

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'enseignement  
supérieur et de la recherche  
scientifique

Université 20 Août 1955  
Skikda

وزارة التعليم العالي  
والبحث العلمي

جامعة 20 أوت 1955  
سكيكدة



Faculté des Sciences

Département: Sciences de la Nature et de la Vie - SNV-

Spécialité: Biologie et environnement

Thèse en vue de l'obtention

Du diplôme de **Doctorat LMD**

**Contribution au développement d'un indice  
diatomique adapté à l'évaluation de la qualité des  
cours d'eau algériens**

Présentée par :

**KADDECHE Hadjer**

Soutenue publiquement le : 22 / 05 / 2024 devant le jury d'examen composé de:

<b>Mme METALLAOUI Sophia</b>	Professeur	Université 20 août 1955-Skikda	Président
<b>Mme CHAIB Nadjla</b>	Professeur	Université 20 août 1955-Skikda	Rapporteur
<b>Mme ROUIDI Sonia</b>	M.C.A	Université 20 août 1955-Skikda	Examineur
<b>Mme BOUCETTA Sabrine</b>	M.C.A	Université 20 août 1955-Skikda	Examineur
<b>Mme SATHA- YALLES Amina</b>	M.C.A	Université 8 mai 1945-Guelma	Examineur
<b>Mr. SOUMATI Boudjema</b>	Professeur	Université Badji Mokhtar-Annaba	Examineur

Année universitaire :  
2023/2024

# REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie **ALLAH** le tout puissant de m'avoir accordé la force et le courage pour accomplir ce modeste travail.

J'adresse mes vifs et sincères remerciements à ma directrice de thèse Mme **CHAIB Nadja**, Professeur à l'université du 20 aout 1955, Skikda, pour son soutien, sa patience, sa disponibilité permanente, son orientation continue et son accompagnement tout au long de cette recherche.

J'exprime ma profonde gratitude à Mr. **Saul BLANCO**, Professeur à l'université de León, Espagne, pour sa collaboration, ses conseils, son aide généreuse et son orientation continue durant la réalisation de cette étude.

Mes remerciements s'adressent à Mme **METALLAOUI Sophia**, Professeur à l'université du 20 aout 1955, Skikda, de l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant de présider le jury de la présente recherche.

Ma reconnaissance va également à Mme **ROUIDI Sonia**, Maitre de Conférences classe A à l'université de 20 Aout 1955-Skikda, Mme **BOUCETTA Sabrina**, Maitre de Conférences classe A à l'université de 20 Aout 1955-Skikda, Mme **SATHAYALLES Amina**, Maitre de Conférences classe A à l'université de 8 mai 1945-Guelma et à Mr. **SOUMATI Boudjema**, Professeur à l'université de Badji Mokhtar-Annaba, de l'honneur qu'ils m'ont fait d'avoir accepté d'examiner et d'évaluer ce projet de recherche.

Je voudrais remercier **Dr. HADEF Azzedinne** pour la réalisation de la carte de la zone d'étude.

Je voudrais remercier également **Dr. BOUDJELLAB Zine Eddine** pour son aide et sa contribution lors de la rédaction de mon premier article.

J'adresse mes remerciements aussi à Mme **GUEDDAH Doria**, Maitre de Conférences classe A et Vice Doyen chargé des études Post-Graduation à l'université de 20 Aout 1955-Skikda, qui m'a beaucoup facilité les démarches administratives pour partir en stage à l'étranger.

Je tiens à remercier aussi Mlle **NOUNE Faiza** pour son précieux soutien et son assistance dans l'élaboration de cette étude en particulier au cours des pratiques expérimentales.

Mes remerciements vont pareillement au personnel du laboratoire du complexe de liquéfaction de gaz naturel (GNL) (Sonatrach, Skikda, Algérie) pour leur aide lors de

# REMERCIEMENTS

la réalisation des analyses physicochimiques, particulièrement Mlle **REBAIA Loubna** et Mme **Nour El Houda**.

Je tiens également à remercier **les membres du laboratoire de diatomologie** pour leur coopération et leur aide tout au long de la période de mes deux stages de perfectionnement.

J'adresse un remerciement particulier à **Maria BORREGO RAMOS** pour sa gentillesse et son aide dans l'identification des espèces de diatomées.

Une partie de ce travail a été réalisée au laboratoire de recherche sur la physico-chimie des surfaces et interfaces (LRPCSI), je remercie vivement Monsieur Le **Professeur DJAZI Fayçal**, pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire.

