dõi do khả năng gây hiện tượng nở hoa nước và sản sinh độc tố. Việc nghiên cứu sự biến động của quần thể thực vật phù du trong hồ là cơ sở quan trọng để đánh giá sức khỏe hệ sinh thái và đề xuất các biện pháp quản lý phù hợp. (Hình 3.11).



Hình 3. 10 Tỷ lệ phần trăm các chi trong quần xã TVPD tại hồ chứa Hòa Bình

Trong thời gian nghiên cứu từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024, các ngành tảo lục (*Chlorophyta*), vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*), tảo silic (*Bacillariophyceae*) và tảo giáp (*Dinophyceae*) được ghi nhận xuất hiện ổn định trong tất cả các thời điểm khảo sát. Đây là những nhóm thực vật phù du đóng vai trò quan trọng trong hệ sinh thái hồ, tham gia vào chu trình dinh dưỡng và có ảnh hưởng đến chất lượng nước. Tuy nhiên, tảo mắt (*Euglenophyceae*) xuất hiện với tần suất thấp và hiện diện ở các tháng 2, tháng 6 và tháng 9 với thể tích sinh học rất nhỏ. Giá trị thể tích sinh học của nhóm này lần lượt là 0,0002 mm³/L, 0,0004 mm³/L và 0,002 mm³/L, chiếm tỷ lệ không đáng kể (0,006% tổng thể tích sinh học thực vật phù du). Điều này cho thấy tảo mắt (*Euglenophyceae*) có mức độ thích nghi kém hơn so với các nhóm khác và chỉ xuất hiện trong điều kiện môi trường đặc biệt.

Nhóm tảo lục (*Chlorophyceae*) và tảo giáp (*Dinophyceae*) đồng thời chiếm ưu thế trong quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình với thể tích sinh học lần lượt đạt 16,6 mm³/L và 15,7 mm³/L, chiếm 48,1% và 45,6% tổng thể tích sinh học. Nhóm tảo silic (*Bacillariophyceae*) là nhóm có mức độ phổ biến trung bình với 4,5% tổng thể tích sinh học, trong khi vi khuẩn lam (*Cyanophyceae*) chỉ chiếm

1,7% tổng thể tích sinh khối thực vật phù du tại hồ Hòa Bình, cho thấy mức độ hiện diện thấp trong hồ. Mặc dù xuất hiện tại tất cả các thời điểm lấy mẫu, nhóm vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*) có sinh khối thấp, không phải nhóm chiếm ưu thế trong quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình.

Tuy nhiên, đáng chú ý là trong số 7 chi vi khuẩn lam được xác định trong hồ, có 6 chi được biết đến với khả năng sản xuất độc tố VKL, bao gồm *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Cylindrospermum* và *Lyngbya*. Điều này cho thấy tiềm ẩn nguy cơ ảnh hưởng đến chất lượng nước và hệ sinh thái nếu điều kiện môi trường thuận lợi cho sự bùng phát của nhóm này.

So sánh với các hồ chứa khác trên thế giới, kết quả nghiên cứu tại hồ chứa Hòa Bình cho thấy xu hướng tương tự. Ví dụ, tại hồ chứa Lobo (Brazil), nhóm tảo giáp (*Dinophyceae*) chiếm ưu thế, tiếp theo là tảo silic (*Bacillariophyceae*), trong khi vi khuẩn lam xuất hiện thường xuyên nhưng với sinh khối thấp, không đóng vai trò chính trong quần xã thực vật phù du [37]. Trong số 10 chi vi khuẩn lam được ghi nhận tại hồ Lobo thì có 9 chi có khả năng sản xuất độc tố, cho thấy nguy cơ tiềm ẩn về chất lượng nước và tác động đến hệ sinh thái [48].

Ngoài ra, nghiên cứu tại 4 hồ chứa trên đảo Sardinia, Ý cũng cho thấy sự chiếm ưu thế của các nhóm tảo trong quần xã thực vật phù du phụ thuộc vào tình trạng dinh dưỡng của từng hồ [48]. Cụ thể, tại hồ Sos Canales và hồ Torrei, sinh khối thực vật phù du chủ yếu do tảo giáp (*Dinophyceae*) và tảo lông roi (*Cryptophyceae*) chi phối, trong khi vi khuẩn lam chỉ chiếm tỷ lệ rất nhỏ về sinh khối. Trái lại, tại hồ PAT, vi khuẩn lam lại là nhóm chiếm ưu thế về sinh khối, cho thấy điều kiện môi trường ở hồ này phù hợp cho sự phát triển của VKL. Trong khi đó, tảo silic (*Bacillariophyceae*) lại chiếm ưu thế về sinh khối ở hồ Bidighinzu, phản ánh môi trường nước có hàm lượng silica cao, tạo điều kiện thuận lợi cho tảo silic phát triển mạnh mẽ [48].

Thể tích sinh học của các nhóm tảo trong quần xã TVPD tại hồ Hòa Bình cho thấy sự biến động theo mùa. Đặc biệt, nhóm tảo giáp và tảo mắt có sự biến động theo mùa rõ rệt. Thể tích sinh học trung bình lần lượt của 2 nhóm này đạt giá trị cao vào mùa mưa (2,16 mm³/L, 0,0003 mm³/L) và thấp đáng kể vào mùa khô (0,46 mm³/L, 0,00004 mm³/L). Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo lục và silic được ghi nhận có sự biến động theo mùa, thấp vào mùa mưa và cao hơn vào mùa khô nhưng sự chênh lệch giữa 2 mùa không đáng kể. Trong nghiên cứu này, sinh khối của nhóm VKL không có sự khác biệt đáng kể giữa mùa mưa và mùa khô với thể tích sinh học trung bình VKL ở mùa mưa và mùa khô là xấp xỉ bằng nhau, 0,05 mm³/L.

Động thái quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình cho thấy mô hình theo mùa. Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo giáp chiếm ưu thế vào mùa mưa, tảo lục chiếm ưu thế vào mùa khô. Khi sinh khối tảo giáp chiếm ưu thế thì sinh khối nhóm tảo lục và tảo silic giảm. Vào mùa khô, sinh khối tảo giáp giảm đáng kể thì thể tích sinh học của hai nhóm tảo lục và silic gia tăng lên.

Những kết quả này cho thấy sự phân bố và ưu thế của từng nhóm thực vật phù du có thể thay đổi tùy theo điều kiện dinh dưỡng, ánh sáng và các yếu tố môi trường khác. Tại hồ chứa Hòa Bình, mặc dù vi khuẩn lam chưa phát triển mạnh như một số hồ khác trên thế giới, nhưng sự hiện diện của các chi có khả năng sản xuất độc tố vẫn đặt ra những thách thức trong việc giám sát và quản lý chất lượng nước. Việc theo dõi sự biến động của quần xã thực vật phù du là cần thiết để đánh giá sức khỏe hệ sinh thái và đề xuất các biện pháp bảo vệ môi trường nước một cách bền vững.

3.3. Nghiên cứu xác định hàm lượng độc tố VKL (Microcystin) tại hồ chứa Hoà Bình.

Tại hồ Hoà Bình ở các thời điểm khảo sát từ 6/2023 đến tháng 5/2024 đã xác định được 7 chi vi khuẩn lam (*Cyanobacteria*) xuất hiện trong hồ chứa Hòa Bình, bao gồm *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Cylindrospermum*, *Lyngbya* và *Gloeocapsa*. Trong số đó, chi *Microcystis* có thể tích sinh học lớn nhất, đạt 87,6% tổng sinh khối VKL, cho thấy vai trò quan trọng của chi này trong quần xã thực vật phù du của hồ.

Ngược lại, chi *Gloeocapsa* có thể tích sinh học nhỏ nhất, chỉ chiếm 0,02%, cho thấy mức độ xuất hiện rất thấp. Các chi còn lại có tỷ lệ thể tích sinh học lần lượt là *Oscillatoria* (9,76%), *Anabaena* (2,03%), *Lyngbya* (0,35%), *Cylindrospermum* (0,19%) và *Pseudanabaena* (0,03%).

Trong số 7 chi vi khuẩn lam được xác định, 4 chi có khả năng sản sinh độc tố Microcystin (MC), bao gồm *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* và *Pseudanabaena*. Sự hiện diện của các chi VKL có khả năng sinh độc tố này đặt ra những nguy cơ tiềm ẩn đối với chất lượng nước và hệ sinh thái hồ chứa Hòa Bình, đặc biệt trong điều kiện môi trường thuận lợi cho sự bùng phát của VKL [37].

Nghiên cứu cho thấy thể tích sinh học của 4 chi vi khuẩn lam có khả năng sinh độc tố MC (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* và *Pseudanabaena*) không có sự thay đổi rõ rệt theo mùa. Giá trị trung bình trong mùa mưa (0,04 mm³/L) gần như tương đương với mùa khô (0,05 mm³/L), cho thấy nhóm VKL độc này duy trì mức sinh khối ổn định quanh năm. Trong đó, thể tích sinh học trung bình của *Oscillatoria* (0,005 mm³/L), *Anabaena* (0,001 mm³/L) và *Pseudanabaena* (1,67 ×

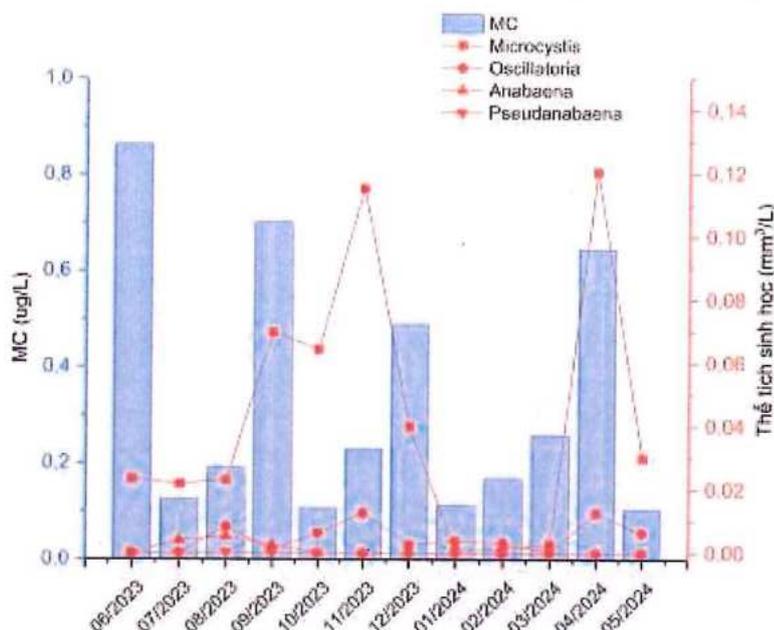
10^{-5} mm³/L) rất nhỏ so với *Microcystis* (0,05 mm³/L), cho thấy *Microcystis* có thể là nguồn chính sản xuất độc tố MC trong hồ chứa Hòa Bình.

Phân tích bằng phương pháp HPLC cho thấy MC xuất hiện liên tục trong hồ suốt 12 tháng nghiên cứu, với nồng độ dao động từ 0,11 µg/L đến 0,86 µg/L. Hàm lượng MC cao nhất được ghi nhận vào tháng 6 (0,86 µg/L) và thấp nhất vào tháng 5 (0,11 µg/L). Trung bình, hàm lượng MC trong các tháng mùa mưa đạt 0,35 µg/L, trong khi vào mùa khô là 0,32 µg/L, cho thấy không có sự biến động đáng kể theo mùa (Hình 3.12). Trong nghiên cứu của Xue và cộng sự [49] hàm lượng MC trong hai hồ chứa cũng đều dưới 1 µg/L, tương tự với kết quả thu được từ một số vùng nước khác cũng nằm ở khu vực cận nhiệt đới [51] [42] [47] [45].

So sánh với các hồ chứa khác trên thế giới, hàm lượng MC trong hồ chứa Hòa Bình thấp hơn so với hồ Cascata (3 µg/L), hồ chứa Quebec (2,47 µg/L) và năm hồ chứa tại Eastern Cuba (3,06 µg/L). Tuy nhiên, trong một số thủy vực nước ngọt, hàm lượng độc tố MC có thể ghi nhận với giá trị rất lớn khi thủy vực có hiện tượng nở hoa, chẳng hạn như ở Nam Phi với 124 mg/L, trong ao cá tại Vũ Hán, Trung Quốc đạt 7300 µg/g trọng lượng khô (dw) và tại Bồ Đào Nha là 7100 µg/g dw [37] [50]. Mặc dù hàm lượng MC trong hồ chứa Hòa Bình vẫn nằm dưới ngưỡng 1 µg/L theo tiêu chuẩn của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đối với nước uống, nhưng sự xuất hiện liên tục của độc tố trong suốt cả năm cho thấy rủi ro tiềm ẩn nếu hồ được sử dụng làm nguồn cung cấp nước uống, nước sinh hoạt. Điều này cho thấy tầm quan trọng của việc giám sát chất lượng nước định kỳ và triển khai các biện pháp quản lý phù hợp để đảm bảo an toàn cho sức khỏe mọi người.

Phân tích tương quan Pearson cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC và thể tích sinh học của 4 chi vi khuẩn lam có khả năng tạo độc tố MC. Điều này có thể xảy ra trong trường hợp *Microcystis* tại hồ chứa Hòa Bình thuộc các chủng không độc, không sản sinh MC, hoặc có thể do sự đóng góp của các chi *Lyngbya*, *Cylindrospermum* và *Gloeocapsa* trong việc tạo ra độc tố này. Để xác định chính xác nguồn gốc MC trong hồ, cần tiến hành thêm các phân tích phân tử nhằm xác minh khả năng sinh độc tố của từng loài. Mặc dù chưa tìm thấy mối tương quan rõ ràng giữa nồng độ MC và thể tích sinh học của bốn chi VKL có khả năng tạo độc tố MC. Tuy vậy, không thể phủ nhận khả năng tạo độc tố MC của bốn chi VKL này, bởi sự xuất hiện của chúng trùng khớp với thời điểm phát hiện MC trong hồ. Kết quả tương tự cũng được quan sát tại hồ chứa Lobo, nơi mà không có sự tương quan trực tiếp giữa nồng độ MC và thể tích sinh học của các chi có tiềm năng tạo MC như *Aphanocapsa spp.*, *Chroococcus spp.*, *Microcystis protocystis*, *Pseudanabaena spp.* và *Synechococcus aquatilis*. Tuy nhiên, do các loài này luôn

xuất hiện đồng thời với sự hiện diện của MC trong nước, vai trò của chúng trong quá trình sản sinh độc tố vẫn là một khả năng cần tiếp tục nghiên cứu [37].



Hình 3. 11 Biến động theo mùa thể tích sinh học các chi VKL có khả năng tạo độc tố MC và nồng độ MC trong hồ chứa Hòa Bình từ 6/2023 - 5/2024

Kết quả phân tích cho thấy tổng sinh khối vi khuẩn lam (VKL) và hàm lượng Chlorophyll-a (Chl a) không có mối tương quan với hàm lượng MC trong hồ (Bảng 3.2). Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của Ahmad và cộng sự (2024), khi họ phát hiện các bản sao của gen *mcyE* chỉ có mối tương quan đáng kể với sắc tố BGA-PC ($R = 0,553$; $P < 0,05$), nhưng không có mối tương quan với Chl a. Theo kết quả phân tích, Chl a là sắc tố không tan trong nước và nằm trong màng tế bào, do đó không hấp thụ và phát xạ ánh sáng trong nước giống như PC (phycocyanin). Yếu tố này có thể là nguyên nhân dẫn đến việc không có mối tương quan giữa Chl a và số bản sao của *mcyE* [52].

