

Diagnostic bioécologique rapide et évaluation des capacités de production du barrage de Bouhamdane (Hammam Debagh).

Guettaf bouchra¹, Boughamou Naïma¹, Boudjenah Mustapha²

guettafbouchra6@gmail.com

Résumé :

Cette étude présente une évaluation de l'état trophique du barrage de Bouhamdane (wilaya de Guelma, Algérie), réalisée pour la première fois à l'aide de la méthode du diagnostic bioécologique rapide. L'analyse s'est basée sur trois stations fixes (embouchure, centre, sortie) et a été conduite pendant deux saisons (hiver et printemps 2025). Plusieurs paramètres ont été étudiés, incluant la chlorophylle *a* (méthode de Lorenzen, 1967), ainsi que les paramètres physico-chimiques.

Les résultats montrent une variation marquée de l'état trophique en fonction des paramètres mesurés : 23,83 (oligotrophie, selon NH_4^+ en hiver), 49,08 et 51,45 (eutrophie, selon la chlorophylle *a* au printemps et le phosphore total en hiver), et 67,21 (hypereutrophie, selon le phosphore total au printemps). Ces indices, obtenus à partir de la grille d'évaluation du diagnostic rapide, reflètent une dynamique trophique influencée par la saisonnalité et la composition chimique de l'eau.

Sur le plan piscicole, l'observation révèle la dominance de certaines espèces comme le sandre et le carassin, et la rareté de l'anguille, espèce bio-indicatrice, témoignant d'un équilibre écologique fragile. Ces données représentent une première base de référence pour le suivi écologique et la gestion durable du barrage.

Mots clés : barrage de Bouhamdane, chlorophylle *a*, état trophique, méthode diagnostic rapide, paramètres physico-chimiques, phosphate total.

Abstract

This study presents an assessment of the trophic status of the Bouhamdane Dam (Guelma Province, Algeria), carried out for the first time using the rapid bioecological diagnostic method. The analysis was based on three fixed sampling stations (inlet, center, outlet) and was conducted over two seasons (winter and spring 2025). Several parameters were examined, including chlorophyll *a* (Lorenzen method, 1967) and key physico-chemical indicators.

The results showed a marked variation in trophic status depending on the measured parameters: 23.83 (oligotrophic, based on NH_4^+ in winter), 49.08 and 51.45 (eutrophic, based in terms of fish composition, the dominance of species such as pike-perch and crucian carp, along with the rarity of eel (a known bioindicator), reflects signs of ecological stress within the reservoir ecosystem.

Keywords: Bouhamdane dam, chlorophyll *a*, trophic state, rapid diagnostic method, physicochemical parameters, total phosphorus.

ملخص

تقدم هذه الدراسة تقييماً للحالة التغذوية لسد بوحمدان (ولاية قالمة، الجزائر)، تم إنجازه لأول مرة باستخدام طريقة التشخيص البيئي الحيوي السريع. استند التحليل إلى ثلاث محطات ثابتة (عند المصب، المركز، والمخرج)، وتم خلال موسمين (الشتاء والربيع 2025). شملت الدراسة عدة مؤشرات، من بينها الكلوروفيل أ (باستخدام طريقة Lorenzen، 1967)، بالإضافة إلى المعاملات الفيزيائية والكيميائية. أظهرت النتائج تبايناً ملحوظاً في الحالة التغذوية حسب المعايير المقاسة: 23.83 (حالة قليلة التغذية، استناداً إلى تركيز NH_4^+ في الشتاء)، 49.08 و 51.45 (حالة تغذية مفرطة، حسب تركيز الكلوروفيل أ في الربيع والفوسفور الكلي في الشتاء على التوالي)، و 67.21 (فرط تغذية، حسب الفوسفور الكلي في الربيع). تعكس هذه القيم، المحسوبة على شبكة تقييم التشخيص السريع، ديناميكية تغذية تتأثر بالعوامل الموسمية وتركيب المياه الكيميائي. أما على المستوى السمكي، فقد بينت الملاحظات سيطرة أنواع معينة مثل سمك السندر (sandre) والكاراسن (carassin)، مقابل ندرة سمك الأنقليس (anguille) الذي يُعد مؤشراً بيولوجياً للحالة البيئية، مما يدل على توازن بيئي هش. تمثل هذه المعطيات قاعدة أولية مرجعية للرصد البيئي والتسيير المستدام لسد بوحمدان.

الكلمات المفتاحية: سد بوحمدان، التشخيص البيئي الحيوي السريع، الحالة التغذوية، الكلوروفيل أ، الفوسفور الكلي، التوازن البيئي.

Liste des abréviations

T°	Température de l'eau
pH	Potentiel hydrogène
O ₂	Oxygène dissous
TDS	Total des solides dissous
NO ₃ ⁻	Nitrates
NO ₂ ⁻	Nitrites
NH ₄ ⁺	Ammonium
PO ₄ ³⁻	Orthophosphates
SiO ₂	Silice
Mg/l	Miligrammes par litre
μS/cm	Microsiemens par centimètre
g/l	Gramme par litre

1- Introduction :

Les plans d'eau naturels (lacs, mares, lagunes) et artificiels (barrages, retenues collinaires, bassins) représentent des ressources hydriques et écologiques stratégiques pour de nombreux pays méditerranéens, et particulièrement pour l'Algérie, où la rareté de l'eau et la pression sur les ressources naturelles imposent une gestion rationnelle et durable de ces milieux. Dans le contexte national, ces plans d'eau occupent une place de plus en plus centrale dans les politiques publiques de développement agricole, hydraulique et surtout aquacole. En effet, l'Algérie a multiplié depuis les années 2000 les programmes de repeuplement halieutique et d'introduction d'espèces piscicoles pour augmenter la production dans les eaux continentales, notamment dans les barrages et les retenues, souvent sans étude préalable approfondie du fonctionnement écologique de ces milieux (FAO, 2018 ; MADR, 2022).

Ces initiatives, bien que porteuses d'opportunités économiques, posent aujourd'hui la question de la durabilité. L'exploitation piscicole de ces plans d'eau ne peut être envisagée sans une connaissance fine de leur état trophique, de leur structure écologique et de leur dynamique de fonctionnement. Les plans d'eau sont en effet des systèmes complexes dont le fonctionnement repose sur l'interaction entre des facteurs physiques (lumière, profondeur, température), chimiques (oxygène dissous, nutriments, pH) et biologiques (zooplancton, poissons), interconnectés par les réseaux trophiques (Margalef, 1983 ; Wetzel, 2001). L'analyse de ces niveaux trophiques – producteurs primaires, consommateurs, prédateurs –

constitue un indicateur essentiel de l'état écologique d'un écosystème aquatique.

Dans un contexte de pressions multiples, qu'elles soient d'origine anthropique (eutrophisation, pollution diffuse, surexploitation) ou climatique (variabilité pluviométrique, sécheresses), une évaluation écologique rigoureuse devient impérative. Les travaux de Carlson (1977) sur l'indice trophique ou ceux plus récents de OECD (1982) ont montré que le **classement trophique** d'un plan d'eau (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe) permet de prédire sa vulnérabilité et sa capacité de résilience face aux perturbations.