Mes plus vifs remerciements s'adressent à **mon cher père K. Ahmed** de m'avoir accompagné durant toutes mes campagnes d'échantillonnage sur terrain, **et ma chère mère GHIAT Nadjima**, je les remercie pour leur soutien, leur présence, leurs précieux conseils, leur assistance et leur encouragement durant toutes mes années d'étude.

J'exprime ma reconnaissance également à mon époux l'architecte **NAWADJHA Ahmed** pour son soutien et sa contribution à la réalisation des illustrations de la présente thèse particulièrement les figures et les cartes.

Enfin je remercie tous ceux et celles qui m'ont rendu service et qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.

# DEDICACE

Je dédie cette présente thèse à:

La mémoire de mon oncle **Mr. GHIAT Chérif**, Professeur à l'université du 8 mai 1945-Guelma qui m'a encouragé à m'engager dans le parcours doctoral, qui a toujours été présent pour moi par son encouragement, son soutien constant et son expertise précieuse, que Dieu lui accorde sa miséricorde, sa bénédiction et l'accueille dans son vaste paradis.

**Mes chers parents**, qui m'ont soutenu tout au long de mon parcours académique, que Dieu les garde en bonne santé et leur accorde une longue vie.

**Ma petite Saden**, que Dieu la bénisse et la protège de tout mal.

# Résumé

La présente étude est la première tentative pour créer un indice basé sur les diatomées adapté à nos conditions environnementales spécifiques dans le but d'évaluer la qualité de l'eau en Algérie. Les diatomées et les échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques ont été prélevés dans 26 sites d'échantillonnage le long du bassin Côtier Constantinois Centre nord-est de l'Algérie. Le BDIAR est créé en combinant les abondances des taxons de diatomées, les profils écologiques avec la conductivité de l'eau comme principale variable indiquant les conditions environnementales. Nous avons appliqué l'approche de la moyenne pondérée pour déterminer les valeurs autoécologiques (optimum et tolérance) pour 157 taxons de diatomées afin de développer le BDIAR. La grande majorité des espèces de diatomées étaient cosmopolites. La famille des Naviculaceae était la plus abondante (47,87 %). Nos résultats ont révélé les principales variables environnementales influençant la distribution des diatomées dans les trois bassins hydrographiques, y compris la conductivité et les gradients de pollution déterminés par les Analyses Canoniques des Correspondances (ACC). La permutation de la diversité a révélé une disparité significative entre les saisons étudiées ( $p=0,0001$ ). L'été a été la saison la plus variée, avec une valeur de Fisher alpha de 20,07 et 152 taxons par rapport aux autres saisons. Il y avait une corrélation fortement positive entre les valeurs de conductivité observées et inférées ( $r^2 = 0,64$ ,  $p = 0,0001$ ). L'analyse de régression a démontré un lien significatif entre BDIAR et la conductivité (corrélation de Pearson  $p = 0,0001$ ). Bien qu'efficaces pour inférer les niveaux de conductivité, deux approches similaires (l'indice pour les lacs de Soude (Soda Pans) DISP et l'indice de Carayon) étaient moins fiables ( $p = 0,08$  et  $0,03$  respectivement). Les statistiques de Chi-carrés et de Kappa ont indiqué que l'application de notre métrique conduit à une classification correcte des sites dans les classes de conductivité de l'eau. Le BDIAR pourrait être largement utilisé dans les programmes de surveillance et de gestion de tous les systèmes d'eau douce présentant des conditions environnementales similaires.

**Mots clés:** Diatomées, Conductivité de l'eau, BDIAR, Valeurs autoécologiques, Gradients environnementaux, Qualité de l'eau, Cours d'eau algériens

# Abstract

The current study is the first attempt to create a diatom-based index for assessing water quality in Algeria adapted to our specific environmental conditions. Diatoms and water samples for physicochemical analysis were collected from 26 sampling sites along the Coastal Central Constantine in northeastern of Algeria. BDIAR is created by combining diatom taxonomic abundances, ecological profiles, and water conductivity as the main variable indicating environmental conditions. We applied the weighted average approach to determine the autecological values (optimum and tolerance) for 157 diatom taxa to develop the BDIAR. The vast majority of diatom taxa were cosmopolitan. The Naviculaceae were the most abundant (47.87%). Our findings revealed the primary environmental variables influencing diatom distribution across all watersheds, including conductivity and pollution gradients identified in Canonical Correspondence Analyses (CCA). The summer is the most diverse season, with a value of Fisher alpha 20,07 and 152 taxa compared to the other two seasons, according to the results of the diversity permutation test, which revealed a significant difference between the investigated seasons ( $p=0, 0001$ ). There was a strong positive correlation between observed and inferred conductivity values ( $r^2= 0.64, p= 0.0001$ ). Regression analysis demonstrated a significant link between BDIAR and conductivity (Pearson correlation  $p =0, 0001$ ). Although effective in inferring conductivity levels, two similar approaches (the Index for Soda Pans DISP and the Carayon index) were less reliable ( $p = 0,08$  and  $0,03$  respectively). Chi-squared and Kappa statistics indicated that applying our metric leads to correct site classification in water conductivity classes. BDIAR has the potential to be widely employed in monitoring and managing programs in all freshwater systems with similar environmental conditions.