Nhiều nghiên cứu trước đây cho rằng Chl a là chỉ thị tốt nhất để ước tính hàm lượng MC. Tuy nhiên, những chỉ thị để dự đoán sự sản sinh MC có thể khác nhau giữa môi trường tự nhiên với điều kiện biến đổi và môi trường phòng thí nghiệm. Điều này đã được Ngwa và cộng sự (2014) kiểm chứng khi nghiên cứu các mẫu nuôi cấy *Microcystis* và *Planktothrix* trong phòng thí nghiệm. Kết quả cho thấy nồng độ Chl a là yếu tố dự đoán tốt nhất cho nồng độ MC, tiếp theo là số bản sao của gen *mcyE* và cuối cùng là số lượng tế bào. Tuy nhiên, trong môi trường tự nhiên, đặc biệt tại các vùng nước có cả VKL độc và không độc, số bản sao của gen *mcyE* lại là chỉ thị chính xác nhất để ước tính nồng độ MC [53].

Bên cạnh đó, nhóm nghiên cứu của Ninio và cộng sự (2020) cũng chỉ ra rằng tổng sinh khối có thể không phản ánh đúng tiềm năng gây độc của quần thể VKL do sự tồn tại đồng thời của các loài có độc và không độc [54]. Nghiên cứu của Davis và cộng sự (2009) cũng báo cáo rằng số bản sao của gen *mcyD* trong *Microcystis* có mối tương quan đáng kể với nồng độ MC trong ba hồ và một ao tại Hoa Kỳ và gen *mcyD* này là yếu tố dự đoán nồng độ MC tốt hơn so với tổng số tế bào hoặc nồng độ Chl a [55].

Những kết quả này nhấn mạnh rằng việc sử dụng các chỉ thị sinh học như Chl a để đánh giá nguy cơ độc tố MC có thể không phải lúc nào cũng chính xác, đặc biệt trong môi trường tự nhiên với sự đa dạng của các loài VKL.

3.4. Xác định mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với biến động số lượng VKL và độc tố của chúng tại hồ chứa Hòa Bình

Vi khuẩn lam (VKL) là nhóm sinh vật phù du quan trọng trong hệ sinh thái nước ngọt, tham gia vào chu trình dinh dưỡng nhưng cũng có thể gây ra những tác động tiêu cực do khả năng sản sinh độc tố microcystin (MC). Sự phát triển của VKL chịu ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố môi trường như nhiệt độ, pH, hàm lượng dinh dưỡng, độ đục và tổng chất rắn hòa tan (TDS). Trong nghiên cứu kéo dài từ tháng 5/2023 đến tháng 4/2024 tại hồ chứa Hòa Bình, mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự biến động số lượng VKL và hàm lượng MC đã được phân tích nhằm làm rõ các cơ chế điều tiết hệ sinh thái hồ.

Kết quả nghiên cứu cho thấy pH có tác động tích cực đến sinh khối VKL và hàm lượng MC, tức là khi pH cao, VKL có xu hướng phát triển mạnh hơn và lượng MC trong nước cũng tăng. Điều này có thể liên quan đến khả năng thích nghi của các loài VKL với môi trường kiềm nhẹ, giúp chúng sinh trưởng và tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình tổng hợp độc tố. Trong khi đó, các yếu tố như nhiệt độ và hàm lượng dinh dưỡng không cho thấy ảnh hưởng rõ rệt đến sự biến động số lượng VKL và mức độ sản sinh MC. Điều này cho thấy rằng ngoài hàm lượng dinh dưỡng, các yếu tố khác như ánh sáng, động lực học của nước và sự cạnh tranh giữa các loài thực vật phù du cũng có thể đóng vai trò quan trọng trong việc điều chỉnh quần thể VKL và mức độ sản xuất độc tố trong hồ chứa Hòa Bình.

3.4.1. Mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường và số lượng VKL

Một số yếu tố thủy lý hóa khảo sát tại hồ chứa Hòa Bình trong nghiên cứu này là nhiệt độ, pH, độ đục, hàm lượng oxy hòa tan, $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$, TP, TN, Chlorophyll-a. Biến động số lượng VKL trong hồ chứa Hòa Bình được đánh giá thông qua thể tích sinh học (biovolume) của nhóm vi khuẩn lam, với mức

trung bình từ 0,04 mm³/L vào mùa mưa đến 0,05 mm³/L vào mùa khô, cho thấy sự ổn định của VKL trong suốt năm.

Để xác định mức độ ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi VKL có khả năng tạo MC trong thời gian nghiên cứu từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 tại hồ Hòa Bình, phân tích thành phần chính (PCA) và phân tích tương quan Pearson giữa sinh khối VKL với các yếu tố môi trường cho thấy:

pH có tương quan dương với tổng sinh khối VKL ($R = 0,39, p < 0,01$) và với sinh khối *Microcystis* ($R = 0,38, p < 0,01$), cho thấy VKL có xu hướng phát triển mạnh hơn trong điều kiện nước có pH cao. Điều này phù hợp với nhiều nghiên cứu trước đây, khi VKL thường sinh trưởng tốt trong môi trường kiềm nhẹ (pH 7,5 - 9).

Nhiệt độ nước có tương quan nhẹ với sinh khối VKL ($R = 0,25, p < 0,05$), nhưng không đủ lớn để kết luận rằng VKL phát triển mạnh vào mùa nóng. Mặc dù VKL thường có xu hướng phát triển mạnh vào mùa hè ở một số hồ khác, tại hồ chứa Hòa Bình điều này không rõ ràng.

Độ đục có tương quan dương với VKL ($R = 0,31, p < 0,01$), cho thấy mức độ đục của nước có thể ảnh hưởng đến sinh khối VKL, có thể do ánh sáng bị hạn chế khiến VKL chiếm ưu thế hơn so với các nhóm tảo khác.

Không có mối tương quan giữa VKL với các yếu tố dinh dưỡng như Nitơ (TN, N-NH₄) và Phốt pho (TP, P-PO₄³⁻), điều này khá bất ngờ vì VKL thường phát triển mạnh trong điều kiện nước giàu dinh dưỡng. Tuy nhiên, điều này có thể giải thích bằng sự cạnh tranh sinh học giữa VKL và các nhóm thực vật phù du khác như tảo lục (*Chlorophyceae*) và tảo giáp (*Dinophyceae*).

Bên cạnh đó, không tìm thấy sự tương quan nào giữa 3 chi VKL có khả năng tạo MC (*Anabaena*, *pseudanabaena* và *Oscillatoria*) và các thông số thủy lý, thủy hóa trong hồ.

Những kết quả này cho thấy rằng pH và độ đục là hai yếu tố môi trường quan trọng nhất ảnh hưởng đến sinh khối VKL trong hồ chứa Hòa Bình, trong khi nhiệt độ chỉ có tác động nhẹ và hàm lượng dinh dưỡng không có mối quan hệ đáng kể với số lượng VKL.

3.4.2. Mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường và độc tố MC

Mối quan hệ giữa quần xã VKL và chất lượng nước hồ Hòa Bình được xác định bằng phép phân tích hợp phần (PCA, Principal Component Analysis) dựa trên các thông số thủy lý - thủy hóa và quần xã VKL tại hồ chứa Hòa Bình. Các thông số phi sinh học (MC, Chl a, Total *Cyanobacteria*, *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, pH, Temp, DO, Turb, TDS, Sal., N-NH₄⁺, TN, P-PO₄³⁻,

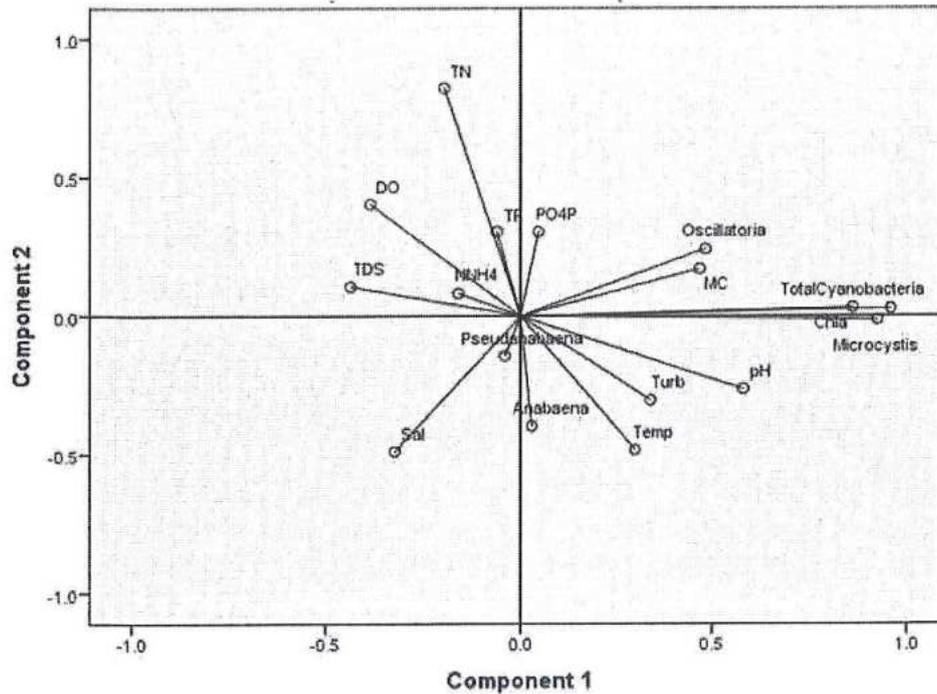
TP). Kết quả phân tích hợp phần và tương quan Pearson cho thấy, tại hồ Hòa Bình, nhiệt độ nước là một trong những yếu tố kiểm soát quan trọng không chỉ cho sự phát triển mạnh mẽ của VKL mà ảnh hưởng đến sự biến động của chi VKL *Microcystis* trong một số thủy vực.

Bảng 3. 1 Mối tương quan Pearson giữa thể tích sinh học của những chi VKL có khả năng sinh MC và các yếu tố môi trường ở hồ chứa Hòa Bình

	MC	Chl a	Total Cyanobacteria	<i>Microcystis</i>	<i>Pseudanabaena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Anabaena</i>	pH	Temp.	DO	Turb.	TDS	Sal.	N-NH ₄ ⁺	TN	P-PO ₄ ³⁻	TP	
MC	1																	
Chl a	.181	1																
Total	.151	.847**	1															
Cyanobacteria																		
<i>Microcystis</i>	.114	.876**	.954**	1														
<i>Pseudanabaena</i>	-.020	-.033	-.002	.008	1													
<i>Oscillatoria</i>	.177	.240*	.457**	.199	-.037	1												
<i>Anabaena</i>	-.014	.017	.082	-.025	-.018	-.062	1											
pH	.278**	.232*	.389**	.380**	.027	.145	.070	1										
Temp.	.072	.378**	.249*	.247*	.079	.025	.120	.032	1									
DO	-.177	-.317**	-.171	-.188	-.083	.065	-.161	-.194	-.092	1								
Turb.	-.160	.136	.312**	.315**	-.097	.120	-.082	.224*	.077	-.241* 1								
TDS	-.235*	-.074	-.186	-.177	-.019	-.116	.041	-.520**	.116	.135	-.128	1						
Sal.	.099	-.295**	-.297**	-.312**	.078	-.113	.097	.155	.188	-.026	-.006	.011	1					
N-NH ₄	-.048	-.052	-.064	-.013	.178	-.132	-.089	.032	-.177	-.058	-.142	.307**	.006	1				
TN	-.014	-.144	-.165	-.170	-.013	.021	-.209	-.381**	-.361**	.265*	-.270*	.046	-.106	-.009	1			
P-PO ₄	-.010	.078	.035	.044	-.038	.037	-.103	.070	-.164	.119	.125	.134	-.090	.229*	.047	1		
TP	-.051	.131	-.010	.032	.044	-.101	-.046	-.007	-.039	.029	-.148	.378**	-.073	.152	.105	.234* 1		

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).



Hình 3. 12 Phân tích thành phần chính (PCA) dựa trên các yếu tố sinh học và phi sinh học trong thời kì từ 6/2023 - 5/2024 tại hồ chứa Hòa Bình

Hàm lượng microcystin (MC) trong hồ chứa Hòa Bình dao động từ 0,11 - 0,86 $\mu\text{g/L}$, với mức trung bình 0,35 $\mu\text{g/L}$ vào mùa mưa và 0,32 $\mu\text{g/L}$ vào mùa khô. Sự chênh lệch không đáng kể giữa hai mùa cho thấy MC không có sự biến động rõ rệt theo mùa, thay vào đó có thể bị ảnh hưởng bởi các yếu tố môi trường và sự hiện diện của các chủng vi khuẩn lam có khả năng sản sinh độc tố.

3.4.3. *Mối quan hệ giữa MC và các yếu tố môi trường*

Ảnh hưởng của pH đến hàm lượng MC

Kết quả phân tích tương quan Pearson cho thấy pH có mối tương quan dương với hàm lượng MC ($R = 0,28$, $p < 0,01$), nghĩa là khi pH cao, quá trình sản sinh MC của vi khuẩn lam có xu hướng tăng. Điều này phù hợp với nhiều nghiên cứu trước đây, trong đó pH cao thường tạo điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của VKL, đặc biệt là Microcystis, loài có khả năng sản sinh MC phổ biến nhất.

Nghiên cứu tại hồ Taihu (Trung Quốc) cũng ghi nhận hiện tượng tương tự, khi pH nước dao động từ 8,0 - 9,5, hàm lượng MC có xu hướng cao hơn so với thời điểm pH thấp. Sự liên kết giữa pH và MC có thể đến từ việc pH cao làm thay đổi cấu trúc tế bào và quá trình trao đổi chất của VKL, từ đó kích thích quá trình tổng hợp độc tố.

Mối tương quan giữa MC và tổng chất rắn hòa tan (TDS)

Ngoài pH, MC cũng có tương quan âm với tổng chất rắn hòa tan (TDS) ($R = -0,24, p < 0,05$), cho thấy khi TDS giảm, hàm lượng MC có xu hướng tăng. Sự suy giảm TDS có thể phản ánh sự thay đổi trong thành phần hóa học của nước, có thể làm giảm sự cạnh tranh dinh dưỡng giữa VKL và các loài thực vật phù du khác, tạo điều kiện cho VKL phát triển mạnh hơn và sản sinh nhiều độc tố hơn.

Điều này cũng có thể liên quan đến quá trình pha loãng nước vào mùa mưa, khi lượng nước lớn từ các nguồn bên ngoài đổ vào hồ, làm giảm nồng độ các chất hòa tan nhưng đồng thời có thể kích thích sự nở hoa của VKL. Khi nước ít chất hòa tan hơn, sự phát triển mạnh của *Microcystis* có thể dẫn đến hàm lượng MC cao hơn. Tuy nhiên, mối quan hệ này vẫn cần được nghiên cứu thêm để làm rõ cơ chế tương tác giữa TDS và MC.

Không có mối tương quan giữa MC với nhiệt độ, độ đục và dinh dưỡng

Kết quả phân tích không tìm thấy mối tương quan đáng kể giữa MC với nhiệt độ, độ đục hay các yếu tố dinh dưỡng như tổng Nitơ (TN, $N-NH_4^+$) và tổng Photpho (TP, $P-PO_4^{3-}$). Điều này có nghĩa là trong hồ chứa Hòa Bình, MC không bị chi phối bởi nhiệt độ hay lượng dinh dưỡng sẵn có trong nước, mà có thể phụ thuộc vào đặc điểm sinh học của từng chủng VKL có khả năng sản sinh độc tố.