Ainsi, cette étude se propose d'évaluer l'état écologique d'un plan d'eau algérien à vocation aquacole en s'appuyant sur une approche intégrée, combinant :

1. **L'analyse physico-chimique des paramètres du milieu** (température, transparence, oxygène dissous, phosphates, azote minéral, etc.) ;
2. **La caractérisation de la production primaire**, indicateur clé de la productivité du milieu ;
3. **L'application d'une méthode de diagnostic rapide** de l'état trophique, fondée sur des **indices trophiques** validés et adaptés au contexte local.

Les résultats obtenus permettront d'établir un état de référence, d'identifier les éventuels risques écologiques, et surtout de proposer des recommandations concrètes pour une **gestion durable et raisonnée** de ces milieux, en articulation avec les objectifs de développement de l'aquaculture continentale en Algérie.

2. matériel et méthode et description du site

a. Présentation de la zone d'étude

Le barrage de Bouhamdane (Hamam Debagh) est situé à 23 km de la wilaya de Guelma. Il est implanté à 3 km à l'amont de

la localité de Hamam Debagh, sur l'Oued Bouhamdane (figure 1), il a été mis en service en 1987 et tire son nom de la zone des sources thermales.

Les principales caractéristiques du barrage sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Les principales caractéristiques du barrage Hamam Debagh.

Caractéristiques hydrologiques		Caractéristiques du barrage	
Oued	Bouhamdane	Type	Terre
Capacité initiale	200 hm ³	Hauteur	95 m
Capacité dernier levé	184,35 hm ³	Longueur	430 m
Apport moyen annuel	69 hm ³	Côte de retenue Normale (R.N)	360 m
Envasement annuel	0,53 hm ³ /an	Côte Plus Hautes Eaux (P.H.E)	370,24 m
Surface du bassin versant	1 070 km ²	Déversoirs	COROLLE et SEUIL LIBRE
		Débit d'évacuation	2 240 m ³ /s
		Vidange de Fond	218 m ³ /s

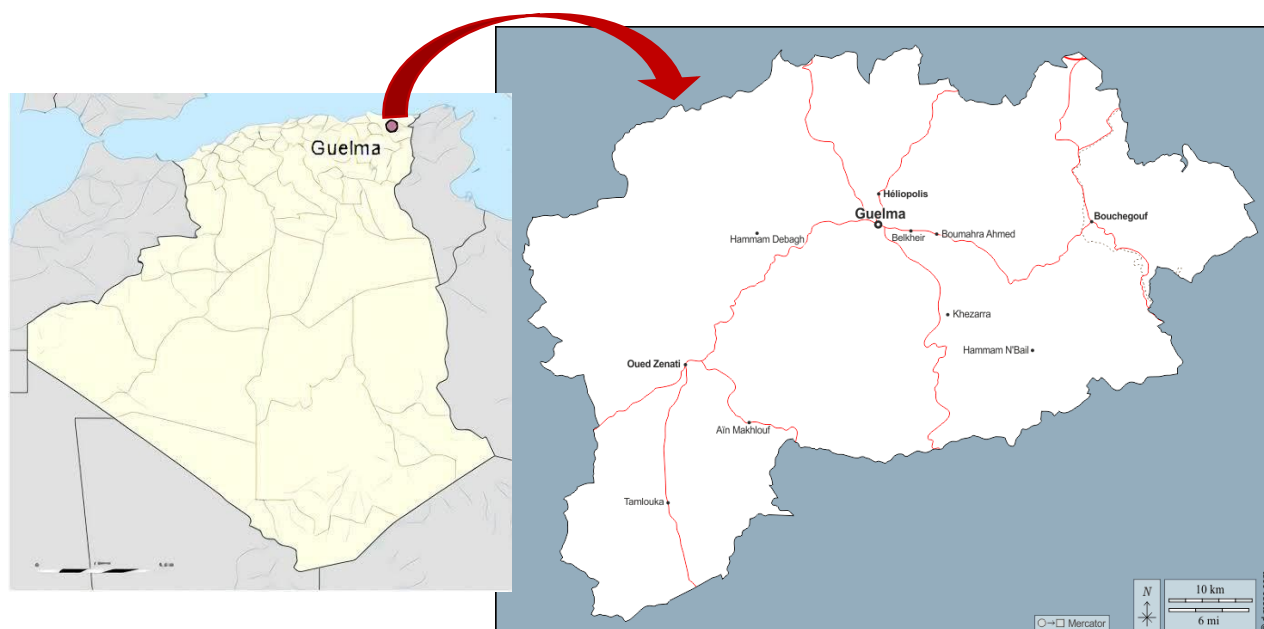


Figure 1 . Localisation du barrage de Bouhamdane (commune de Hamam Debagh, wilaya de Guelma, Algérie) : coordonnées géographiques et échelle cartographique

Source : ABHCSM 2016

En termes d'activité humaine, la région est principalement agricole, réputée pour la culture des légumes, des cultures industrielles, des fourrages, des arbres fruitiers et des céréales.

Sur le plan industriel, elle comprend 15 stations-service et de lavage, ainsi que des unités industrielles comme des usines de briques qui déversent leurs déchets dans les affluents de la vallée de Bouhamdan.

La région souffre de divers types de pollution, les plus notables étant :

* La pollution urbaine résultant des eaux usées non traitées.

*La pollution agricole résultant de l'utilisation excessive des engrais et des pesticides.

b. Période et stations d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage ont été effectuées durant les saisons hivernale et printanière de l'année 2025 : les 15 février, 01 mars, 17 mars et 20 avril. Trois stations représentatives ont été choisies afin de rendre compte des dynamiques spatiales du plan d'eau :

- **Station 1 (S1)** : embouchure – zone d'entrée des eaux, influencée par les apports du bassin versant.
- **Station 2 (S2)** : centre – zone profonde et plus stable, reflet des conditions internes de l'écosystème.
- **Station 3 (S3)** : sortie – zone aval, indiquant l'état final de l'eau après transit dans le barrage.

c. Analyses physico-chimiques

Les paramètres suivants ont été mesurés *in situ* : température (T°), pH, oxygène dissous (O₂), conductivité, TDS, salinité, turbidité –

à l'aide de, pH-mètre, oxymètre, conductimètre, turbidimètre.

L'analyse des Sels nutritifs a été faite en laboratoire. Les paramètres analysés sont : NO₂, NO₃, PO₄, NH₄, SiO₂ ont été réalisés en plus à l'aide d'un auto-analyseur.

d. Extraction et dosage de la Chlorophylle a.

La chlorophylle *a*, a été extraite selon la méthode monochromatique de Lorenzen (1967): (Kerdoussi, 2010)

Filtration de 250 ml d'eau avec ajout de MgCO₃.

Immersion du filtre dans 10 ml d'acétone à 90%, incubation 24h à 4°C à l'obscurité.

Centrifugation puis lecture des absorbances à 665 nm et 750 nm, avant et après acidification.