**Keywords:** Diatoms, Water conductivity, BDIAR, Autecological values, Environmental gradients, water quality, Algerian streams.

## ملخص

هذه الدراسة هي المحاولة الأولى لإنشاء مؤشر قائم على الدياتومات يتكيف مع ظروفنا البيئية المحددة من أجل تقييم جودة المياه في الجزائر. تم جمع العينات الدياتومية و عينات المياه للتحليل الفيزيوكيميائية من 26 موقعًا على طول الحوض الساحلي المركزي القسنطيني. تم إنشاء BDIAR من خلال الجمع بين وفرة أصناف الدياتومات و القيم البيئية مع موصلية المياه باعتبارها المتغير الرئيسي الذي يشير إلى الظروف البيئية. طبقنا نهج المتوسط المرجح لتحديد القيم البيئية الذاتية (المثلى والتسامح) لـ 157 نوع من الدياتومات. Naviculaceae كانت العائلة الأكثر وفرة % 47,87 كشفت نتائجنا عن المتغيرات البيئية الرئيسية التي تؤثر على توزيع الدياتومات في الاحواض المائية الثلاثة، و التي تتمثل في قابلية المياه لنقل الكهرباء و تدرجات التلوث المحددة عبر Analyses Canoniques des Correspondances (ACC). أظهرت نتائج اختبار تبديل التنوع اختلافًا كبيرًا بين الفصول ( $p=0,0001$ ) التي تم فحصها؛ الصيف هو الموسم الأكثر تنوعًا حيث تبلغ قيمة فيشر ألفا 20,07 و عدد الأصناف 152 مقارنة بالموسمين الآخرين.

كان هناك ارتباط إيجابي قوي بين قيم قابلية المياه لنقل الكهرباء المرصودة والمستنتجة ( $r^2 = 0.64, p= 0,0001$ ). أظهر تحليل الانحدار وجود صلة كبيرة بين BDIAR وقابلية المياه لنقل الكهرباء (corrélation de Pearson  $p=0,0001$ ). المؤشران (Carayon و Soda Pans DISP) على الرغم من فعاليتها في استنتاج مستويات قابلية المياه لنقل الكهرباء إلا إنهما كانا اقل موثوقية ( $p = 0,08$  et  $0,03$ ) على التوالي. أشارت إحصائيات Chi-carrés و Kappa إلى أن تطبيق مقياسنا يؤدي إلى تصنيف صحيح للمواقع. يمكن استخدامه على نطاق واسع في رصد وإدارة البرامج في جميع أنظمة المياه العذبة ذات الظروف البيئية المماثلة.

**الكلمات المفتاحية:** الدياتومات، قابلية المياه لنقل الكهرباء، BDIAR، القيم البيئية الذاتية، التدرجات البيئية، نوعية المياه، وديان الجزائر