Thông thường, MC được cho là có mối liên hệ với hàm lượng Nitơ và Phốt pho, vì đây là hai chất dinh dưỡng quan trọng thúc đẩy sự phát triển của VKL. Tuy nhiên, tại hồ chứa Hòa Bình, các yếu tố này không có ảnh hưởng rõ rệt, có thể do sự cạnh tranh dinh dưỡng giữa VKL và các nhóm thực vật phù du khác như tảo lục (*Chlorophyceae*) và tảo giáp (*Dinophyceae*). Khi các nhóm thực vật phù du khác cũng sử dụng Nitơ và Phốt pho, lượng dinh dưỡng sẵn có có thể không đủ để trở thành yếu tố quyết định sự phát triển và sản xuất MC của VKL.

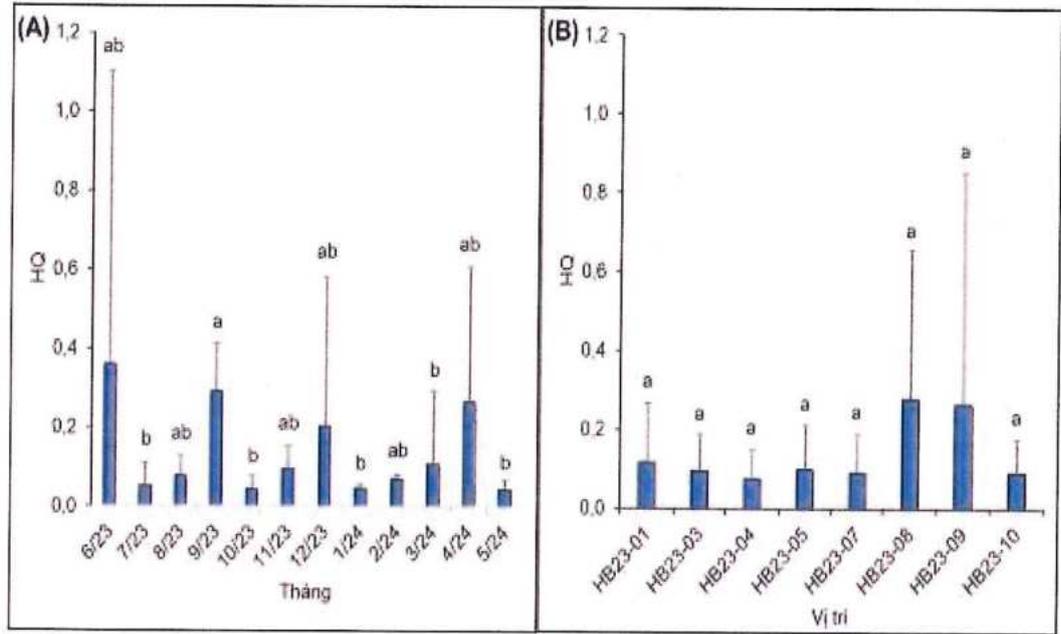
Mặt khác, trong một số nghiên cứu trước đây, yếu tố nhiệt độ thường được coi là có ảnh hưởng đến sự nở hoa của VKL và sự gia tăng MC. Tuy nhiên, trong hồ chứa Hòa Bình, không tìm thấy mối tương quan rõ ràng giữa nhiệt độ và MC, cho thấy rằng yếu tố này không phải là nguyên nhân chính điều khiển hàm lượng MC trong hồ. Điều này có thể liên quan đến việc các chủng VKL trong hồ đã thích nghi với điều kiện môi trường ổn định quanh năm, khiến nhiệt độ không còn là yếu tố quyết định chính đối với sự biến động độc tố.

Những kết quả này cho thấy rằng pH là yếu tố môi trường quan trọng nhất ảnh hưởng đến hàm lượng MC trong hồ chứa Hòa Bình, với mối tương quan dương giữa pH và nồng độ MC, cho thấy môi trường có pH cao có thể kích thích quá trình sản sinh độc tố của VKL. Bên cạnh đó, TDS có mối tương quan âm với MC, gợi ý rằng sự thay đổi trong tổng lượng chất rắn hòa tan có thể gián tiếp ảnh hưởng đến

hàm lượng MC trong hồ. Ngược lại, các yếu tố như nhiệt độ, độ đục và hàm lượng dinh dưỡng không có mối quan hệ rõ ràng với MC, cho thấy sự sản sinh độc tố MC có thể phụ thuộc nhiều hơn vào đặc điểm sinh học của các loài VKL có khả năng sinh độc tố hơn là điều kiện môi trường bên ngoài.

MC và các tác động đối với an toàn nước uống

Giá trị HQ theo tháng và địa điểm lấy mẫu tại Hồ Hòa Bình được trình bày trong Hình 3.14A và 3.14B.



Hình 3. 13 Nồng độ giá trị MC và HQ tại hồ Hòa Bình.

Phân loại theo tháng (A) và địa điểm lấy mẫu (B). Đường nét đứt chỉ ra giá trị hướng dẫn của WHO về nồng độ MC trong nước uống. Các chữ cái khác nhau (a, b hoặc ab) được sử dụng để biểu thị ý nghĩa thống kê. Các giá trị HQ dao động từ 0 đến 2,2, với mức trung bình hàng tháng kéo dài từ $0,04 \pm 0,023$ đến $0,36 \pm 0,74$ và mức trung bình không gian dao động từ $0,08 \pm 0,074$ đến $0,28 \pm 0,38$. Giá trị cao nhất được quan sát thấy tại HB9 vào tháng 6. Giá trị HQ của MC cho thấy sự thay đổi về thời gian và không gian trên hồ Hòa Bình. Trung bình HQ hàng tháng tương đối thấp so với những gì được báo cáo cho các hồ chứa nhiệt đới và cận nhiệt đới khác, chẳng hạn như hồ chứa Trí An ở Việt Nam [51], và các hồ chứa Cascata, Guarapiranga và Billings-Taquacetuba ở Brazil [57]. Tương tự, chúng thấp hơn so với những gì được quan sát thấy ở hồ Chaohu và Taihu ở Trung Quốc [45]. Tuy nhiên, một số tháng nhất định có rủi ro cao, với giá trị HQ đỉnh là 2,2 được quan sát thấy vào tháng 6, cho thấy rủi ro cục bộ đáng kể trong giai đoạn này. Về mặt không gian, các giá trị HQ chỉ ra rằng rủi ro sức khỏe tổng thể nói chung là thấp trên các

địa điểm lấy mẫu. Tuy nhiên, các giá trị tương đối cao hơn tại một số địa điểm nhất định, chẳng hạn như HB9, có thể chỉ ra các yếu tố cụ thể như sự phong phú cao của vi khuẩn lam độc hại trong thời gian đó hoặc động lực sinh thái độc đáo ở những khu vực đó. Những biến thể không gian này cần được điều tra thêm. Mặc dù giá trị HQ trung bình thường thấp, Nhưng những giá trị đỉnh điểm thỉnh thoảng xuất hiện cho thấy cần thiết phải có chiến lược giám sát và giảm thiểu cụ thể. Ví dụ, thực hiện các biện pháp can thiệp tại các địa điểm có nguy cơ cao như HB9, đặc biệt là trong những tháng như tháng 6, có thể giúp giảm thiểu các rủi ro sức khỏe tiềm ẩn.

KẾT LUẬN

Khảo sát thu mẫu và nghiên cứu chất lượng nước và thực vật phù du thực hiện tại hồ Hoà Bình từ 6/2023 đến tháng 5/2024 đã rút ra được một số kết quả sau:

Chất lượng nước hồ khảo sát nhìn chung đạt chuẩn QCVN 08-MT:2023/BTNMT, với pH, DO, TP, P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺ và Chlorophyll-a đều trong giới hạn cho phép. Tuy nhiên, tổng Nitơ (TN) thường xuyên vượt chuẩn ($\leq 0,6$ mg/L), và độ đục dao động mạnh, có lúc cao.

Nghiên cứu cho thấy sự phân bố và biến động theo mùa của quần xã thực vật phù du trong hồ Hòa Bình, với sự chiếm ưu thế của nhóm tảo lục vào mùa khô và giáp vào mùa mưa. VKL xuất hiện quanh năm với sinh khối thấp, nhưng một số chi có tiềm năng sản sinh độc tố microcystin (MC), đặc biệt là Microcystis.

Hàm lượng MC dao động từ 0,11-0,86 $\mu\text{g/L}$, duy trì ở mức thấp (<1 $\mu\text{g/L}$) nhưng vẫn hiện diện liên tục, đặt ra mối lo ngại về chất lượng nước. Phân tích cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC với sinh khối 4 chi VKL tiềm năng sinh độc tố cũng như hàm lượng Chl.a trong hồ, cho thấy sự phức tạp trong cơ chế sản sinh độc tố. Các yếu tố môi trường như pH, nhiệt độ và độ đục có ảnh hưởng đáng kể đến sinh khối VKL và sinh khối Microcystis trong khi các thông số dinh dưỡng (N, P) không có tác động rõ ràng.

Kết quả nghiên cứu cung cấp dữ liệu quan trọng về sự phát triển của VKL và độc tố MC, hỗ trợ công tác giám sát và quản lý môi trường nước hồ chứa nhằm đảm bảo an toàn sinh thái và sức khỏe cộng đồng.

KIẾN NGHỊ

Một số loài VKL có khả năng sinh độc tố và gây hại đến chất lượng nước, cần tiến hành quan trắc thường xuyên và kiểm soát các loài này nhằm kịp thời phát hiện và có biện pháp xử lý phù hợp, giảm thiểu tác động tiêu cực đến hệ sinh thái nước và đảm bảo an toàn cho các hoạt động khai thác, sử dụng nước trong khu vực.

Kiểm soát nguồn dinh dưỡng đầu vào (N, P) từ nuôi trồng thủy sản và sinh hoạt nhằm hạn chế phú dưỡng và VKL phát triển.

Mặc dù nồng độ MC thấp hơn ngưỡng khuyến cáo của WHO ($<1 \mu\text{g/L}$), độc tố này vẫn tồn tại quanh năm trong nước hồ – nguồn cấp nước cho sinh hoạt. Vì vậy, cần đánh giá lại hiệu quả xử lý MC trong các trạm cấp nước địa phương và xem xét bổ sung công nghệ xử lý độc tố VKL nếu cần thiết.

Tăng cường tuyên truyền cộng đồng về nguy cơ VKL và bảo vệ chất lượng nước hồ chứa phục vụ sinh hoạt và thủy sản.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Lopes G., Silva M., và Vasconcelos V. (2022), *The Pharmacological Potential of Cyanobacteria*, Academic Press.
2. Devi T.I., Koijam L., Singh O.A., Tiwari O.N. and Sharma G.D., (2010), "Assessment of cyanobacterial biodiversity through molecular approaches and possible exploitation for value addition", *Assam University Journal of Science & Technology : Biological and Environmental Sciences*, 6 (1), pp. 93-101.
3. Meenakshi Bhattacharjee., Vidhi Verma., (2009) Nitrogen fixation in endolithic cyanobacterial communities of the McMurdo Dry Valley, Antarctica. *ResearchGate*.
4. Zakhia F., Jungblut A.-D., Taton A. và cộng sự. (2008). Cyanobacteria in Cold Ecosystems. *Psychrophiles: from Biodiversity to Biotechnology*. Springer, Berlin, Heidelberg, 121–135.
5. Paerl, Hans WPaul, Valerie J,(2012), Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363
6. Merel S., Walker D., Chicana R. và cộng sự. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environ Int*, 59, 303–327.
7. Carmichael W.W. (2001). Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Hum Ecol Risk Assess Int J*, 7(5), 1393–1407.
8. Paerl H.W. và Otten T.G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb Ecol*, 65(4), 995–1010.
9. Falconer, I. R. (2005). Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: Cylindrospermopsins and microcystins. CRC Press.
10. Mt R., Sm K., Yz Z. và cộng sự. (1995). Inhibition of reduced glutathione synthesis by cyanobacterial alkaloid cylindrospermopsin in cultured rat hepatocytes. *Biochem Pharmacol*, 49(2).
11. TS. Trần Văn Tựa., (2013) Nghiên cứu, đánh giá hiện trạng ô nhiễm môi trường nước và tảo độc tại hồ Núi Cốc (Thái Nguyên), từ đó đề xuất các giải pháp quản lý tổng hợp nước hồ.
12. Chorus I. và Welker M., btv. (2021), *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, Taylor & Francis.
13. Campos A. và Vasconcelos V. (2010). Molecular Mechanisms of Microcystin Toxicity in Animal Cells. *Int J Mol Sci*, 11(1), 268–287.
14. Glibert P.M. (2020). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 91, 101583.

15. Griffith A.W. và Gobler C.J. (2020). Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. *Harmful Algae*, **91**, 101590.
16. Cirés S. và Ballot A. (2016). A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae*, **54**, 21–43.
17. Bowling, L., Baldwin, D., Merrick, C., Brayan, J., & Panther, J. (2018). Possible drivers of a *Chrysochloris ovalisporum* bloom in the Murray River, Australia, in 2016. *Marine and Freshwater Research*, **69**(11), 1649-1662.
18. Harke M.J., Steffen M.M., Gobler C.J. và cộng sự. (2016). A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, **54**, 4–20.
19. Paerl H.W. (2018). Mitigating Toxic Planktonic Cyanobacterial Blooms in Aquatic Ecosystems Facing Increasing Anthropogenic and Climatic Pressures. *Toxins*, **10**(2), 76.
20. Paerl H.W. và Paul V.J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res*, **46**(5), 1349–1363.
21. Pham T.-L. và Utsumi M. (2018). An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. *J Environ Manage*, **213**, 520–529.
22. Ingrid Chorus, Jamie Bartram, (1999), *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, Chemical Rubber Company Press. .
23. Carmichael W.W. và Boyer G.L. (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*, **54**, 194–212.
24. Codd G.A., Morrison L.F., và Metcalf J.S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol Appl Pharmacol*, **203**(3), 264–272.
25. Codd G.A. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol Eng*, **16**(1), 51–60.
26. Neilan B.A., Dittmann E., Rouhiainen L. và cộng sự. (1999). Nonribosomal Peptide Synthesis and Toxigenicity of Cyanobacteria. *J Bacteriol*, **181**(13), 4089–4097.
27. (PDF) Cyanobacterial (blue-green algal) bloom associated pathology in brown trout, *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Scotland. *ResearchGate*.