Calcul de la concentration selon la formule :

$$[\text{Chlorophylle } a] \text{ (mg.m}^{-3}\text{)} = \frac{(26,7(A_a - A_{ap}) \times v)}{(V \times 1)}$$

Où :

- A_a : Absorbance avant correction.
- A_{ap} : Absorbance après correction (pour éliminer l'effet des phéopigments).
- A_a – A_{ap} : Absorbance réelle de la chlorophylle *a*.
- *v* : Volume du solvant utilisé pour l'extraction (en mL).
- *V* : Volume d'eau filtré (en litres).
- 26,7 : Constante de conversion utilisée dans la méthode de Strickland & Parsons.
- 1 : Longueur du trajet optique de la cuve (1 cm).

e.Méthode de diagnose rapide des plans d'eau – Résumé appliqué au barrage Bouhamdane (Guelma) (Boudjenah, 2022)

1/Objectif de la méthode

La méthode de diagnose écologique rapide a été appliquée dans cette étude pour évaluer le niveau d'eutrophisation du barrage Bouhamdane, situé dans la wilaya de Guelma. Elle vise à déterminer l'état nutritionnel du plan d'eau, sa productivité et l'équilibre biologique de son écosystème.

2/Principe appliqué dans cette étude :

L'évaluation a été réalisée à travers deux campagnes saisonnières :

- Hiver : période de mélange des eaux.
- Printemps : période de forte activité biologique marquée par les premiers blooms phytoplanctoniques.

Les compartiments étudiés sont :

- Les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau (température, pH, oxygène dissous, conductivité, nutriments...).
- La concentration en chlorophylle *a* (indicateur de la biomasse algale).
- La composition du phytoplancton (diversité, abondance, espèces dominantes).

3/Calcul des indices trophiques :

Les résultats obtenus ont permis de calculer des indices d'eutrophisation sur une échelle normalisée de 0 à 100, à l'aide de la formule :

$$I = a + b \log_{10}(X)$$

Avec *X* représente la valeur mesurée de chaque paramètre (chlorophylle *a*, phosphore, transparence...), ce qui permet de situer le barrage sur le gradient trophique (oligotrophe → mésotrophe → eutrophe).

Tableau 2 : paramètres retenus pour le calcul des indices.

Saison	Mesures de surface		Paramètre a	Paramètre b
Été	Paramètres	Valeurs retenues		
	Chlorophylle <i>a</i>	Moyenne des mesures de deux campagnes (printemps et été)	30	23
	transparence		64	-41
	PO ₄		92	22
Hiver	PO ₄	Moyenne des mesures de la campagne d'hiver	66	12
	P total		76	21
	NH ₄ ⁺		53	21

Les indices permettent d'évaluer la qualité du milieu, entre les niveaux oligotrophes et eutrophes : Indice d'eutrophisation (I)

Si : $I < 30$ oligotrophe ;

$30 < I < 45$ mésotrophe

$45 < I < 60$ eutrophie

$I > 60$ hyper eutrophie

3. Résultats et discussion

A. Analyse et discussion de l'évolution des paramètres physico-chimiques et trophiques du barrage Bouhamdane.

Le suivi des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs constitue un outil fondamental pour l'évaluation de l'état écologique des écosystèmes aquatiques continentaux.

Dans le cadre de cette étude, des analyses ont été effectuées sur des échantillons d'eau prélevés aux stations S1, S2 et S3 du barrage Bouhamdane (wilaya de Guelma, Algérie), durant les saisons hivernale et printanière de l'année 2025. Ce suivi vise à caractériser la dynamique saisonnière des principaux facteurs abiotiques influençant le fonctionnement trophique du plan d'eau.

Les résultats sont présentés sous forme des courbes (figure 2 à 8), regroupant les valeurs mesurées des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs selon les différentes stations et dates d'échantillonnage.

a/ Température de l'eau

Les résultats révèlent une élévation progressive de la température entre février et avril, passant de 10,5–11,1 °C à plus de 18 °C selon les stations. Cette tendance traduit l'influence directe du cycle saisonnier.

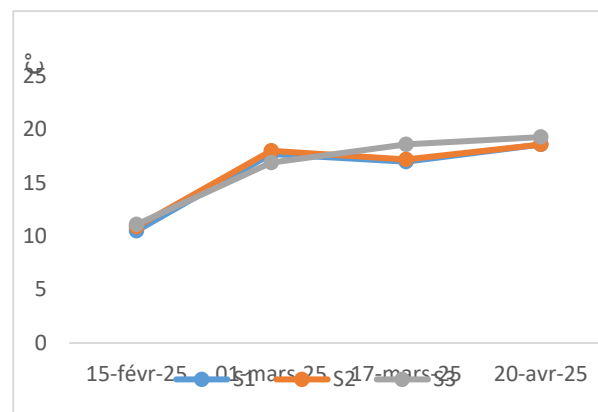


Figure 2. Évolution de la température dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

b/ Potentiel hydrogène (pH)

Le pH mesuré oscille entre 7,26 et 8,51 selon les dates et les stations. Ce léger caractère basique, surtout marqué en avril. Ces valeurs restent compatibles avec une bonne qualité d'eau, même si un pH supérieur à 8 peut influencer la biodisponibilité de certains nutriments, comme les phosphates (Chapman, 1996).

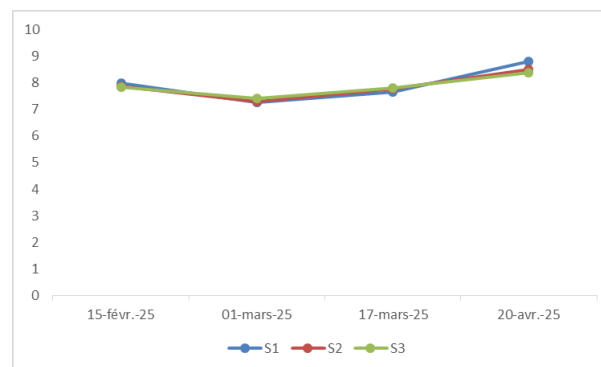


Figure 3. Évolution du pH dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

c/ Turbidité

La turbidité varie globalement entre 3 et 6 NTU, avec des valeurs les plus élevées enregistrées aux stations S1 et S3 en avril. Un pic de turbidité a été observé le 1er mars 2025 au niveau de la station S1, probablement lié à des apports solides temporaires ou à la remise en suspension des sédiments suite aux précipitations. Ces augmentations

pourraient être liées aux apports terrigènes provoqués par les précipitations printanières et à une remise en suspension des particules fines. Une forte turbidité limite la pénétration de la lumière et, par conséquent, affecte l'efficacité photosynthétique du phytoplancton (Boutillier et al.2020). Elle peut également être le signe d'une instabilité des sédiments ou de l'activité biologique benthique.

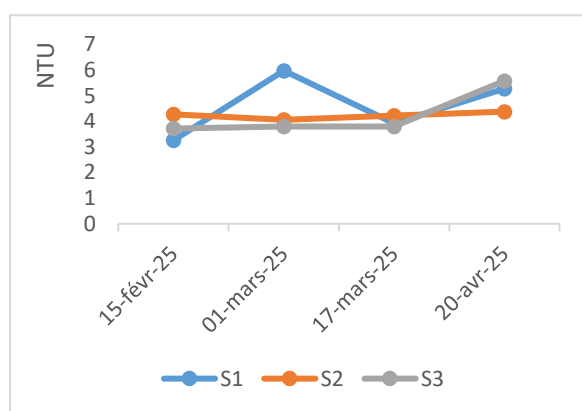


Figure 4.Évolution de la turbidité aux stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025

d/Salinité

La salinité est restée relativement stable durant toute la période d'étude, avec des valeurs comprises entre 0,1 et 0,3. Ces niveaux confirment le caractère d'eau douce du barrage. Une légère hausse en avril pourrait résulter d'un effet combiné de l'évaporation accrue et de l'influence des apports en matières dissoutes (Rodier et al., 2009). En général, ces niveaux sont caractéristiques des réservoirs d'eau douce non influencés par des apports marins ou industriels.