28. Aguilera A., Haakonsson S., Martin M.V. và cộng sự. (2018). Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologica*, **69**, 103–114.
29. Beck S. và Wu M. (2021). Effects of *Microcystis aeruginosa* on New Jersey Aquatic Benthic Macroinvertebrates. *Adv Microbiol*, **11(3)**, 165–180.
30. Montmorillonite–Cu(II)/Fe(III) oxides magnetic material for removal of cyanobacterial *Microcystis aeruginosa* and its regeneration | Request PDF. *ResearchGate*.
31. Campinas M. và Rosa M.J. (2010). Evaluation of cyanobacterial cells removal and lysis by ultrafiltration. *Sep Purif Technol*, **70(3)**, 345–353.
32. Jiang C., Wang R., và Ma W. (2010). The effect of magnetic nanoparticles on *Microcystis aeruginosa* removal by a composite coagulant. *Colloids Surf Physicochem Eng Asp*, **369(1)**, 260–267.
33. Beversdorf L.J., Chaston S.D., Miller T.R. và cộng sự. (2015). Microcystin mcyA and mcyE Gene Abundances Are Not Appropriate Indicators of Microcystin Concentrations in Lakes. *PLOS ONE*, **10(5)**, e0125353.
34. H Wang, M Dai, J Liu, SJ Kao, C Zhang, WJ Cai, G Wang, W Qian, M Zhao, Z Sun. Eutrophication-driven hypoxia in the East China Sea off the Changjiang Estuary. *Environ. Sci. Technol*, 2016, 50 (5), 2255-2263. .
35. Dao, T.S. (2010), Toxicity of cyanobacteria and cyanobacterial toxins from Tri An Reservoir, Vietnam, to daphnids, PhD thesis, Humboldt University, Berlin, Germany. .
36. Pham T.-L., Dao T.-S., Tran N.-D. và cộng sự. (2017). Influence of environmental factors on cyanobacterial biomass and microcystin concentration in the Dau Tieng Reservoir, a tropical eutrophic water body in Vietnam. *Ann Limnol - Int J Limnol*, **53**, 89–100.
37. Pham T.-L., Tran T.H.Y., Shimizu K. và cộng sự. (2021). Toxic cyanobacteria and microcystin dynamics in a tropical reservoir: assessing the influence of environmental variables. *Environ Sci Pollut Res*, **28(45)**, 63544–63557.
38. Dương Thị Thủy, Lê Thị Phương Quỳnh, Đào Thanh Sơn, Pflugmacher, S.(2016), “Vi khuẩn lam và độc tố microcystin tại hồ núi Cốc (Thái Nguyên)”, Tạp chí hóa học, T.49, 565-569. - Tìm trên Google.
39. Cục Thống Kê Hòa Bình. <<http://thongkehoabinh.gso.gov.vn/NienGiam.aspx>>, accessed: 11/05/2025.

40. Komárek J. và Anagnostidis K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 - Nostocales. *Algol Stud Für Hydrobiol Suppl Vol*, 247–345.
41. Moraes M. de A.B., Rodrigues R. de A.M., Podduturi R. và cộng sự. (2023). Prediction of Cyanotoxin Episodes in Freshwater: A Case Study on Microcystin and Saxitoxin in the Lobo Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Environments*, **10(8)**, 143.
42. Nguyen L., Thi Thu Cronberg G., Larsen J. và cộng sự. (2007). Planktic cyanobacteria from freshwater localities in Thuathien-Hue province, Vietnam. I. Morphology and distribution. *Nova Hedwig*, 1–34.
43. Schaefer A.M., Yrastorza L., Stockley N. và cộng sự. (2020). Exposure to microcystin among coastal residents during a cyanobacteria bloom in Florida. *Harmful Algae*, **92**, 101769.
44. US EPA O. (2013). Indicators: Cyanotoxins (microcystin). <<https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-cyanotoxins-microcystin>>, accessed: 14/05/2025.
45. Wan X., Steinman A.D., Gu Y. và cộng sự. (2020). Occurrence and risk assessment of microcystin and its relationship with environmental factors in lakes of the eastern plain ecoregion, China. *Environ Sci Pollut Res Int*, **27(36)**, 45095–45107.
46. Xu H., Paerl H.W., Qin B. và cộng sự. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr*, **55(1)**, 420–432.
47. Costa M.R.A., Cardoso M.M.L., Selmezy G.B. và cộng sự. (2024). Phytoplankton functional responses induced by extreme hydrological events in a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, **851(4)**, 849–867.
48. Zhang L., Liu J., Zhang D. và cộng sự. (2018). Seasonal and spatial variations of microcystins in Poyang Lake, the largest freshwater lake in China. *Environ Sci Pollut Res Int*, **25(7)**, 6300–6307.
49. Wang M., Shi W., Chen Q. và cộng sự. (2018). Effects of nutrient temporal variations on toxic genotype and microcystin concentration in two eutrophic lakes. *Ecotoxicol Environ Saf*, **166**, 192–199.
50. Cunha D.G.F., Dodds W.K., và Loiselle S.A. (2018). Factors related to water quality and thresholds for microcystin concentrations in subtropical Brazilian reservoirs. *Inland Waters*, **8(3)**, 368–380.

51. Mariani M.A., Padedda B.M., Kaštovský J. và cộng sự. (2015). Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. *Sci Rep*, **5**(1), 17964.
52. Nurul 'Awatif Ahmad và Sinang S.C. (2024). Using Phycocyanin as Cyanobacterial Biomass Indicator to Determine Potentially-Toxic Bloom: An Example from a Malaysia Reservoir. *EnvironmentAsia*, **17**, 116130.
53. Ngwa F.F., Madramootoo C.A., và Jabaji S. (2014). Comparison of cyanobacterial microcystin synthetase (mcy) E gene transcript levels, mcy E gene copies, and biomass as indicators of microcystin risk under laboratory and field conditions. *MicrobiologyOpen*, **3**(4), 411–425.
54. Ninio S., Lupu A., Viner-Mozzini Y. và cộng sự. (2020). Multiannual variations in *Microcystis* bloom episodes - Temperature drives shift in species composition. *Harmful Algae*, **92**, 101710.
55. (2025). (PDF) The Effects of Temperature and Nutrients on the Growth and Dynamics of Toxic and Non-Toxic Strains of *Microcystis* during Cyanobacteria Blooms. *ResearchGate*.
56. Pham L.T., Tran Y.T.H., Tran T.T. và cộng sự. (2023). Ecological and human health risk assessments of cyanotoxins and heavy metals in a drinking water supply reservoir. *J Water Health*, **21**(8), 1004–1016.
57. Malta J.F., Nardocci A.C., Razzolini M.T.P. và cộng sự. (2022). Exposure to microcystin-LR in tropical reservoirs for water supply poses high risks for children and adults. *Environ Monit Assess*, **194**(4), 1–15.

Hà Nội, ngày 28 tháng 4 năm 2025

GIẤY XÁC NHẬN

Ban Biên tập Tạp chí Khoa học Tài nguyên và Môi trường đã nhận bài báo:
“Nghiên cứu sự biến động của quần xã thực vật phù du (phytoplankton) và hàm
lượng độc tố vi khuẩn lam trong hồ chứa Hoà Bình”.

Của các tác giả: Ngô Thị Diễm My¹, Nguyễn Thị Mỹ^{2,7}, Nguyễn Thị Ánh
Nguyệt², Nguyễn Sỹ Nguyên², Nguyễn Thị Thu Liên^{2,3}, Đoàn Thị Oanh⁴, Hoàng
Thị Quỳnh², Lê Thị Phương Quỳnh⁵, Phạm Phương Thảo², Nguyễn Trung Kiên²,
Vũ Thị Nguyệt², Bạch Thị Mai Hoa⁶, Trần Thị Ngọc Dung^{2,7}, Nguyễn Thùy
Dương⁸, Phạm Thanh Lưu⁹, Nghiêm Việt Hải^{7,10}, Phùng Thị Xuân Bình¹¹, Dương
Thị Thủy^{2,*}.

Địa chỉ: ¹Trường Cao đẳng Sư phạm Đắk Lắk

²Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn lâm
Khoa học và Công nghệ Việt Nam;

³Trường Đại học Khoa học Huế;

⁴Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội;

⁵Viện Hóa học - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam;

⁶Viện Công nghệ sinh học - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ
Việt Nam;

⁷Học Viện Khoa học Công nghệ - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ
Việt Nam;

⁸Trường Đại học Khoa học Tự nhiên - Đại học Quốc gia Hà Nội;

⁹Đại học Tôn Đức Thắng;

¹⁰Bộ Nông nghiệp và Môi trường;

¹¹Trường Đại học Điện lực.

Ngày nhận: 21 tháng 3 năm 2025

Bài báo đã phản biện xong và sẽ được duyệt đăng trong Tạp chí Khoa học Tài
nguyên và Môi trường (chỉ số ISSN 0866 - 7608) số 56 (Tháng 6 năm 2025), dự kiến
sẽ xuất bản và công bố vào ngày 30 tháng 6 năm 2025.

TỔNG BIÊN TẬP
PHÓ HIỆU TRƯỞNG



PGS.TS Lê Thị Trinh

NGHIÊN CỨU SỰ BIẾN ĐỘNG CỦA QUẦN XÃ THỰC VẬT PHÙ DU (PHYTOPLANKTON) VÀ HÀM LƯỢNG ĐỘC TỐ VI KHUẨN LAM TRONG HỒ CHỨA HOÀ BÌNH

Ngô Thị Diễm My¹, Nguyễn Thị Mỹ^{2,7}, Nguyễn Thị Ánh Nguyệt², Nguyễn Sỹ Nguyên², Nguyễn Thị Thu Liên^{2,3}, Đoàn Thị Oanh⁴, Hoàng Thị Quỳnh², Lê Thị Phương Quỳnh⁵, Phạm Phương Thảo², Nguyễn Trung Kiên², Vũ Thị Nguyệt², Bạch Thị Mai Hoa⁶, Trần Thị Ngọc Dung^{2,7}, Nguyễn Thùy Dương⁸, Phạm Thanh Lưu⁹, Nghiêm Việt Hải^{7,10}, Phùng Thị Xuân Bình¹¹, Dương Thị Thủy^{2,*}

¹ Trường Cao đẳng Sư phạm Đắk Lắk, 349 Đường Lê Duẩn- TP Buôn Ma Thuột - Tỉnh Đắk Lắk

² Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

³ Trường Đại học Khoa học Huế, 77 Nguyễn Huệ, Huế

⁴ Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội

⁵ Viện Hóa học – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁶ Viện Công nghệ sinh học – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁷ Học Viện Khoa học Công nghệ – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁸ Trường Đại học Khoa học Tự nhiên – Đại học Quốc gia Hà Nội

⁹ Đại học Tôn Đức Thắng, 19 Nguyễn Hữu Thị, Hồ Chí Minh

¹⁰ Bộ Nông nghiệp và Môi trường

¹¹ Trường Đại học Điện lực, 238 Hoàng Quốc Việt, Bắc Từ Liêm, Hà Nội

*Tác giả liên hệ: duongthuy0712@gmail.com

Tóm tắt

Nghiên cứu này phân tích sự biến động của quần xã thực vật phù du (TVPD) và mức độ xuất hiện độc tố microcystin (MC) trong hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024. Kết quả ghi nhận 44 chi TVPD thuộc 5 ngành: Chlorophyta (50%), Bacillariophyta (26%), Cyanophyta (17%), Dinophyta (5%) và Euglenophyta (2%). Trong đó, Chlorophyta và Dinophyta là nhóm chiếm ưu thế theo mùa, với Dinophyta phát triển mạnh vào mùa mưa, trong khi Chlorophyta trội hơn vào mùa khô. VKL có sinh khối thấp và có 4 chi (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*) có khả năng sản xuất độc tố MC, trong đó *Microcystis* chiếm 87,6% tổng sinh khối VKL. Hàm lượng MC dao động từ 0,11-0,86 µg/L, thấp hơn ngưỡng an toàn của WHO (1 µg/L) nhưng vẫn cho thấy nguy cơ tiềm ẩn khi sử dụng nước hồ cho sinh hoạt. Phân tích PCA và tương quan Pearson không tìm thấy mối liên hệ giữa sinh khối *Microcystis* và hàm lượng MC, gợi ý rằng có thể tồn tại các chủng *Microcystis* không độc hoặc các loài khác cũng góp phần sản xuất MC trong hồ. Các yếu tố môi trường như pH cao, nhiệt độ nước ấm và độ đục cao hỗ trợ sự phát triển của VKL, đặc biệt là *Microcystis*. Không có mối liên hệ rõ ràng giữa sinh khối *Microcystis*, hàm lượng MC với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ và Photpho. Kết quả này cung cấp dữ liệu quan trọng về động thái TVPD và nguy cơ độc tố MC trong hồ Hòa Bình, góp phần quản lý và bảo vệ chất lượng nước.

Từ khóa: Thực vật phù du, vi khuẩn lam, microcystin, hồ chứa Hòa Bình, Việt Nam.

Abstract

This study investigates the dynamics of the phytoplankton community and the occurrence of microcystin (MC) toxins in Hoa Binh Reservoir from June 2023 to May 2024. A total of 44 phytoplankton genera were identified, belonging to five phyla: Chlorophyta (50%), Bacillariophyta (26%), Cyanophyta (17%), Dinophyta (5%), and Euglenophyta (2%). Among them, Chlorophyta and Dinophyta exhibited seasonal dominance, with Dinophyta thriving during the rainy season, while Chlorophyta prevailed in the dry season. Cyanobacteria exhibited low biomass, with four genera (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, and *Pseudanabaena*) identified as potential microcystin producers, among which *Microcystis* accounted for 87.6% of the total cyanobacterial biomass. Microcystin concentrations ranged from 0.11 to 0.86 µg/L, below the WHO safety guideline of 1 µg/L, but still indicating a potential risk for domestic water use. Principal Component Analysis (PCA) and Pearson

correlation analysis revealed no significant relationship between *Microcystis* biomass and MC concentrations, suggesting the possible presence of non-toxic *Microcystis* strains or contributions from other microcystin-producing taxa. Environmental factors such as high pH, warm water temperatures, and high turbidity were found to support cyanobacterial growth, particularly *Microcystis*. No clear correlation was observed between *Microcystis* biomass or MC concentrations and nutrient variables (nitrogen and phosphorus). These findings provide essential insights into phytoplankton succession and microcystin-related risks in Hoa Binh Reservoir, contributing to water quality monitoring and management strategies.

Keywords: *Phytoplankton, Cyanobacteria, Microcystin, Hoa Binh Reservoir, Vietnam.*

Mở đầu

Thực vật phù du là sinh vật sản xuất sơ cấp có vai trò quan trọng trong các hệ sinh thái thủy vực. Theo Reynolds [1], năng suất sơ cấp của thực vật phù du chiếm hơn 50% tổng năng suất sơ cấp toàn cầu trong các hệ sinh thái thủy vực. Chúng có mối quan hệ mật thiết với chất lượng nước, các quá trình địa hóa sinh học và chuỗi dinh dưỡng. Những biến động trong quần xã thực vật phù du ảnh hưởng sâu sắc đến các bậc dinh dưỡng cao hơn cũng như các chu trình sinh địa hóa chính [2]. Do nhạy cảm với các thay đổi môi trường như nhiệt độ, ánh sáng, pH và nồng độ dinh dưỡng, thực vật phù du thường được sử dụng như chỉ thị sinh học để đánh giá chất lượng nước. Các chỉ số như sinh khối (Chlorophyll a), mật độ, chỉ số đa dạng, hay sự thay đổi thành phần loài phản ánh rõ rệt sự biến động của môi trường. Gia tăng quá mức hàm lượng các chất dinh dưỡng mà thông thường là muối nitrat và photphat là nguyên nhân dẫn đến hiện tượng phì dinh dưỡng ở nhiều thủy vực trên thế giới. Sự phát triển mạnh mẽ của vi khuẩn lam (VKL, Cyanobacteria) thường xuất hiện ở các thủy vực giàu dinh dưỡng. Nở hoa của VKL gây ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái nước như gây mùi khó chịu, làm cạn kiệt oxy, giảm độ trong và gây mất cân bằng hệ sinh thái thủy sinh trên phạm vi toàn cầu [3, 4, 5]. Một số loài VKL gây hiện tượng nở hoa có khả năng sản sinh một số chất gây độc hay còn gọi là độc tố VKL. Các loại độc tố VKL như microcystin (MC) cylindrospermopsin, anatoxin và saxitoxin đã được xác định. Trong số đó, MC là độc tố VKL phổ biến thường được phát hiện trong các thủy vực nước ngọt trên toàn cầu. Sinh khối VKL gia tăng trong các thủy vực sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt, nguy cơ phơi nhiễm độc tố microcystin (MC) cũng tăng lên, đe dọa sức khỏe con người do khả năng gây tổn thương gan nghiêm trọng của hợp chất này.