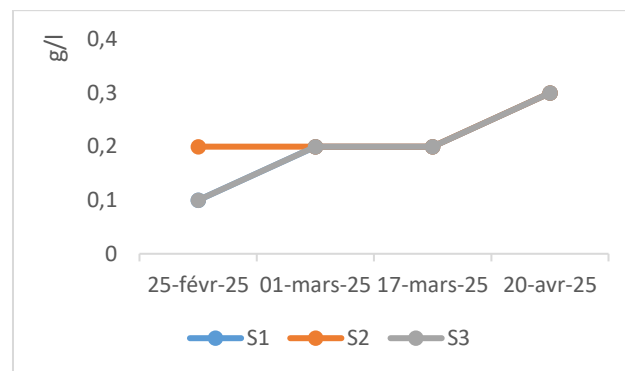


Figure 5.Évolution de la salinité dans les stations S1, S2 et S3 entre février et avril 2025.

e/Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous se situent entre 7,35 et 9,03 mg/L. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées en février, en relation avec la température plus basse qui favorise la solubilité de l'oxygène (Stumm & Morgan, 1996). La baisse observée au début du printemps pourrait être liée à une intensification de la respiration microbienne et à une décomposition de la matière organique. Toutefois, les niveaux enregistrés restent globalement favorables au maintien de la faune aquatique oxyphile.

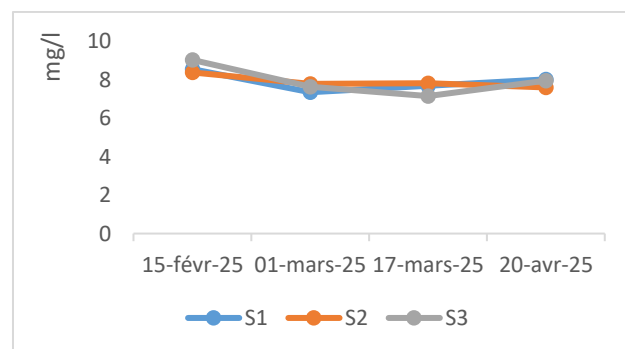


Figure 6.Évolution de l'oxygène dissous dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

f/Conductivité

Les valeurs de la conductivité sont restées relativement stables entre février et mars 2025, avec de légères fluctuations autour de 780 à 805 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans toutes les stations. Une hausse notable est enregistrée

en avril, atteignant 830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à S1 et S2, et 833 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à S3. Cette élévation peut être corrélée à l'augmentation du TDS, traduisant une concentration plus importante en ions dissous, souvent liée à une évaporation plus intense ou à une augmentation des apports en nutriments ou matières minérales.

Ces niveaux restent compatibles avec une eau douce, bien que les valeurs proches de 830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ suggèrent une minéralisation modérée du milieu (Rodier et al., 2009). Une surveillance continue est recommandée pour prévenir tout risque d'eutrophisation ou de perturbation écologique.

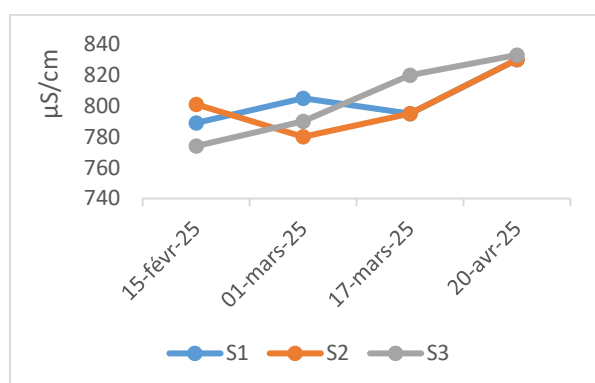


Figure 7. Évolution de la conductivité dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

g/ TDS (Matières dissoutes totales)

Les valeurs du TDS sont restées relativement stables entre février et mars 2025, oscillant autour de 410–425 mg/L dans les trois stations (S1, S2, S3). Toutefois, une augmentation marquée est observée en avril, atteignant 673 mg/L à S1, 676 mg/L à S2, et 695 mg/L à S3. Cette hausse soudaine peut s'expliquer par une évaporation accrue due à l'élévation des températures, entraînant une concentration des matières dissoutes. Une autre hypothèse est l'apport important de

substances minérales par ruissellement ou déversement (Rodier et al., 2009). Malgré cette élévation, les niveaux de TDS restent dans des valeurs caractéristiques des milieux d'eau douce, sans preuve d'influence marine ou industrielle.

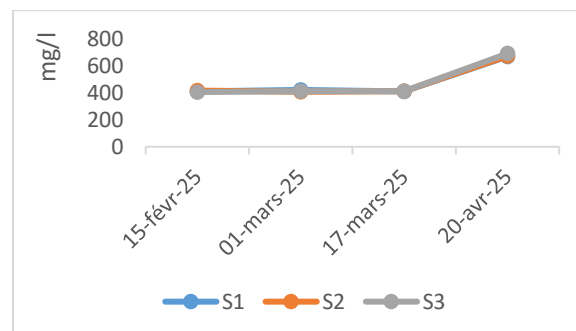


Figure 8. Évolution de TDS (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

B/ Évolution des paramètres nutritifs

Les résultats détaillés des concentrations en nutriments sont présentés dans les courbes (figure 9 à 13).

a/ Nitrite (NO_2^-)

Les concentrations en azote nitrite (NO_2^-) restent faibles et relativement stables (0,06–0,13 mg/L), ce qui témoigne d'une bonne nitrification en amont.

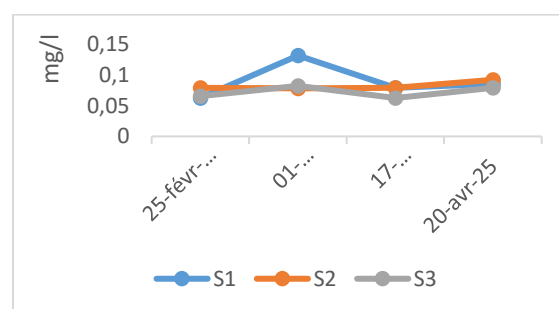


Figure 9. Évolution de la NO_2^- (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

b/ Nitrate (NO_3^-)

Le nitrate (NO_3^-) présente une tendance à la baisse d'environ 6,5 mg/L en février à 4–5 mg/L en avril, traduisant une assimilation

progressive par le phytoplancton ou une dénitrification.

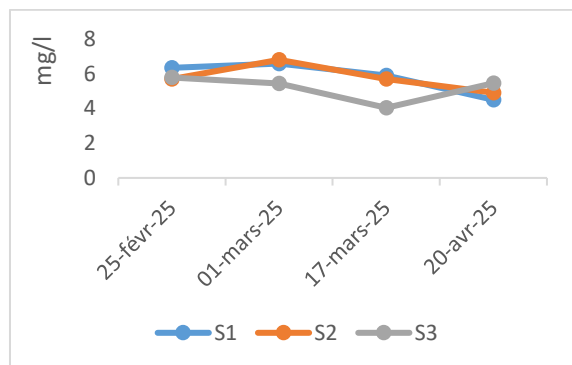


Figure 10. Évolution de la NO_3^- (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

c/Phosphate (PO_4^{3-})

Les teneurs en phosphate (PO_4^{3-}) varient entre 0,036 et 0,089 mg/L, avec des pics ponctuels pouvant résulter d'apports allochtones ou de relargages sédimentaires.