Theo thống kê của Guiry và cộng sự [6] từ cơ sở dữ liệu trực tuyến AlgaeBase, tính đến năm 2023, đã có 50.589 loài tảo sống và 10.556 loài hóa thạch được ghi nhận. Trong đó, nhóm VKL bao gồm 5723 loài còn tồn tại và 4669 loài hóa thạch [6]. Trong môi trường nước ngọt, VKL thường xuất hiện dưới dạng quần xã hỗn hợp, bao gồm cả các loài có độc và không độc, với các chi phổ biến như *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Planktothrix* spp. và *Nostoc* spp. [7, 8]. Để xác định sự hiện diện và kiểm soát sự bùng phát VKL, nhiều nghiên cứu đã tập trung vào việc xác định các yếu tố môi trường ảnh hưởng đến mật độ và độc tính của chúng, bao gồm đặc điểm và tính chất thủy lý, thủy hoá của môi trường nước, điều kiện khí hậu và thủy văn [9, 10, 11, 12, 13]. Tuy nhiên, không có yếu tố đơn lẻ nào có thể giải thích hoàn toàn sự xuất hiện và độc tính của VKL, do mỗi loài có phản ứng khác nhau với điều kiện môi trường [13, 14, 15, 16, 17]. Điều này nhấn mạnh tầm quan trọng của việc giám sát và đánh giá nguy cơ VKL, đặc biệt tại các hồ chứa nước phục vụ sinh hoạt. Theo khuyến nghị của WHO, nguy cơ nhiễm độc tố VKL có thể được đánh giá thông qua đo nồng độ MC hoặc sinh khối VKL dựa trên chỉ số chlorophyll a (chl a) [18, 19].

Hồ chứa Hoà Bình, được hình thành sau khi chặn dòng sông Đà vào năm 1988-1989, là một trong những hồ nhân tạo lớn nhất Việt Nam. Với diện tích mặt nước khoảng 206 km² và dung tích toàn bộ lên tới 9,45 tỷ m³, trong đó dung tích hữu ích là 5,65 tỷ m³. Lưu vực hồ có diện tích 53.600 km², phục vụ nhiều mục đích bao gồm sản xuất điện, kiểm soát lũ, cung cấp nước cho nuôi trồng thủy sản, cấp nước sinh hoạt cho thành phố Hoà Bình và Hà Nội và tưới tiêu nông nghiệp tại hạ lưu đồng bằng sông Hồng. Nước hồ sử dụng cho mục đích sinh hoạt của người dân sống quanh hồ chỉ được xử lý sơ bộ [20]. Ngoài ra, nuôi trồng thủy sản,

đặc biệt là nuôi cá lồng trong lòng hồ được phát triển mạnh mẽ góp phần cải thiện sinh kế cho người dân địa phương. Các nghiên cứu trước đây cho thấy đã có hiện tượng nở hoa nước chủ yếu là VKL thuộc chi *Microcystis* tại hồ Hoà Bình. Tuy nhiên, do tần suất quan trắc thưa nên kết quả quan trắc VKL có được còn hạn chế và mang tính chất định tính. Bên cạnh đó, trình nghiên cứu trước đây chưa đề cập đến các kết quả định lượng về độc tố của VKL trong hồ chứa Hoà Bình [21].

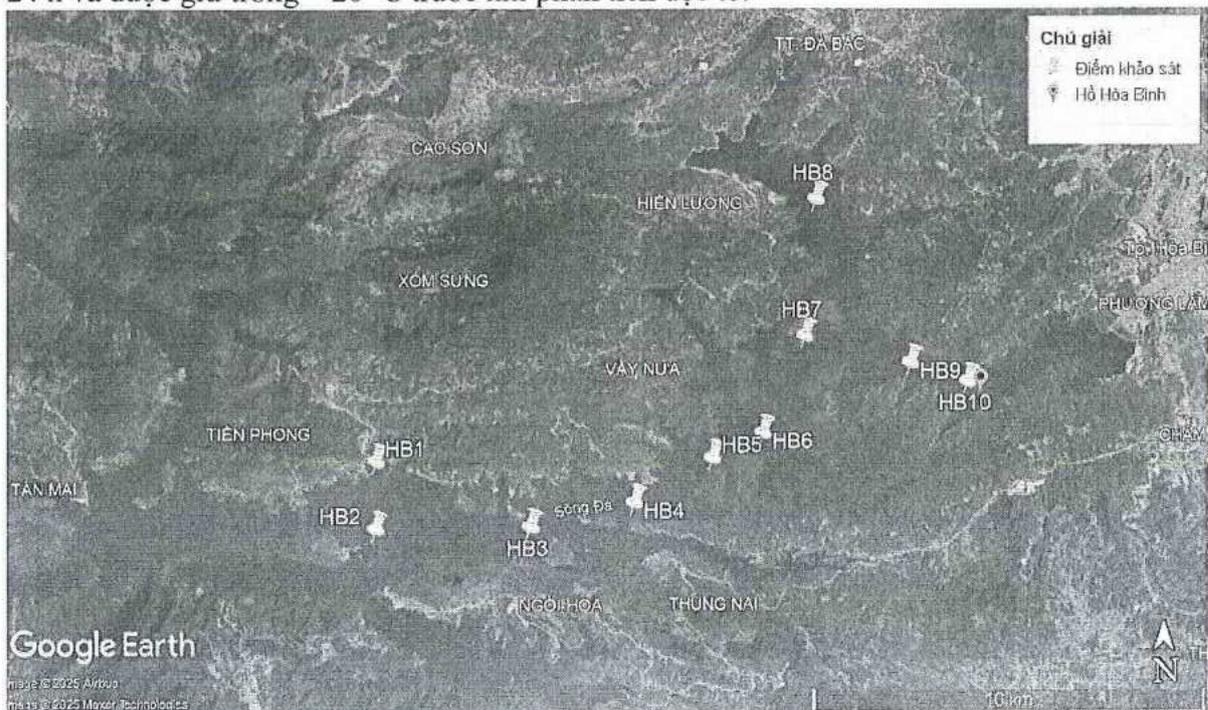
Mục tiêu của nghiên cứu này nhằm đánh giá biến động quần xã thực vật phù du, sinh khối VKL, hàm lượng MC và mối liên hệ của chúng với các yếu tố môi trường tại hồ Hoà Bình. Phân tích thống kê được sử dụng để kiểm định mối tương quan giữa sinh khối VKL, nồng độ MC với trạng thái dinh dưỡng hồ Hoà Bình. Hiểu rõ các mối quan hệ này sẽ góp phần tối ưu hóa chiến lược quản lý môi trường tại các hồ chứa nước trong khu vực nghiên cứu.

Phương pháp nghiên cứu

Thu mẫu nước, thực vật nổi, VKL tại hồ chứa Hoà Bình

Để đánh giá chất lượng nước, thành phần và biến động thể tích thực vật phù du và VKL tại hồ Hoà Bình, 10 điểm thu mẫu trong lòng hồ đã được lựa chọn và tiến hành thu mẫu từ tháng 5/2023 đến tháng 6/2024 (Hình 1). Các chỉ tiêu thủy lý chất lượng nước hồ như nhiệt độ nước, pH, oxy hoà tan (DO), độ dẫn điện, độ đục, độ muối được đo tại hiện trường bằng máy đo đa chỉ tiêu WQC – 22 A (TOA, Nhật Bản).

Các mẫu nước mặt được thu theo tiêu chuẩn Việt Nam và được phân tích tại phòng thí nghiệm theo tiêu chuẩn của Mỹ [22]. Các mẫu nước để xác định chất dinh dưỡng (N-NH_4 và P-PO_4^{3-}) được thu ở bề mặt lọc qua bộ lọc Whatman GF/F ($0,45\mu\text{m}$) và giữ trong chai nhựa polypropylene ở nhiệt độ 4°C và được chuyển về phòng thí nghiệm. Mẫu nước để xác định chl a được thu và lọc qua màng lọc GF/C chiết trong acetone và đo bằng phương pháp quang phổ [23]. Mẫu định tính thực vật phù du được thu bằng lưới thực vật phù du hình chóp với đường kính miệng lưới là 40 cm, chiều dài lưới 90 cm và kích thước mắt lưới $25\mu\text{m}$. Mẫu định tính được thu bằng cách kéo lưới ở tầng mặt quanh điểm thu mẫu nhiều lần. Mẫu được bảo quản trong chai nhựa PE 200 mL và cố định bằng formaldehyde (4%). Để đếm thực vật phù du, một lít nước được cố định bằng 10 ml dung dịch iốt Lugol và sau đó được lắng trong 48 giờ trước khi đếm. Một thể tích nước hồ xác định được thu lọc qua giấy lọc GF/C ($0,47\mu\text{m}$, Whatman) để phân tích độc tố MC. Mẫu giấy sau khi lọc được đông khô ở -55°C trong 24 h và được giữ trong -20°C trước khi phân tích độc tố.



Hình 1: Các vị trí lấy mẫu tại hồ chứa Hoà Bình

Phân tích mẫu

Các chỉ tiêu dinh dưỡng trong các mẫu nước (N-NH₄, P-PO₄³⁻, TP và TN) được xác định bằng phương pháp so màu sử dụng thiết bị UV-VIS (Shimadzu, Nhật Bản) theo các phương pháp của APHA. Các loài thực vật phù du được xác định bằng phương pháp so sánh hình thái dưới kính hiển vi quang học (Olympus BX51). Các tài liệu phân loại sau đây được sử dụng để xác định vi khuẩn lam: Duong [24]; Komárek và Anagnostidis [25, 26, 27]. Krammer và Lange-Bertalot [28] đã được sử dụng để xác định tảo silic. Den Hoek và cộng sự [29], Duong và Vo [30] đã được sử dụng để xác định các loại tảo khác. Số lượng tế bào được đếm bằng phương pháp tế bào Sedgewick-Rafter [31]. Sinh khối TVPD được xác định theo phương pháp mô phỏng hình học theo Hillebrand và cộng sự [32], Sun và Liu [33], Vadrucci và cộng sự [34].

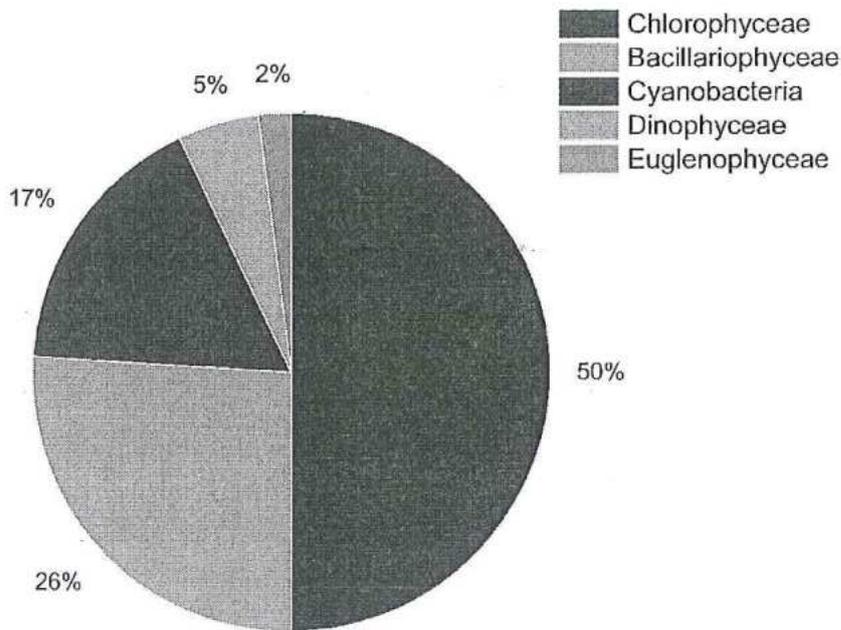
Để chiết xuất độc tố MC, giấy lọc đã đông khô được cắt thành nhiều mảnh nhỏ có kích thước 1–2 mm². Các mảnh giấy lọc được chiết ba lần với 3 mL methanol (MeOH) trong 1 giờ trên máy lắc ở nhiệt độ phòng, sau đó siêu âm (3 phút ở mức 120 W) và ly tâm ở tốc độ 4000 vòng/phút trong 10 phút. Dịch thu được kết hợp lại, bay hơi bằng cách thổi khí ở nhiệt độ phòng, tái hòa tan trong methanol (100%), sau đó lọc tinh sạch sang pha rắn dùng cột Oasis HLB (Waters, MA, Mỹ), cuối cùng lọc qua màng lọc Minisart RC4 (0,2 μm, Göttingen, Đức). Các mẫu được bảo quản ở nhiệt độ –20 °C cho đến khi phân tích thêm.

Độc tố MCs được phân tích bằng hệ thống sắc ký lỏng HPLC. Hệ thống HPLC (Dionex UltiMate 3000, Thermo Scientific, Waltham, MA, Mỹ) trang bị đầu dò UV-VIS dãy diode quang (PDA). Các đồng phân của MC được tách bằng cột C18 làm bằng silica (Acclaim^M 120 C18 5 μm, 4,6 × 150 mm, Waltham, MA, Mỹ), vận hành ở 40 °C, sử dụng pha động là dung dịch 0,05 M phosphate (pH 2,5) trong methanol (50/50, v/v), ở tốc độ dòng 0,58 mL/phút. Ba đồng phân gồm MC-RR, -LR và -YR sẽ được xác định bằng đầu dò UV ở bước sóng 238 nm nhờ sử dụng chuẩn MC từ công ty Enzo Lifesciences, Mỹ. Ngưỡng giới hạn phát hiện là 0,12 μg/L.

Kết quả và thảo luận

1. Biến động quần xã thực vật phù du tại hồ Hòa Bình

Kết quả khảo sát quần xã thực vật phù du thu mẫu tại hồ chứa Hoà Bình từ tháng 5/2023 đến tháng 6/2024 đã ghi nhận được 44 chi thuộc 5 ngành bao gồm tảo lục (Chlorophyceae), tảo silic (Bacillariophyceae), tảo mắt (Euglenophyceae), tảo giáp (Dinophyceae) và vi khuẩn lam (Cyanobacteria). Độ phong phú của các ngành thực vật phù du (TVPD) tại hồ Hoà Bình được thể hiện trong hình 2. Trong đó ngành tảo lục là nhóm đa dạng nhất với 21 chi, chiếm 50% tổng số chi trong quần xã thực vật nổi, tảo silic có 11 chi, 26%, vi khuẩn lam (7 chi, 17%), tảo giáp có 2 chi, chiếm 5% và nhóm tảo mắt với 1 chi, chiếm 2% (Hình 2, Bảng 1).



Hình 2. Tỷ lệ phần trăm các chi trong quần xã TVPD tại hồ Hòa Bình

Tại thời điểm nghiên cứu các ngành tảo lục, vi khuẩn lam, tảo silic và tảo giáp xuất hiện ở tất cả các thời điểm khảo sát. Nhóm tảo mắt xuất hiện với tần xuất thấp và hiện diện ở các tháng 2, tháng 6 và tháng 9 với thể tích sinh học rất nhỏ, lần lượt là $0,0002 \text{ mm}^3/\text{L}$, $0,0004 \text{ mm}^3/\text{L}$ và $0,002 \text{ mm}^3/\text{L}$, chiếm 0,006% tổng thể tích sinh học TVPD. Tảo lục và tảo giáp chiếm ưu thế trong quần xã TVPD với thể tích sinh học lần lượt là $16,6 \text{ mm}^3/\text{L}$; $15,7 \text{ mm}^3/\text{L}$ chiếm 48,1% và 45,6%.