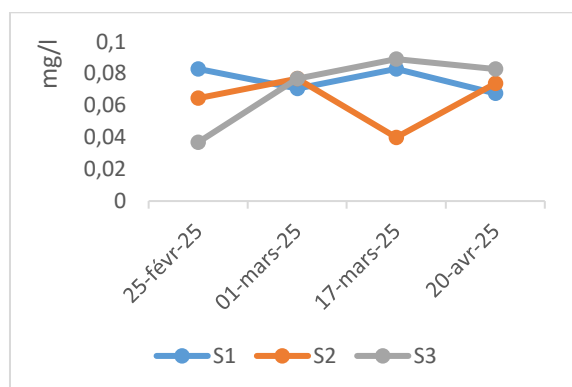


Figure 11. Évolution de la PO_4^{3-} (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

d/Ammonium (NH_4^+)

Les teneurs en ammonium (NH_4^+) sont généralement faibles, mais atteignent localement 0,085 mg/L, ce qui peut signaler une activité de décomposition ou des intrants organiques.

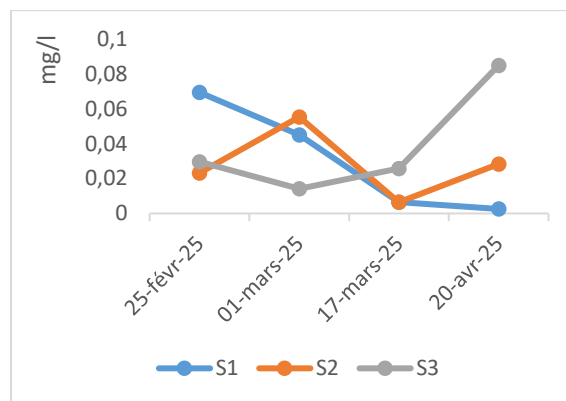


Figure 12. Évolution de la NH_4^+ (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

e/Silice (SiO_2)

La silice (SiO_2) enregistre une forte diminution, passant de plus de 2,8 mg/L en hiver à moins de 0,3 mg/L au printemps, conséquence directe de son assimilation par les diatomées en période de croissance.

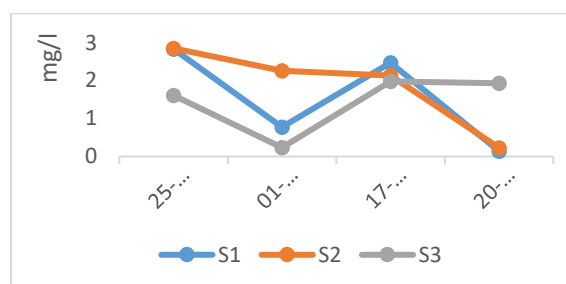


Figure 13. Évolution de la SiO_2 (mg/l) dans les stations s1, s2 et s3 entre février et avril 2025.

En conclusion, l'analyse intégrée des paramètres physico-chimiques et trophiques révèle des interactions étroites entre température, oxygène dissous, turbidité et disponibilité des nutriments. La hausse printanière de la température stimule le métabolisme et la production primaire, entraînant une consommation accrue d'oxygène et des variations du pH. Les faibles concentrations d'ammonium et de nitrite suggèrent une bonne oxygénation et une nitrification active, tandis que la diminution du nitrate et du phosphate reflète une absorption biologique. La chute drastique de la silice témoigne d'un développement important des diatomées,

qui dominent souvent le phytoplancton de début de printemps.

Toutefois, l'évolution du pH et la réduction du SiO₂ peuvent favoriser, à terme, la prolifération de cyanobactéries, notamment en cas de déséquilibre du rapport N/P. Ces dynamiques soulignent l'importance d'un suivi intégré pour prévenir les risques d'eutrophisation dans ce type de système réservoir.

C/ Évolution saisonnière de la qualité des eaux du barrage de Bouhamdan durant la période allant de 2019 à 2025 : comparaison aux données bibliographiques

L'analyse comparative des paramètres physico-chimiques et des éléments nutritifs entre 2019 et 2025, durant les saisons d'hiver et de printemps, met en évidence des tendances significatives en lien avec la qualité de l'eau (Tableaux 3 et 4). Ces données proviennent de différentes sources, allant de mémoires universitaires à des analyses de laboratoire récentes.

- Température, pH, turbidité et salinité (Tableau 3)

Les températures hivernales et printanières montrent une élévation notable au fil des années. En hiver, on passe de 8,8 °C en 2019 (Saggoune & Bouchemel,2019) à 10,83 °C en 2025(notre étude,2025). Cette augmentation est encore plus prononcée au printemps, atteignant 17,03 °C en 2025 (notre étude,2025) contre 9,8 °C en 2019 (Saggoune & Bouchemel,2019). Cette

tendance traduit un réchauffement potentiel du plan d'eau, influencé par des facteurs climatiques ou anthropiques, avec des répercussions possibles sur les processus biologiques.

Le pH, globalement alcalin au départ entre 8,02 (Saggoune & Bouchemel,2019)et 8,23 (STEP Hammam Debagh,2023), tend à décroître légèrement en 2025 (notre étude,2025), atteignant 7,9 en hiver et 7,74 au printemps. Ce changement suggère une acidification lente du milieu, susceptible de modifier l'équilibre chimique de l'eau.

La turbidité, indicateur de matières en suspension, connaît une amélioration manifeste. Elle diminue fortement en hiver, passant de 26,1 NTU (Saggoune & Bouchemel,2019) à seulement 3,75 NTU (notre étude,2025), et de 12,5 NTU (Saggoune & Bouchemel,2019) à 3,18 NTU (notre étude,2025) au printemps. Cette baisse traduit un assainissement progressif du plan d'eau, probablement en lien avec une meilleure gestion des rejets ou une réduction de l'érosion.

La salinité reste globalement faible, mais son évolution reste irrégulière. De nulle en 2019(Saggoune & Bouchemel,2019), elle monte jusqu'à 0,3 g/L en 2023 (STEP Hammam Debagh) avant de redescendre à 0,1–0,2 g/L en 2025 (notre étude,2025). Cette variabilité pourrait refléter des apports ponctuels en sels dissous d'origine domestique ou industrielle.

Tableau 3 : Paramètres physico-chimiques du milieu aquatique (2019–2025)

Auteur / Source	Année	Saison	T°C	pH	Turbidité (NTU)	Salinité (g/L)
Saggoune & Bouchemel	2019	Hiver	8,8	8,12	26,1	0
Bensedira	2020	Hiver	10,6	8,08	5,08	0,1
STEP (Hammam Debagh)	2023	Hiver	8,31	8,18	8,8	0,3
Étude actuelle	2025	Hiver	10,83	7,9	3,75	0,1
Saggoune & Bouchemel	2019	Printemps	9,8	8,02	12,5	0
Bensedira	2020	Printemps	11,7	8,07	5,08	0,1
STEP (Hammam Debagh)	2023	Printemps	9,76	8,23	10,49	0,3
Étude actuelle	2025	Printemps	17,03	7,74	3,18	0,2

D'Évolution des nutriments et composés azotés (Tableau 4)

L'analyse des nutriments révèle une tendance à la hausse des nitrates (NO_3^-), particulièrement marquée au printemps, où les valeurs passent de 1,626 mg/L (Saggoune & Bouchemel, 2019) à plus de 5,2 mg/L en 2025 (notre étude, 2025). Une évolution similaire est observée en hiver, atteignant 5,94 mg/L. Cette situation traduit un risque d'eutrophisation accru, probablement dû à des apports en azote d'origine agricole ou urbaine.

Les concentrations en nitrites (NO_2^-), bien que généralement faibles, augmentent aussi. On note un pic atypique en hiver 2020 1,7 mg/L (Bensedira, 2020) suivi d'un retour à

des niveaux modérés mais persistants, ce qui pourrait indiquer une pollution azotée intermittente.

Les teneurs en phosphates (PO_4^{3-}) montrent une évolution nette. Après un maximum printanier de 0,325 mg/L en 2020 (Bensedira, 2020), les valeurs décroissent progressivement, atteignant 0,0614–0,0706 mg/L en 2025 (notre étude).

Enfin, l'ammonium (NH_4^+), traceur d'une pollution organique récente, reste très fluctuant : faible en 2020 (Bensedira, 2020), très élevé en hiver 2023 (0,389 mg/L) STEP (Hammam Debagh), puis en baisse notable en 2025 (notre étude). Ces variations indiquent des apports irréguliers, probablement liés à des apports externes.

Tableau 4 : Concentrations en nutriments(mg/L) – Hiver et Printemps 2019–2025

Auteur / Source	Année	Saison	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺
Saggoune & Bouchemel	2019	Hiver	0,0033	3,788	0,172	0,137
Bensedira	2020	Hiver	1,7	0,006	0,126	0,015
STEP (Hammam Debagh)	2023	Hiver	0,025	1,04	0,083	0,389
Étude actuelle	2025	Hiver	0,068	5,94	0,0614	0,04085
Saggoune & Bouchemel	2019	Printemps	0	1,626	0	0,003
Bensedira	2020	Printemps	0	3,731	0,325	0,012
STEP (Hammam Debagh)	2023	Printemps	0,0163	0,529	0,0786	0,1346
Étude actuelle	2025	Printemps	0,07325	5,2132	0,0706	0,0129

Globalement, l'évolution saisonnière entre 2019 et 2025 traduit une **amélioration de la qualité visuelle de l'eau** (turbidité), une **meilleure stabilité des phosphates**, et une **légère baisse du pH**, mais également une **hausse des nitrates**, en lien probable avec des apports anthropiques.

E/ Évolution spatio-temporelle de la concentration en chlorophylle *a* dans les eaux du barrage de Bouhamdan : Résultats d'un suivi expérimental (hiver-printemps 2025)

L'évolution de la concentration en chlorophylle *a* (mg·m⁻³) dans les eaux du barrage de Bouhamdan a été étudiée à partir de données issues de quatre campagnes de terrain menées entre l'hiver et le printemps 2025 (15 février, 1er mars, 17 mars et 20 avril).

La figure 15 présente les valeurs de chlorophylle *a* relevées à chacune de ces stations pour les quatre dates de prélèvement.

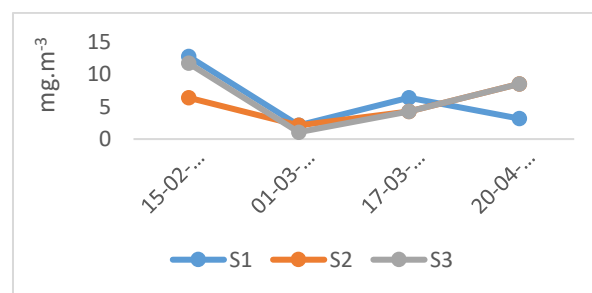


Figure 14. Évolution de la chlorophylle *a* (mg·m⁻³) dans les stations s1, s2 et s3 (février-avril 2025)

Les résultats expérimentaux montrent une **forte variabilité spatio-temporelle** de la concentration en chlorophylle *a* dans les eaux du barrage.

- **Hiver (15 février) :** des concentrations très élevées sont mesurées à l'embouchure (S1 : 12,81 mg·m⁻³) et à la sortie (S3 : 11,74 mg·m⁻³), traduisant un **bloom hivernal** favorisé par des apports riches en nutriments. La zone centrale (S2), moins influencée par ces apports directs, affiche une valeur plus faible.
- **Début mars (01-03-2025) :** une **diminution importante** est observée à toutes les stations, possiblement liée à un phénomène de dilution ou à une réduction temporaire des apports nutritifs, voire à une

décantation biologique naturelle après le pic précédent.

- **Mi-mars (17-03-2025)** : les concentrations repartent à la hausse, notamment à l'embouchure (S1), où la reprise de la production phytoplanctonique semble marquée par l'augmentation de la température et de la lumière. Les stations S2 et S3 suivent une dynamique parallèle mais avec des valeurs moindres.
- **Avril (20-04-2025)** : un **déplacement de la biomasse** est observé, avec une concentration maximale désormais au centre et à la sortie ($8,54 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$), alors

que la valeur chute à l'embouchure (S1 : $3,20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$). Cette répartition suggère un **processus d'auto-alimentation interne du barrage**, où les nutriments recyclés dans la colonne d'eau centrale permettent une nouvelle poussée de phytoplancton.

Ce suivi met en lumière l'importance de la composante **hydrodynamique et trophique** du barrage de Bouhamdan dans la régulation de la production phytoplanctonique. L'embouchure joue un rôle de vecteur d'enrichissement en hiver, tandis que la zone centrale devient un réservoir de production au printemps.

F/ Application de la méthode de diagnostic rapide

Tableau 5 : Résultats des indices trophiques

Données	Date	Indice trophique	Niveau trophique
Chlorophylle « a » mg/l	20 avril 2025	$45 < 49,08 < 60$	Eutrophie
PO_4^{3-} (mg/l)	25 février 2025	$45 < 51,45 < 60$	Eutrophie
	20 avril 2025	$60 < 67,21$	Hyper eutrophie
NH_4^+ (mg/l)	25 février 2025	$23,83 < 30$	Oligotrophe

Les résultats des indices trophiques obtenus à partir des analyses de la chlorophylle *a*, du PO_4^{3-} et de l'ammonium NH_4^+ montrent une variabilité significative du niveau trophique du plan d'eau au cours des périodes étudiées. Les indices calculés en février et avril 2025 révèlent un état eutrophe selon la teneur en chlorophylle *a* (49,08) et en PO_4^{3-} (51,45), témoignant d'une richesse modérée en nutriments propice à une production biologique accrue. Cependant, la valeur élevée de l'indice trophique basée sur la chlorophylle *a* en avril (67,21) indique un passage à un état hyper-eutrophe, ce qui suggère une prolifération importante du

phytoplancton et un déséquilibre potentiel du système aquatique. En revanche, la concentration en NH_4^+ (23,83) indique un état oligotrophe, traduisant une faible teneur en azote ammoniacal. Ces résultats confirment l'importance d'une surveillance régulière et intégrée des paramètres trophiques pour évaluer la qualité écologique des eaux du barrage.