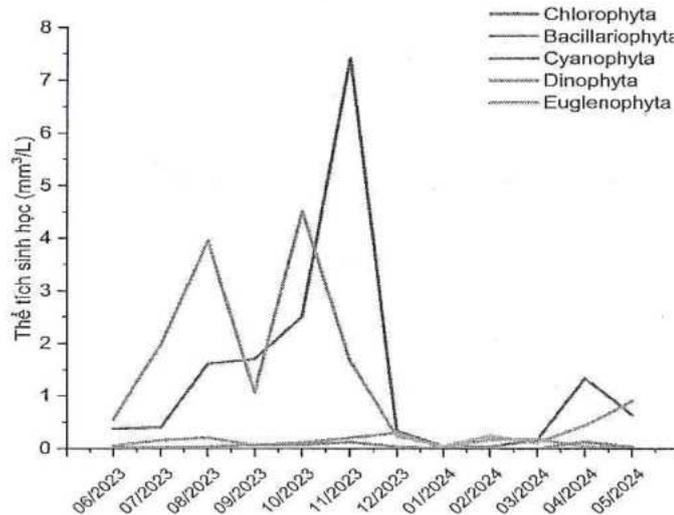
Bảng 1: Các nhóm thực vật phù du và các chi/loài chiếm ưu thế tại hồ Hoà Bình giai đoạn từ 6/2023 đến 5/2024

Quần xã TVPD	Loài/ chi chiếm ưu thế
Vi khuẩn lam (<i>Cyanobacteria</i>)	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>M. wesenbergii</i> , <i>Oscillatoria sp.</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Pseudanabaena</i> ...
Tảo lục (<i>Chlorophyceae</i>)	<i>Staurastrum sp.</i> , <i>Cosmarium sp.</i> , <i>Scenedesmus acuminatus</i> , <i>Pediastrum duplex</i> , <i>Chlorella sp.</i>
Tảo silic (<i>Bacillariophyceae</i>)	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Cyclotella sp.</i>
Tảo giáp (<i>Dinophyceae</i>)	<i>Ceratium sp.</i> , <i>Peridinium sp.</i>
Tảo mắt (<i>Euglenophyceae</i>)	<i>Phacus sp.</i> , <i>Euglena sp.</i>

Nhóm tảo silic và Vi khuẩn lam mặc dù số lượng tế bào lớn nhưng thể tích sinh học thấp chỉ chiếm 4,5% và 1,7% tương ứng trong tổng sinh khối TVPD tại hồ Hoà Bình. Mặc dù vi khuẩn lam hiện diện ở tất cả các thời điểm lấy mẫu với sinh khối thấp. Tuy nhiên, trong số 7 chi VKL được quan sát thấy trong hồ chứa, 6 chi có khả năng sản xuất độc tố VKL bao gồm các chi *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis* và *Lynbya*. Kết quả tương tự cũng được ghi nhận tại hồ chứa Lobo khi tảo giáp là nhóm chiếm ưu thế trong quần xã thực vật phù du, theo sau là nhóm tảo silic. Vi khuẩn lam thường xuyên xuất hiện trong hồ Lobo nhưng sinh khối thấp (không phải nhóm chiếm ưu thế), trong số đó 10 chi VKL được quan sát thấy trong hồ và 9 chi có khả năng sản xuất độc tố [35]. Nghiên cứu thực hiện ở 4 hồ chứa tại đảo Sardinia, Ý cho thấy sự ưu thế của các nhóm tảo trong quần xã TVPD phụ thuộc vào tình trạng dinh dưỡng của từng hồ. Tại hai Hồ Sos Canales và hồ Torrei, sinh khối TVPD được chi phối với tảo giáp và tảo lông roi trong khi VKL chiếm tỷ lệ rất nhỏ về sinh khối. Trái lại, VKL lại chiếm ưu thế về sinh khối ở hồ Pattada, trong khi tảo silic chiếm ưu thế về sinh khối ở hồ Bidighinzu [36].

Thể tích sinh học của các nhóm tảo trong quần xã TVPD tại hồ Hoà Bình cho thấy sự biến động theo mùa. Đặc biệt, nhóm tảo giáp và tảo mắt có sự biến động theo mùa rõ rệt. Thể

tích sinh học trung bình lần lượt của 2 nhóm này đạt giá trị cao vào mùa mưa ($2,16 \text{ mm}^3/\text{L}$, $0,0003 \text{ mm}^3/\text{L}$) và thấp đáng kể vào mùa khô ($0,46 \text{ mm}^3/\text{L}$, $0,00004 \text{ mm}^3/\text{L}$). Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo lục và silic được ghi nhận có sự biến động theo mùa, thấp vào mùa mưa và cao hơn vào mùa khô nhưng sự chênh lệch giữa 2 mùa không đáng kể. Trong nghiên cứu này, sinh khối của nhóm VKL không có sự khác biệt đáng kể giữa mùa mưa và mùa khô với thể tích sinh học trung bình VKL ở mùa mưa và mùa khô là xấp xỉ bằng nhau, $0,05 \text{ mm}^3/\text{L}$ (Hình 3).

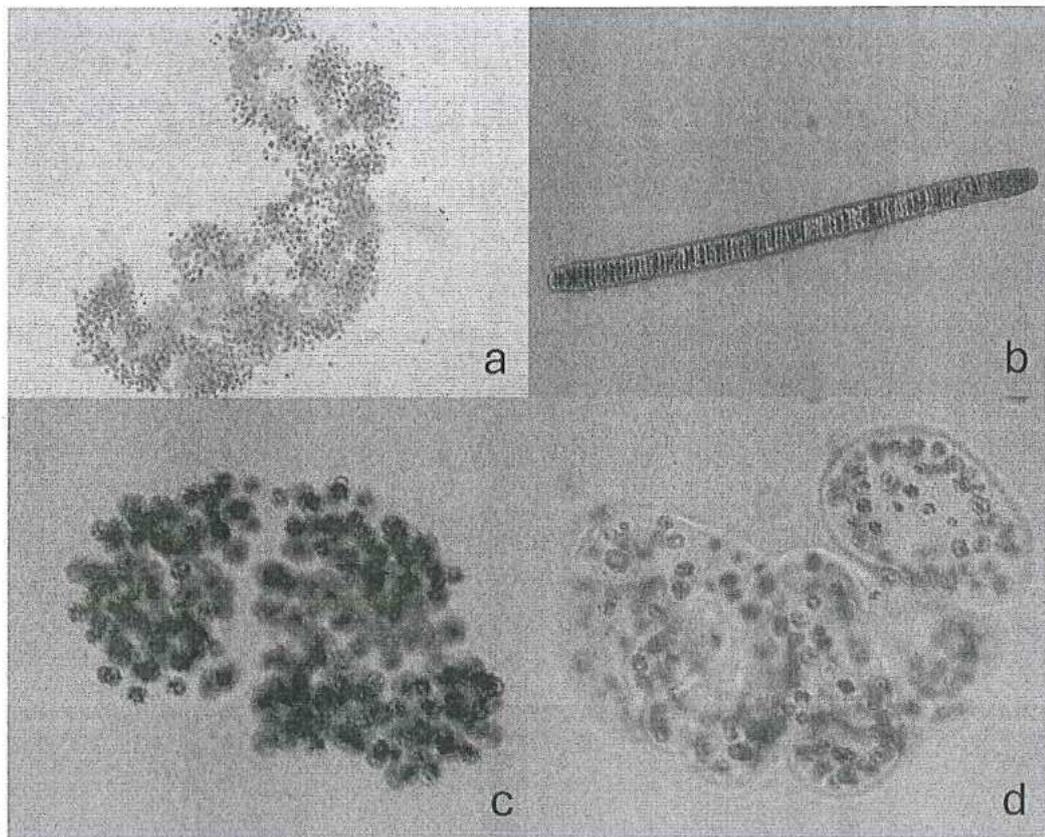


Hình 3. Biến động thể tích sinh học quần xã TVPD tại hồ Hoà Bình giai đoạn 5/2023-6/2024

Động thái quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hòa Bình cho thấy mô hình theo mùa. Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo giáp chiếm ưu thế vào mùa mưa, tảo lục chiếm ưu thế vào mùa khô. Khi sinh khối tảo giáp chiếm ưu thế thì sinh khối nhóm tảo lục và tảo silic giảm. Vào mùa khô, sinh khối tảo giáp giảm đáng kể thì thể tích sinh học của hai nhóm tảo lục và silic gia tăng lên.

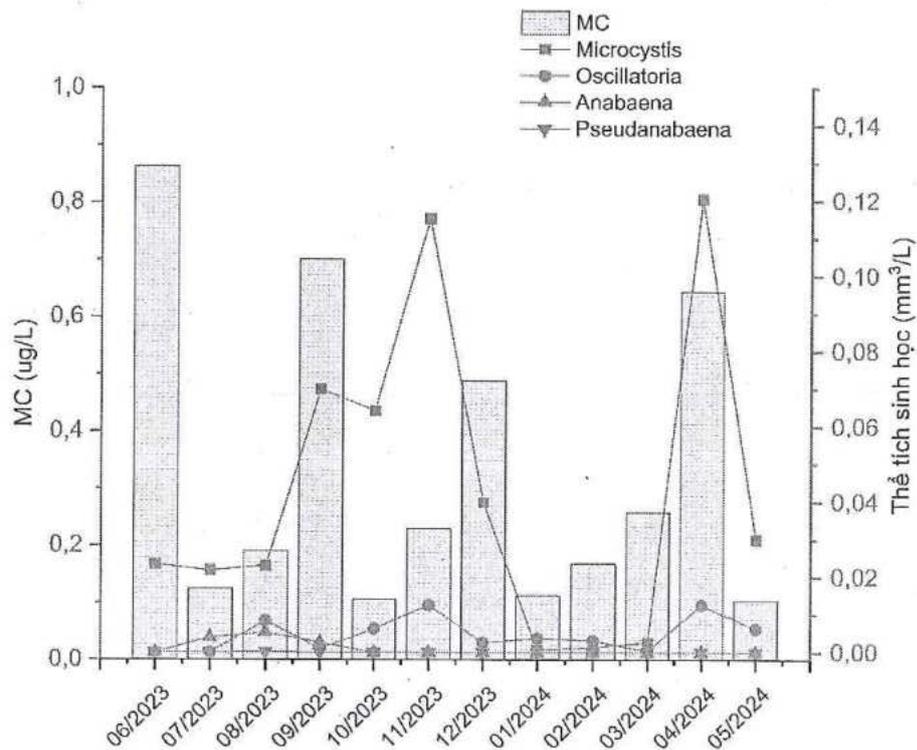
2. Vi khuẩn lam có khả năng sinh độc tố MC và hàm lượng độc tố MC trong hồ Hòa Bình

Tại hồ Hoà Bình ở các thời điểm khảo sát từ 6/2023 đến tháng 5/2024 đã xác định được 7 chi thuộc nhóm VKL bao gồm *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Lynbya* và *Gloeocapsa*. Trong đó, chi *Microcystis* có thể tích sinh học lớn nhất, chiếm 87,6%. Chi *Gloeocapsa* có thể tích sinh học nhỏ nhất, chiếm 0,02%. Các chi *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Lynbya*, *Raphidiopsis* và *Pseudanabaena* có thể tích sinh học lần lượt chiếm 9,76%; 2,03%; 0,35%; 0,19% và 0,03%. Trong số 7 chi xác định được, có 4 chi có khả năng tạo độc tố MC: *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* và *Pseudanabaena* (Hình 4)[35].



Hình 4: Hình ảnh một số VKL ghi nhận tại hồ Hòa Bình. A) *Microcystis aeruginosa*; b) *Oscillatoria* sp; c): *M. viridis*; d) *M. wesenbergii*

Thể tích sinh học của 4 chi VKL có khả năng tạo độc tố MC không có sự thay đổi theo mùa, thể tích sinh học trung bình mùa mưa ($0,04 \text{ mm}^3/\text{L}$) xấp xỉ mùa khô ($0,05 \text{ mm}^3/\text{L}$). Thể tích sinh học trung bình của *Oscillatoria* ($0,005 \text{ mm}^3/\text{L}$), *Anabaena* ($0,001 \text{ mm}^3/\text{L}$) và *Pseudanabaena* ($1,67 \times 10^{-5} \text{ mm}^3/\text{L}$). Các kết quả phân tích độc tố cho thấy độc tố MC hiện diện ở tất cả các thời điểm khảo sát, dao động từ $0,11 \mu\text{g}/\text{L}$ - $0,86 \mu\text{g}/\text{L}$. Hàm lượng độc tố cao nhất ghi nhận vào tháng 6 ($0,86 \mu\text{g}/\text{L}$) và thấp nhất ở tháng 5 ($0,11 \mu\text{g}/\text{L}$). Hàm lượng MC cũng không cho thấy sự biến động theo mùa, trung bình các tháng mùa mưa đạt $0,35 \mu\text{g}/\text{L}$ và mùa khô đạt $0,32 \mu\text{g}/\text{L}$ (Hình 5). Trong nghiên cứu của Xue và cộng sự [37] hàm lượng MC trong hai hồ chứa cũng đều dưới $1 \mu\text{g}/\text{L}$, tương tự với kết quả thu được từ một số vùng nước khác cũng nằm ở khu vực cận nhiệt đới [38, 39, 9, 37]. Hàm lượng độc tố ghi nhận tại hồ Hoà Bình thấp hơn so với nồng độ độc tố MC quan sát ở các hồ chứa Cascata ($3 \mu\text{g}/\text{L}$), hồ chứa Quebec ($2,47 \mu\text{g}/\text{L}$) và 5 hồ chứa ở Eastern Cuba ($3,06 \mu\text{g}/\text{L}$). Tại một số thủy vực nước ngọt, hàm lượng độc tố MC có thể ghi nhận với giá trị rất lớn khi thủy vực có hiện tượng nở hoa. Nồng độ MCs đạt $124 \text{ mg}/\text{L}$ và hàm lượng MCs trong các mẫu nở hoa là $7300 \mu\text{g}/\text{g}$ trọng lượng khô (dw) ghi nhận tại ao cá ở Vũ Hán, Trung Quốc [37, 40]. Mặc dù hàm lượng độc tố ghi nhận tại hồ chứa Hoà Bình vẫn nằm dưới giá trị cho phép của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đối với nước uống ($1 \mu\text{g}/\text{L}$) nhưng sự xuất hiện độc tố quanh năm trong nước hồ cho thấy rủi ro tiềm ẩn khi nước hồ được sử dụng làm nước uống, nước sinh hoạt,



Hình 5. Biến động theo mùa thể tích sinh học các chi VKL có khả năng tạo độc tố MC và nồng độ MC trong hồ Hòa Bình từ 6/2023 - 5/2024

Phân tích tương quan Pearson cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC và thể tích sinh học của 4 chi VKL có khả năng tạo độc tố MC (Bảng 2). Tuy vậy, không thể phủ nhận khả năng tạo độc tố MC của bốn chi VKL trong hồ, bởi chúng vẫn xuất hiện khi MC được phát hiện. Kết quả tương tự cũng được quan sát tại hồ chứa Lobo. Dù không tìm thấy mối tương quan giữa nồng độ MC và thể tích sinh học của các chi có tiềm năng tạo MC như *Aphanocapsa* spp., *Chroococcus* spp., *M. protocystis*, *Pseudanabaena* spp. và *S. aquatilis*, nhưng việc các loài này tham gia vào quá trình sản xuất MC trong hồ chứa Lobo vẫn là một khả năng cần xem xét, do sự hiện diện của chúng trùng khớp với thời điểm phát hiện MC [35].