G/ Données morphométries du barrage de bouhamdane (tableau 6)

Données récoltées dans la bibliographie qui serviront de base pour le calcul de la production du barrage Bouhamdane

Tableau 6 : Données morphométries du barrage de Bouhamdane.

Données	Seggoune & Bouchemel 2019		Bensedira 2020		STEP Hammam Debagh2023		Etude actuelle 2025	
	Printemps	Hiver	Printemps	Hiver	Printemps	Hiver	Printemps	Hiver
Chlorophylle <i>a</i> (mg/l)	Non retenu	Non retenu	Non retenu	Non retenu	Non retenu	Non retenu	6,762	10,31
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	-	0,172	0,182	0,126	0,255	0,083	0,074703	0,0614
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,003	0,137	0,012	0,015	0,1346	0,389	0,0129	0,04085
T (°C)	-	8,8	12,2	10,6	15	8,81	18,83	10,83
PH	-	8,12	8,29	8,08	7,89	8,18	8,43	7,90
Conductivité (μS/cm)		374	769	756	1029	1072	827	788

Tableau 7 : Résultats des indices trophiques calculés pour chaque paramètre

	Seggoune & Bouchemel 2019	Bensedira 2020	STEP (Hammam Debagh)2023	Etude actuelle 2025
	Hiver	Hiver	Hiver	Hiver
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	56,82	55,20	53,02	51,45
NH ₄ ⁺ (mg/l)	34,87	14,69	44,38	23,83
Moyenne des indices	45,84	34,94	48,7	37,64

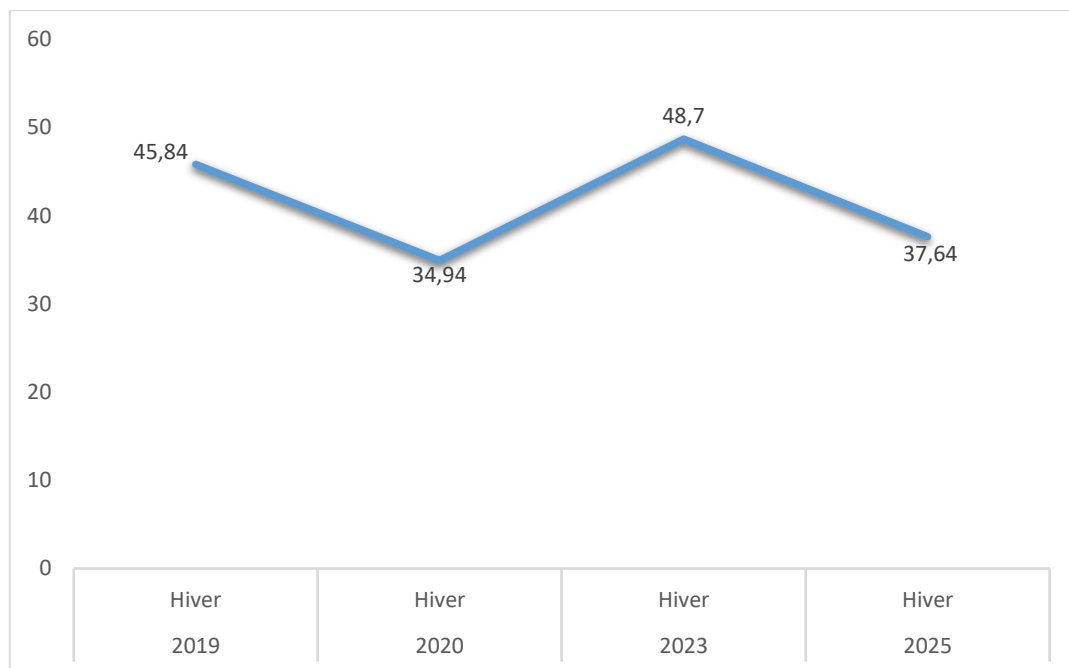


Figure 15. Évolution des indices trophique entre 2019 et 2025.

- Interprétation

1. Hiver 2019 (Seggoune & Bouchemel, 2019) :

* Moyenne des indices élevée (45,84) → indique un état eutrophique modéré à élevé.

* Teneurs élevées en phosphates (PO_4^{3-}) et azote (N), probablement liées à un apport nutritif important (rejets domestiques ou agricoles).

2. Hiver 2020 (Bensedira, 2020) :

* Chute marquée de la moyenne (34,94) → probablement due à une baisse significative de l'azote (14,69 mg/l).

* Cela peut s'expliquer par une réduction des apports en nutriments, un meilleur traitement des eaux usées ou des conditions climatiques spécifiques.

3. Hiver 2023 (STEP Hammam Debagh, 2023) :

* Hausse très nette (48,7) → valeur la plus élevée, avec des concentrations très fortes en azote (44,38 mg/l) et en phosphates.

* Ce pic peut refléter une période de forte eutrophisation, due à une intensification des apports organiques ou un appauvrissement de la capacité d'auto-épuration du barrage.

4. Hiver 2025 (étude actuelle) :

* Baisse relative (37,64) par rapport à 2023, mais reste dans un niveau modéré d'eutrophisation.

* Malgré une légère baisse de PO_4^{3-} , la valeur de l'azote reste significative, ce qui maintient un risque écologique (développement d'algues, perturbation du biotope...).

Interprétation écologique :

* L'évolution en dents de scie (montée-baisse-montée-baisse) montre que le barrage connaît des fluctuations importantes selon les années, ce qui est typique des milieux

sensibles aux apports anthropiques et climatiques.

* La valeur élevée de 2023 est préoccupante et reflète une eutrophisation poussée, tandis que les autres années oscillent entre des niveaux modérés et moyens.

* En 2025, bien que la moyenne ait baissé, elle reste supérieure au seuil d'alerte écologique, ce qui indique un besoin de surveillance continue.

En conclusion, l'indice trophique montre que le barrage a subi des phases de forte eutrophisation, avec un pic critique en 2023, suivi d'une amélioration partielle en 2025. Cette dynamique souligne l'importance de contrôler les apports en nutriments et de mettre en œuvre des mesures de gestion durable du bassin versant pour limiter la dégradation écologique du plan d'eau.

4.Conclusion

L'étude du barrage de Bouhamdane durant les saisons hivernale et printanière de 2025 a permis de mettre en évidence l'évolution des paramètres physico-chimiques, trophiques et biologiques de ce plan d'eau. Les résultats révèlent une dynamique saisonnière marquée, influencée par les variations climatiques et les apports anthropiques, avec des implications directes sur l'état écologique du milieu (Wetzel, 2001 ; Moss, 2010). La température a connu une hausse notable entre février et avril traduisant le réchauffement progressif de l'eau sous l'effet du cycle saisonnier. Le pH, légèrement alcalin reste compatible avec une bonne qualité d'eau, bien qu'un dépassement du seuil de 8 puisse modifier la biodisponibilité des nutriments, notamment le phosphore (Likens, 2009). La turbidité modérée a présenté des pics liés aux précipitations printanières, phénomène

connue dans les systèmes lacustres influencés par les apports allochtones (Brönmark & Hansson, 2005). L'oxygène dissous est resté à des niveaux globalement favorables, malgré une baisse printanière qui pourrait être attribuée à l'activité microbienne accrue et à la dégradation de la matière organique (Chapman, 1996). La conductivité et la salinité ont confirmé le caractère d'eau douce du barrage, avec une légère élévation en avril probablement liée à l'évaporation (Kalff, 2002).