Bên cạnh đó, tổng sinh khối VKL và hàm lượng chlorophyll-*a* cũng không có mối tương quan nào với hàm lượng MC trong hồ (Bảng 2). Kết quả tương tự cũng xuất hiện trong nghiên cứu của Ahmad và cộng sự [41] khi các bản sao của gen *mcyE* chỉ có mối tương quan đáng kể với BGA-PC (blue-green algae phycocyanin) ($R = 0,553$; $P < 0,05$) nhưng không có mối tương quan với chl *a*. Do chl *a* không tan trong nước và nằm trong màng tế bào, không hấp thụ và phát xạ ánh sáng trong nước giống như PC. Yếu tố này có thể là nguyên nhân dẫn đến việc không có mối tương quan giữa chl *a* và số bản sao của gen *mcyE* [41]. Nhiều nghiên cứu cho rằng, chl *a* là chỉ thị tốt nhất cho hàm lượng MC. Tuy nhiên, những chỉ thị để dự đoán sự sản sinh MC có thể khác nhau giữa môi trường tự nhiên với điều kiện biến đổi và môi trường phòng thí nghiệm. Điều này đã được Ngwa và cộng sự [42] kiểm tra, khi họ thấy rằng đối với các mẫu nuôi cấy *Microcystis* và *Planktothrix* trong phòng thí nghiệm, nồng độ chl *a* là yếu tố dự đoán tốt nhất cho nồng độ MC, tiếp theo là số bản sao gen *mcyE* và sau cùng là số lượng tế bào. Tuy nhiên, trong các mẫu môi trường, số bản sao của gen *mcyE* lại là chỉ thị tốt nhất cho nồng độ MC, đặc biệt trong các vùng nước

Bảng 2. Mối tương quan Pearson giữa thể tích sinh học của những chi VKL có khả năng sinh MC và các yếu tố môi trường ở hồ Hòa Bình

	MC	Chl a	Cyanobacteria	Total	<i>Microcystis baena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Anabaena</i>	pH	Temp.	DO	Turb.	TDS	Sal.	N-NH4	TN	P-PO4	TP
MC	1																
Chl a	.181	1															
Total	.151	.847**	1														
Cyanobacteria	.114	.876**	.954**	1													
<i>Microcystis</i>	-.020	-.033	-.002	.008	1												
<i>Pseudanabaena</i>	.177	.240*	.457**	.199	-.037	1											
<i>Oscillatoria</i>	-.014	.017	.082	-.025	-.018	-.062	1										
<i>Anabaena</i>	.278**	.232*	.389**	.380**	.027	.145	.070	1									
pH	.072	.378**	.249*	.247*	.079	.025	.120	.032	1								
Temp.	-.177	-.317**	-.171	-.188	-.083	.065	-.161	-.194	-.092	1							
DO	-.160	.136	.312**	.315**	-.097	.120	-.082	.224*	.077	.241*	1						
Turb.	-.235*	-.074	-.186	-.177	-.019	-.116	.041	.520**	.116	.135	-.128	1					
TDS	.099	-.295**	-.297**	-.312**	.078	-.113	.097	.155	.188	-.026	-.006	.011	1				
Sal.	-.048	-.052	-.064	-.013	.178	-.132	-.089	.032	-.177	-.058	-.142	.307*	.006	1			
N-NH4	-.014	-.144	-.165	-.170	-.013	.021	-.209	.381**	-.361**	.265**	.046	-.106	-.009	1			
TN	-.010	.078	.035	.044	-.038	.037	-.103	.070	-.164	.119	.125	.134	-.090	.229*	.047	1	
P-PO4	-.051	.131	-.010	.032	.044	-.101	-.046	-.007	-.039	.029	-.148	.378*	-.073	.152	.105	.234*	1

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

có cả VKL độc và không độc [42]. Bên cạnh đó, nhóm nghiên cứu của Ninio cũng chỉ ra rằng tổng sinh khối có thể không phản ánh đúng tiềm năng gây độc của quần thể VKL do sự tồn tại đồng thời của các loài có độc và không độc [43]. Theo nghiên cứu của Davis và cộng sự [44] đã báo cáo rằng số lượng gen *mcyD* trong *Microcystis* có mối tương quan đáng kể với nồng độ MC trong ba hồ và một ao tại Hoa Kỳ và gen này là yếu tố dự đoán nồng độ MC tốt hơn so với tổng số tế bào hoặc nồng độ chl a [44].

3. Ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi VKL có khả năng tạo MC và hàm lượng MC trong hồ chứa Hòa Bình

3.1. Các chỉ tiêu thủy lý, thủy hoá tại hồ Hòa Bình

Kết quả nghiên cứu các chỉ tiêu thủy lý, thủy hoá tại hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 cho thấy sự biến động theo mùa của một số thông số chất lượng nước (Bảng 3). Nhiệt độ nước dao động trong khoảng 20,3 °C - 32,3 °C, với giá trị cao hơn vào mùa mưa. Độ pH được ghi nhận trong khoảng 6,9-8,8, không có sự khác biệt đáng kể giữa các mùa. Độ đục dao động từ 4,4 - 26,5 NTU, với giá trị trung bình tương đương giữa mùa khô (10,8 NTU) và mùa mưa (10,0 NTU). Độ mặn được xác định trong khoảng 0,07-0,1 trong khi tổng chất rắn hòa tan (TDS) dao động từ 0,10-0,16 mg/L nhưng không cho thấy sự thay đổi theo mùa. Hàm lượng amoni (N-NH₄) duy trì ở mức 0,01-0,03 mg/L mà không có sự dao động đáng kể theo thời gian. Tương tự, nồng độ orthophosphat-P (P-PO₄) nằm trong khoảng 0,01-0,02 mg/L và không thay đổi theo mùa. Tổng nitrogen (TN) ghi nhận mức dao động từ 1,05 - 1,94 mg/L, nhưng sự biến động giữa các mùa không đáng kể. Trong khi đó, tổng phospho (TP) ổn định trong khoảng 0,02-0,04 mg/L và không có sự khác biệt theo thời gian. Hàm lượng chl a được ghi nhận trong khoảng 0,61-12,29 µg/L mà không có sự chênh lệch đáng kể giữa hai mùa.

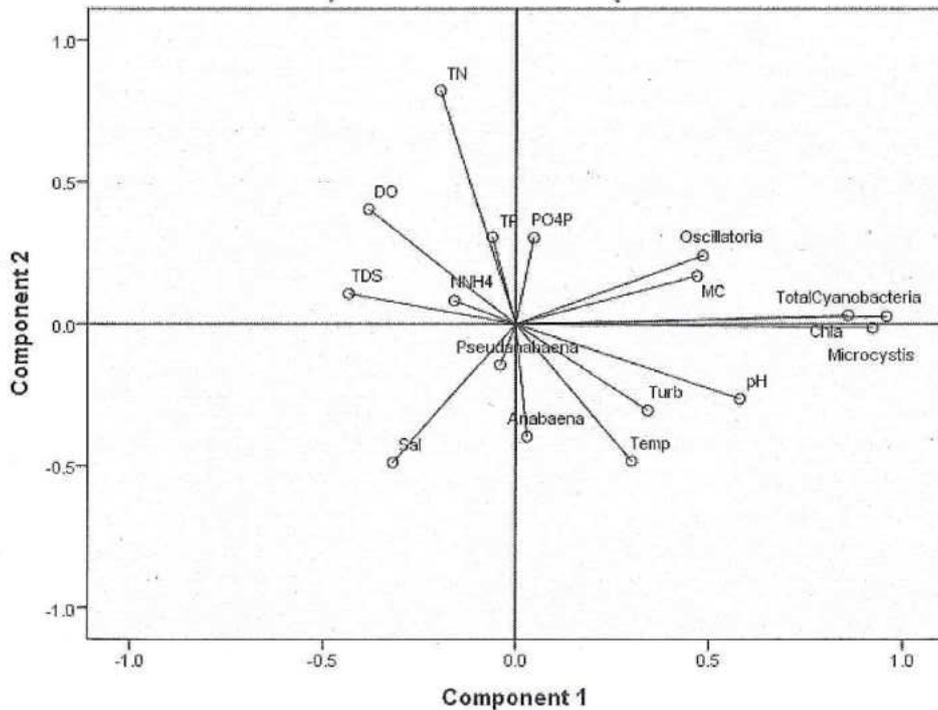
3.2. Ảnh hưởng yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi VKL có khả năng tạo MC và hàm lượng MC trong hồ.

Để xác định mức độ ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi VKL có khả năng tạo MC trong thời gian nghiên cứu từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 tại hồ Hòa Bình, phân tích thành phần chính (PCA) và phân tích tương quan Pearson đã được sử dụng (Hình 6). Kết quả cho thấy tổng sinh khối VKL và sinh khối *Microcystis* lần lượt có mối tương quan thuận với pH ($R = 0,39, p < 0,01$; $R = 0,38, p < 0,01$), nhiệt độ ($R = 0,25, p < 0,05$; $R = 0,25, p < 0,05$) và độ đục ($R = 0,31, p < 0,01$; $R = 0,32, p < 0,01$) nhưng lại có sự tương quan nghịch với độ mặn ($R = -0,30, p < 0,01$; $R = -0,31, p < 0,01$) trong hồ. Không thấy mối tương quan nào giữa sinh khối VKL, sinh khối *Microcystis* và hàm lượng chl a với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ (N-NH₄, TN) và Photpho (P-PO₄, TP). Bên cạnh đó, không tìm thấy sự tương quan nào giữa 3 chi VKL có khả năng tạo MC (*Anabaena*, *pseudanabaena* và *Oscillatoria*) và các thông số thủy lý, thủy hóa trong hồ. Hàm lượng MC trong hồ có mối tương quan dương với pH ($R = 0,28, p < 0,01$) và tương quan âm với TDS ($R = -0,24, p < 0,05$) (Hình 6, bảng 2). Điều này cho thấy pH cao có mối liên hệ với sự gia tăng hàm lượng MC. pH cao, nhiệt độ cao là điều kiện thúc đẩy sự phát triển quanh năm của VKL và *Microcystis* trong hồ Hòa Bình nhưng không có mối tương quan nào giữa nhiệt độ với MC. Kết quả tương tự được ghi nhận trong nghiên cứu của Srivastava và cộng sự [45] khi pH cao nhất được ghi nhận vào thời kỳ đỉnh điểm của nở hoa và có mối tương quan dương với phycocyanin và cả ba biến thể MC. Nhiệt độ nước cao hỗ trợ sự nở hoa của VKL quanh năm nhưng không có mối tương quan với MC và sắc tố [45]. Bên cạnh đó, nhiệt độ nước và pH cao được báo cáo là những yếu tố then chốt ảnh hưởng đến động lực học của VKL và nồng độ MC ở hồ chứa Daechung, Hàn Quốc và hồ chứa Shiyan, Trung Quốc [46, 47].

Bảng 2. Các thông số môi trường hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024

	pH	Tem (oC)	DO (mg/L)	Turb. (NTU)	TDS (mg/L)	Sal. (ppt)	N-NH ₄ (mg/L)	TN (mg/L)	P-PO ₄ (mg/L)	TP (mg/L)	Chlorophyll-a (ug/L)
06/23	8,45	31,81	6,70	6,20	0,12	0,10	0,01	1,69	0,01	0,03	5,06
	(6,96-8,95)	(31,06-32,94)	(6,23-7,68)	(3,23-13,3)	(0,06-0,15)	(0,1-0,1)	(0,004-0,01)	(1,22-2,5)	(0,006-0,01)	(0,02-0,05)	(3,204-6,2)
07/23	8,16	32,33	7,20	4,58	0,15	0,09	0,02	0,66	0,01	0,04	3,98
	(7,78-8,33)	(31,73-33,3)	(5,19-8,82)	(0,7-15,7)	(0,14-0,16)	(0,08-0,1)	(0,01-0,05)	(0,56-0,77)	(0,005-0,01)	(0,02-0,1)	(3,20-4,23)
08/23	8,27	29,94	6,46	6,67	0,13	0,09	0,01	1,27	0,01	0,04	4,42
	(8,19-8,33)	(29,4-30,56)	(4,84-8,26)	(1,7-29,4)	(0,12-0,13)	(0,09-0,1)	(0,004-0,04)	(0,9-1,55)	(0,005-0,01)	(0,02-0,05)	(3,14-5,9)
09/23	8,50	28,45	5,24	7,46	0,13	0,08	0,03	0,71	0,01	0,04	11,28
	(8,15-8,72)	(26,92-29,22)	(4,66-6,58)	(5-9,3)	(0,09-0,15)	(0,07-0,1)	(0,01-0,05)	(0,57-0,98)	(0,01-0,03)	(0,02-0,06)	(6,15-14,46)
10/23	8,58	28,73	6,26	26,45	0,13	0,08	0,01	1,05	0,02	0,03	8,21
	(8,48-8,65)	(27,68-29,67)	(5,24-8,64)	(24,8-28,7)	(0,11-0,16)	(0,07-0,08)	(0,01-0,011)	(0,91-1,21)	(0,01-0,08)	(0,02-0,07)	(7-10,67)
11/23	8,19	28,28	5,77	25,14	0,14	0,08	0,01	1,10	0,01	0,04	12,03
	(8,06-8,31)	(27,47-29,56)	(4,5-8,32)	(24,2-26,3)	(0,08-0,16)	(0,07-0,08)	(0,01-0,021)	(0,92-1,27)	(0,006-0,01)	(0,03-0,05)	(8,25-14,9)
12/23	8,13	25,70	6,74	2,29	0,16	0,08	0,02	1,69	0,02	0,08	8,71
	(7,96-8,24)	(25,53-25,94)	(5,76-7,92)	(0,8-7,1)	(0,16-0,16)	(0,02-0,09)	(0,01-0,07)	(1,33-1,84)	(0,02-0,03)	(0,07-0,12)	(5,82-11,35)
01/24	7,65	20,25	7,67	6,44	0,15	0,08	0,03	1,94	0,01	0,04	0,61
	(7,02-8,06)	(16,98-22,21)	(6,71-9,09)	(4-7,5)	(0,13-0,16)	(0,08-0,09)	(0,01-0,1)	(1,72-2,09)	(0,01-0,03)	(0,02-0,07)	(0,14-1,13)
02/24	8,33	24,44	6,25	19,18	0,11	0,08	0,01	1,01	0,01	0,04	1,41
	(8,14-8,42)	(23,53-25,29)	(5,7-6,94)	(17,6-20,8)	(0,11-0,13)	(0,08-0,09)	(0,01-0,011)	(0,93-1,08)	(0,01-0,02)	(0,01-0,07)	(0,56-2,07)

03/24	8,06	21,92	6,84	4,44	0,11	0,08	0,01	1,42	0,01	0,02	2,69
	(7,77- 8,22)	(21,58- 22,31)	(6,03- 8,39)	(2,9-6)	(0,10- 0,11)	(0,07- 0,08)	(0,004- 0,01)	(1,23- 1,53)	(0,006- 0,01)	(0,01- 0,03)	(1,67-3,836)
04/24	8,77	27,80	6,75	7,08	0,10	0,07	0,01	1,73	0,01	0,04	12,29
	(7,63- 9,95)	(27,54- 28,06)	(5,06- 8,82)	(4,7-8,8)	(0,09- 0,11)	(0,06- 0,08)	(0,004- 0,01)	(1,48- 2,03)	(0,004- 0,01)	(0,01- 0,05)	(11,06-13,5)
05/24	6,85	31,78	7,26	7,83	0,15	0,07	0,01	1,66	0,01	0,03	8,36
	(6,82- 6,9)	(31,54- 31,9)	(7,23- 7,34)	(5,8- 10,9)	(0,15- 0,16)	(0,07- 0,07)	(0,004- 0,01)	(1,38- 2,23)	(0,006- 0,01)	(0,01- 0,05)	(6,48-10,58)



Hình 6. Phân tích thành phần chính (PCA) dựa trên các yếu tố sinh học và các thông số thủy lý thủy hoá tại hồ Hòa Bình tại thời điểm nghiên cứu 6/2023-5/2024

Kết quả nghiên cứu không ghi nhận mối tương quan giữa sinh khối nhóm VKL, sinh khối *Microcystis* và hàm lượng chla với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ (N-NH₄, TN) và Photpho (P-PO₄, TP) tại hồ Hoà Bình. Kết quả từ khảo sát thực địa kết hợp với các thí nghiệm bổ sung chất dinh dưỡng tại chỗ do Xu và cộng sự [48] thực hiện cũng cho thấy N là chất dinh dưỡng giới hạn chính cho sự phát triển của *Microcystis*, đặc biệt là sự sinh sôi và duy trì các chủng *Microcystis* độc. Bên cạnh đó, các chủng *Microcystis* độc có nhu cầu P cao hơn, do liên quan đến các enzyme tham gia vào quá trình sinh tổng hợp MC [49]. Ngoài ra, P có thể ảnh hưởng đến sự chiếm ưu thế của các chủng bằng cách tác động đến quá trình sinh tổng hợp ATP, vì sản xuất MC tiêu tốn nhiều năng lượng [50]. Theo Lei và cộng sự [51], nồng độ P cực thấp có thể ảnh hưởng tiêu cực đến việc sản xuất một số hợp chất có khả năng ức chế *Microcystis* độc, từ đó ngăn cản sự chiếm ưu thế của chúng. Nồng độ P tăng cao có lợi hơn cho sự phát triển của *Microcystis* độc so với *Microcystis* không độc ở hồ Yanghe [39]. Trong nhiều hệ thống giàu dinh dưỡng có hiện tượng nở hoa *Microcystis*, các chủng *Microcystis* độc thường được kích thích bởi P nhiều hơn so với các chủng không độc [44, 52, 53]. Kết quả tương tự cũng được quan sát trong các thí nghiệm được thực hiện trong điều kiện phòng thí nghiệm [51, 54].