Sur le plan trophique, on observe une diminution des nitrates, signalant leur assimilation biologique par le phytoplancton, tandis que les phosphates traduisant des apports externes ou un relargage sédimentaire, souvent observés dans les systèmes eutrophes (Smith et al., 1999). La silice a chuté drastiquement indicateur d'un bloom de diatomées, dont la consommation rapide de silice est bien connue (Reynolds, 2006). Les indices trophiques confirment un état allant de l'eutrophie à l'hyper-eutrophie, avec un risque accru de prolifération algale (Carlson, 1977), bien qu'une amélioration soit perceptible par rapport à 2019, ce qui pourrait traduire un début de régulation naturelle ou une baisse des apports.

Toutefois, des préoccupations subsistent : l'augmentation des nutriments, notamment les nitrates, combinée à la baisse de la silice, pourrait favoriser le développement de cyanobactéries, connues pour se développer dans les environnements où les diatomées ont épuisé la silice disponible (Paerl & Paul, 2012). Les apports d'origine agricole et urbaine, couplés à l'absence d'empoisonnement structuré, influencent négativement la productivité et la biodiversité, comme le confirment

plusieurs études sur les milieux lenticques impactés (Allan, 2004). Bien que le barrage montre des signes d'adaptation, il demeure vulnérable aux perturbations extérieures, d'où la nécessité de renforcer la surveillance des paramètres clés et de promouvoir une gestion intégrée du bassin versant. Cela inclut la réduction des apports en nutriments, la relance des programmes d'empoissonnement et l'implication active des usagers du plan d'eau dans une démarche de gouvernance partagée (MEA, 2005). Le barrage Bouhamdane illustre ainsi un système écologique à la fois actif et fragile, nécessitant une gestion fondée sur des données actualisées et une vision à long terme. L'extension du suivi aux saisons estivale et automnale, ainsi qu'une analyse approfondie des interactions entre les facteurs abiotiques et les communautés biologiques, permettraient d'améliorer la compréhension des dynamiques du milieu et de prévenir les déséquilibres futurs.

Bibliographie

Aggoune, K., & Bouchemel, N. (2019). *Analyses des paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux du barrage Bouhamdane de Hammam Debagh et des quatre forages de la nappe phréatique d'Oued El Maiz-Guelma* (Mémoire de master). Université 8 Mai 1945, Guelma, Algérie, p. 47.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *35*, 257–284.

Bensedira, S. (2020). *Étude physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Bouhamdane de Hammam Debagh (Guelma)* (Mémoire de master). Université Akli Mohand Oulhadj, Bouira, p. 52–53.

Bouchar, F. (2011). *Mesure de salinité – Réalisation d'un conductimètre* (Version 1.2). CNES / Tenum Toulouse / Mangotechno.

Boudjenah, M. (2002). *Suivi de la qualité des plans d'eau : Proposition méthodologique pour les lacs et

les réservoirs d'Algérie*. Cemagref, Département Gestion des milieux aquatiques, Montpellier, France, pp. 2–23.

Boudjenah, M. (2022). Méthode de diagnose rapide et application de deux méthodes d'estimation de la production du barrage de Boukourdane. *ResearchGate*, 7, pp. 47–49.

Brönmark, C., & Hansson, L.-A. (2005). *The biology of lakes and ponds* (2nd ed.). Oxford University Press.

Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, *32*(6), 831–849.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, *22*(2), 361–369. [<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>] (<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>)

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, *22*(2), 361–369.

Chapman, D. (Ed.). (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). UNESCO/WHO/UNEP.

Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Health Organization.

Directive Cadre sur l'Eau (DCE). (2000). *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Texte officiel consulté sur : [<https://eur-lex.europa.eu>] (<https://eurlex.europa.eu>)

FAO. (2018). *Vers une aquaculture durable en Algérie : Bilan et perspectives*. Projet TCP/ALG/3602. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.

Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland water ecosystems*. Prentice Hall.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, *6*(6), 21–27.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, **6**(6), 21–27.

Kerdoussi, A. (2010). **Moule Perna perna peuplant le golfe d'Annaba : croissance, reproduction et qualité bactériologique** (Mémoire de Magister). Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie, pp. 150–151.

Komárek, J., & Fott, B. (1983). **Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Chlorococcales**. In H.

Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), **Süßwasserflora von Mitteleuropa** (Vol. 7). Gustav Fischer Verlag.

Kraberg, A., Baumann, M., & Dürselen, C.-D. (2010). **Coastal phytoplankton: Photo guide for Northern European seas**. Verlag Dr. Friedrich Pfeil.

Likens, G. E. (Ed.). (2009). **Encyclopedia of inland waters**. Academic Press.

Louisiana Universities Marine Consortium. (2025, June 7). **LUMCON's Guide to Phytoplankton – An online taxonomic guide**. [https://phytoplanktonguide.lumcon.edu]

(https://phytoplanktonguide.lumcon.edu) (consulté le 12 juin 2025)

MADR (Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural). (2022). **Stratégie nationale pour le développement de l'aquaculture continentale 2021–2030**. République Algérienne Démocratique et Populaire.

Margalef, R. (1983). **Limnología**. Editorial Omega.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Island Press.

Meybeck, M., & Helmer, R. (1989). The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. **Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology**, **75**(4), 283–309.

Moss, B. (2010). **Ecology of freshwaters: A view for the twenty-first century** (4th ed.). Wiley-Blackwell.

Nezan, E., & Piclet, G. (1996). **Guide pratique à l'usage des analystes du phytoplancton**. Quadri Signe – Édition Alain Bargain.

OCDE (1982). **Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control**. Organisation de Coopération et de Développement Économiques.

OECD. (1982). **Eutrophication of waters : Monitoring, assessment and control**. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

Padisák, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. **Hydrobiologia**, **621**, 1–19. [https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0] (https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0)

Padisák, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. **Hydrobiologia**, **621**(1), 1–19. [https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0] (https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0)

Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, **46**(5), 1349–1363. [https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002] (https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002)

Reynolds, C. S. (2006). **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press. Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, **24**(5), 417–428. [https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417] (https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417)

Siano, R. (2007). **Suivi de la structure des communautés phytoplanctoniques par analyse pigmentaire (HPLC) – Projet PIANO**. Agence de l'Eau Seine-Normandie. Données 2016–2017.

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, **100**(1–3), 179–196.

Technologies, F. I. (2025, June 7). **Phytoplankton identification image & taxa guide**. [https://www.fluidimaging.com/plankton-identification-taxa-guide] (https://www.fluidimaging.com/plankton-identification-taxa-guide)

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, **9**, 1–38.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

WoRMS - World Register of Marine Species.
(2025, May 25). [<https://www.marinespecies.org/>]
[<https://www.marinespecies.org/>]

Zaghaba, N., Laraba, A., & Mohamed, M. (2018).
Qualité des eaux brutes du barrage Hammam
Debagh, Wilaya de Guelma (Nord-Est Algérien).
Revue des Sciences et Technologies, Synthèse,
37, 114–115.