Kết luận

Nghiên cứu cho thấy sự phân bố và biến động theo mùa của quần xã thực vật phù du trong hồ Hòa Bình, với sự chiếm ưu thế của nhóm tảo lục vào mùa khô và giáp vào mùa mưa. VKL xuất hiện quanh năm với sinh khối thấp, nhưng một số chi có tiềm năng sản sinh độc tố microcystin (MC), đặc biệt là *Microcystis*. Hàm lượng MC dao động từ 0,11-0,86 µg/L, duy trì ở mức thấp (<1 µg/L) nhưng vẫn hiện diện liên tục, đặt ra mối lo ngại về chất lượng nước. Phân tích cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC với sinh khối 4 chi VKL tiềm năng sinh độc tố cũng như hàm lượng chla trong hồ, cho thấy sự phức tạp trong cơ chế sản sinh độc tố.

Các yếu tố môi trường như pH, nhiệt độ và độ đục có ảnh hưởng đáng kể đến sinh khối VKL và sinh khối *Microcystis* trong khi các thông số dinh dưỡng (N, P) không có tác động rõ ràng. Kết quả nghiên cứu cung cấp dữ liệu quan trọng về sự phát triển của VKL và độc tố MC, hỗ trợ công tác giám sát và quản lý môi trường nước hồ chứa nhằm đảm bảo an toàn sinh thái và sức khỏe cộng đồng.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST) mã số đề tài: KHCBHH.01/23-25.

Tài liệu tham khảo

- [1] Reynolds, C.S (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [2] Paches, M., Aguado, D., Martínez-Guijarro, R., & Romero, I. (2019). *Long-term study of seasonal changes in phytoplankton community structure in the western Mediterranean (Valencian Community)*. Environmental Science and Pollution Research, 26, 14266-14276.
- [3] Kubickova, B., Babica, P., Hilscherová, K., & Šindlerová, L. (2019). *Effects of cyanobacterial toxins on the human gastrointestinal tract and the mucosal innate immune system*. Environmental Sciences Europe, 31(1), 1-27. 116-130.
- [4] Méresse, S., Larrigaldie, V., Oummadi, A., de Concini, V., Morisset-Lopez, S., Reverchon, F., Menuet, A., Montécot-Dubourg, C., & Mortaud, S. (2022). *β -N-Methyl-Amino-L-Alanine cyanotoxin promotes modification of undifferentiated cells population and disrupts the inflammatory status in primary cultures of neural stem cells*. Toxicology, 482, 153358.
- [5] Ren, X., Sun, J., Zhang, Q., Zuo, Y., Liu, J., Liu, J., Li, L., & Song, L. (2022). *The emergent integrated constructed wetland-reservoir (CW-R) is being challenged by 2-Methylisoborneol episode—a case study in Yanlonghu CW-R*. Water, 14(17), 2670.
- [6] Guiry, M. D. (2024). *How many species of algae are there? A reprise. Four kingdoms, 14 phyla, 63 classes and still growing*. Journal of Phycology, 60(2), 214-228.
- [7] Massey, I. Y., Peng, T., Danping, C., & Yang, F., (2022). *Optimization of Biodegradation Characteristics of Sphingopyxis sp. YF1 against Crude Microcystin-LR Using Response Surface Methodology*. Toxins 14(4):240
- [8] Pham, T.-L., Utsumi, M. (2018). *An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems*. Journal of Environmental Management 213, 520–529.
- [9] Zhang, Z., Fan, X., Peijnenburg, W. J. G. M., Zhang, M., Sun, L., Zhai, Y., Yu, Q., Lu, T., & Qian, H. (2021). *Alteration of dominant cyanobacteria in different bloom periods caused by abiotic factors and species interactions*. Journal of Environmental Sciences, 99, 1-9.
- [10] Barçante, B., Nascimento, N.O., Silva, T.F.G., Reis, L.A., & Giani, A., (2020). *Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir*. Ecological Indicators, Volume 117, October 2020, 106702
- [11] Hu, L., Shan, K., Huang, L., Li, Y., Zhao, L., Zhou, Q., & Song, L. (2021). *Environmental factors associated with cyanobacterial assemblages in a mesotrophic subtropical plateau lake: A focus on bloom toxicity*. Science of the total environment, 777, 146052.
- [12] Park, H. K., Lee, H. J., Heo, J., Yun, J. H., Kim, Y. J., Kim, H. M., Hong, D.G., & Lee, I. J. (2021). *Deciphering the key factors determining spatio-temporal heterogeneity of cyanobacterial bloom dynamics in the Nakdong River with consecutive large weirs*. Science of the total environment, 755, 143079.

- [13] Pham, T. L., Tran, T. H. Y., Shimizu, K., Li, Q., & Utsumi, M. (2021). *Toxic cyanobacteria and microcystin dynamics in a tropical reservoir: assessing the influence of environmental variables*. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 63544-63557.
- [14] Gophen, M. (2021). *Climate change-enhanced cyanobacteria domination in Lake Kinneret: A retrospective overview*. *Water*, 13(2), 163.
- [15] Kimambo, O. N., Gumbo, J. R., & Chikoore, H. (2019). *The occurrence of cyanobacteria blooms in freshwater ecosystems and their link with hydro-meteorological and environmental variations in Tanzania*. *Heliyon*, 5(3).
- [16] Pound, H. L., Martin, R. M., Sheik, C. S., Steffen, M. M., Newell, S. E., Dick, G. J., McKay, R. M. L., Bullerjahn, G. S., & Wilhelm, S. W. (2021). *Environmental studies of cyanobacterial harmful algal blooms should include interactions with the dynamic microbiome*. *Environmental Science & Technology*, 55(19), 12776-12779.
- [17] Sukchinda, S., Phewnil, O., Pattamapitoon, T., & Srichomphu, M. (2019). *Effect of Solar Radiation on Cyanobacteria Bloom in Oxidation Ponds Community Wastewater Treatment at the King's Royally Initiated Laem Phak Bia Environmental Research and Development Project, Phetchaburi, Thailand*. *EnvironmentAsia*, 12(3).
- [18] Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.
- [19] WHO (2020). *Cyanobacterial toxins: microcystins Background document for development of WHO*. Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments.
- [20] Le Da, N., Nguyen, T. M. H., Hoang, T. T. H., Rochelle-Newall, E., Phung, T. X. B., Pham, T. M. H., ... & Le, T. P. Q. (2024). *Microbial contamination in a large drinking water reservoir in north Vietnam*. *Aquatic Sciences*, 86(3), 72.
- [21] Dương Thị Thủy, Vũ Thị Nguyệt, Lê Thị Phương Quỳnh, Hồ Tú Cường, Hoàng Trung Kiên, Nguyễn Trung Kiên, Đặng Đình Kim (2011). *Seasonal variation of phytoplankton assemblage in Hoa Bình reservoir, north of Vietnam*. *Journal of Vietnamese Environment*, Vol 6, No.1.
- [22] APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition, American Public Health Association Inc., New York.
- [23] Lorenzen, C. J. (1967). *Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations*. *Limnology and oceanography*, Volume 12, Issue 2, Pages 343-346
- [24] Duong, (1996). *Taxonomy of Cyanobacteria of Vietnam*. Agriculture Publishing House, Hanoi
- [25] Komárek, J & Anagnostidis, K (1999). *Cyanoprokaryota, 1. Teil, Chroococcales*. - In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds): *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1*. Fischer Verlag, Jena, 548p
- [26] Komárek, J & Anagnostidis, K (1989). *Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales*. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement* 82: 247–345.
- [27] Komárek, J & Anagnostidis, K (2005). *Cyanoprokaryota, 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales*. In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl, M. (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2*. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.
- [28] Krammer K., Lange-Betarlot H. (1986 - 1991). *Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae*. 876 p; *2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*, 596 p; *3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*, 576 p; *4. Teil: Achnanthaceae*. *Kritische Ergänzungen zu*

- Navicula (Lineolatae) und Gomphonema*. 437 p. In: H, Ettl., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1986 – 1991, 2485 pp.
- [29] Den Hoek, V. C., Mann, D.G. and Jahns, H.M. (1995). *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [30] Duong, D.T & Vo, H (1997). *Freshwater algae of Vietnam. Oder: Chlorococcales*. Agriculture Publishing House, Hanoi, 503p.
- [31] Karlson B, Cusack C, Bresnan E (2010). *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton*. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 109 pp.
- [32] Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U., Zohary T. (1999). *Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae*. J. Phycol., 35: 403-424
- [33] Sun J. and Liu D. (2003). *Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton*. J. Plankton Res., 25: 1331-1346
- [34] Vadrucchi M.R., Cabrini M., Basset A. (2007). *Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Ecoregion*. Transit Water Bull., 1: 83-102
- [35] Moraes, M. D. A. B., Rodrigues, R. D. A. M., Podduturi, R., Jørgensen, N. O. G., & Calijuri, M. D. C. (2023). *Prediction of Cyanotoxin Episodes in Freshwater: A Case Study on Microcystin and Saxitoxin in the Lobo Reservoir, São Paulo State, Brazil*. Environments, 10(8), 143.
- [36] Mariani, M. A., Padedda, B. M., Kaštovský, J., Buscarinu, P., Sechi, N., Viridis, T., & Lugliè, A. (2015). *Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs*. Scientific reports, 5(1), 17964.
- [37] Xue, Q., Kong, M., Xie, L., Li, T., Liao, M., Yan, Z., & Zhao, Y. (2022). *Temporal dynamics of microcystins in two reservoirs with different trophic status during the early growth stage of cyanobacteria*. Environmental Science and Pollution Research, 29(58), 87132-87143.
- [38] Cunha, D. G. F., Dodds, W. K., & Loiselle, S. A. (2018). *Factors related to water quality and thresholds for microcystin concentrations in subtropical Brazilian reservoirs*. Inland Waters, 8(3), 368-380.
- [39] Wang, M., Shi, W., Chen, Q., Zhang, J., Yi, Q., & Hu, L. (2018). *Effects of nutrient temporal variations on toxic genotype and microcystin concentration in two eutrophic lakes*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 166, 192-199.
- [40] Wang và cs., 2021
- [41] Ahmad, N. A., & Sinang, S. C. (2024). *Using phycocyanin as cyanobacterial biomass indicator to determine potentially-toxic bloom: An example from a Malaysia reservoir*. EnvironmentAsia, 17(3)
- [42] Ngwa, F. F., Madramootoo, C. A., & Jabaji, S. (2014). *Comparison of cyanobacterial microcystin synthetase (mcy) E gene transcript levels, mcy E gene copies, and biomass as indicators of microcystin risk under laboratory and field conditions*. MicrobiologyOpen, 3(4), 411-425.
- [43] Ninio, S., Lupu, A., Viner-Mozzini, Y., Zohary, T., & Sukenik, A. (2020). *Multiannual variations in Microcystis bloom episodes—Temperature drives shift in species composition*. Harmful Algae, 92, 101710.

- [44] Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). *The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of Microcystis during cyanobacteria blooms*. *Harmful algae*, 8(5), 715-725.
- [45] Srivastava, A., Choi, G. G., Ahn, C. Y., Oh, H. M., Ravi, A. K., & Asthana, R. K. (2012). *Dynamics of microcystin production and quantification of potentially toxigenic Microcystis sp. using real-time PCR*. *Water Research*, 46(3), 817-827.
- [46] Joung SH, Oh HM, Ko SR, Ahn CY (2011). *Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic Microcystis dynamics during bloom in Daechung Reservoir, Korea*. *Harmful Algae* 10: 188–193
- [47] Luo, W., Chen, H., Lei, A., Lu, J., & Hu, Z. (2014). *Estimating cyanobacteria community dynamics and its relationship with environmental factors*. *International journal of environmental research and public health*, 11(1), 1141-1160.
- [48] Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., & Gao, G. (2010). *Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China*. *Limnology and oceanography*, 55(1), 420-432.
- [49] Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., Von Döhren, H., Börner, T., & Neilan, B. A. (2000). *Structural organization of microcystin biosynthesis in Microcystis aeruginosa PCC7806: an integrated peptide-polyketide synthetase system*. *Chemistry & biology*, 7(10), 753-764.
- [50] Bickel, H., Lyck, S., Utkilen, H. (2000). *Energy state and toxin content – experiments on Microcystis aeruginosa (Chroococcales, Cyanophyta)*. *Phycologia*, Volume 39, 2000 - Issue 3
- [51] Lei, L., Li, C., Peng, L., & Han, B. P. (2015). *Competition between toxic and non-toxic Microcystis aeruginosa and its ecological implication*. *Ecotoxicology*, 24, 1411-1418.
- [52] Rintakanto, M. J., Konopko, E. A., DeBruyn, J. M., Bourbonniere, R. A., Boyer, G. L., Wilhelm, S. W. (2009). *Lake Erie Microcystis: Relationship between microcystin production, dynamics of genotypes and environmental parameters in a large lake*. *Harmful Algae*, Volume 8, Issue 5, Pages 665-673
- [53] Singh, S., Rai, P. K., Chau, R., Ravi, A. K., Neilan, B. A., & Asthana, R. K. (2015). *Temporal variations in microcystin-producing cells and microcystin concentrations in two fresh water ponds*. *Water research*, 69, 131-142.
- [54] Suominen, S., Brauer, V. S., Ylinen, A., Sivonen, K., Hiltunen, T. (2017). *Competition between a toxic and a non-toxic Microcystis strain under constant and pulsed nitrogen and phosphorus supply*. *Aquatic Ecology*, 51(1)