# Liste des figures

## Chapitre I

Figure I.1 :	Formes des diatomées pennées: a) <i>Amphora sp.</i> (libre), b) <i>Gomphonema sp.</i> (attachée) (barre d'échelle 20 µm).	09
Figure I.2 :	Différentes formes solitaires et coloniales des diatomées. A) <i>Chaetoceros muelleri</i> . B) <i>Chaetoceros sp.</i> C) <i>Fragilaria crotonensis</i> (barre d'échelle 10 µm).D) <i>Fragilaria capucina</i> (barre d'échelle 20 µm). E) <i>Asterionella formosa</i> (barre d'échelle 10 µm). F) <i>Cyclotella michiganiana</i> . G) <i>Aulacoseira sp.</i> (barre d'échelle 20 µm).H) <i>Melosira varians</i> . I) <i>Diatoma vulgare</i> . J) <i>Tabellaria flocculosa</i> . K) <i>Ulnaria ulna</i> (barre d'échelle 10 µm). L) <i>Meridion circulare</i> (barre d'échelle 5 µm)	10
Figure I.3 :	Composition cellulaire d'une cellule de diatomée.	11
Figure I.4 :	Structure d'une espèce de diatomée.	12
Figure I.5 :	Exemple de la structure d' <i>Achanthidium sp.</i>	13
Figure I.6 :	Reproduction sexuée et asexuée chez les espèces de diatomée.	14
Figure I.7 :	Exemple des diatomées centrales; a) à gauche <i>Melosira</i> en vue de la valve et à droite en vue de la ceinture sous forme de colonie, b) <i>Coscinodiscus</i> en vue valvaire, c) <i>Actinoptychus</i> à gauche vue valvaire et à droite en vue de la gaine, d) <i>Thalassiosira</i> en haut en vue valvaire et en bas en colonie en vue de la ceinture. Barre d'échelle = 10 µm.	16
Figure I.8 :	Exemple de diatomées pennales; a) <i>Pinnularia</i> en vue latérale avec le raphé, b) <i>Fragilaria</i> à gauche en vue de la valve avec le pseudoraphé et à droite colonie en vue de la bande, c) <i>Achnanthes</i> à gauche en vue de l'hypovalve avec le raphé, à droite en de la bande et au centre en vue de l'épivalve avec le pseudoraphé, d) Aréole d'une espèce de diatomée avec plus de détails. Barre d'échelle = 10 µm.	17
Figure I.9 :	Clé d'identification des différents genres de diatomées des eaux douces d'après Krammer et Lange-Bertalot.	18
Figure I.10 :	Clé d'identification des formes centriques et pénales des diatomées avec les différentes familles.	21

# Liste des figures

## Chapitre II

Figure II.1 :	Fonctionnement de DiaThor.	47
Figure II.2 :	Ecran principal du logiciel Omnidia (version 5.3).	49
Figure II.3 :	Tableau des indices calculés par Omnidia (version 5.3).	49

## Chapitre III

Figure III.1 :	Délimitation du bassin Côtiers Constantinois.	51
Figure III.2 :	Carte du Bassin Côtier Constantinois Centre avec les différents cours d'eau examinés.	52
Figure III.3 :	Cadre géographique du bassin hydrographique Safsaf.	54
Figure III.4 :	Cadre géographique du bassin hydrographique Kébir Ouest.	55
Figure III.5 :	Cadre géographique du bassin hydrographique Guebli.	56
Figure III.6 :	Carte de la zone d'étude indiquant la localisation des sites d'échantillonnage du bassin Côtiers Constantinois Centre.	58
Figure III.7 :	Biofilm de diatomées (photo personnelle)	66
Figure III.8 :	Collecte et prélèvement des diatomées par brossage sur substrat inerte et dur (photo personnelle)	66
Figure III.9 :	Prétraitement de minéralisation des échantillons de diatomées dans un bac à sable sous hotte chimique (photo personnelle).	67
Figure III.10 :	Technique de montage et préparation des lames de diatomées (photos personnelles). (a) Prélèvement d'une goutte de la suspension diatomique, (b) Addition du Baume du Canada sur lame, (c) Ensemble lame/lamelle, (d) Séchage et fixation, (e) Pression par dépôt du poids de 100g, (f) Lame préparée et étiquetée, et (g) Stockage pour identification.	69
Figure III.11:	Identification et dénombrement des taxons diatomiques par observation au microscope optique (photos personnelles).	70

## Chapitre IV

Figure IV.1 :	Exemple d'inventaire sur Omnidia version 5.3.	77
---------------	---	----

# Liste des figures

## Chapitre V

Figure V.1 :	Diagramme circulaire des différentes familles de diatomées identifiées.	87
Figure V.2 :	Corrélogrammes des différentes variables environnementales examinées dans les bassins hydrographiques étudiés.	97
Figure V.3 :	Dendrogrammes des espèces de diatomées identifiées dans les trois bassins hydrographiques	100
Figure V.4 :	Biplots d'ordination basés sur l'Analyse des Correspondances (AC) des espèces de diatomées sur les sites échantillonnés dans les trois bassins hydrographiques: (a) Safsaf, (b) Kébir et (c) Guebli	106
Figures V.5:	Triplot d'ordination basé sur l'Analyse Canonique par Correspondance (ACC) des espèces de diatomées sur les sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées dans le bassin hydrographique Safsaf.	107
Figure V.6:	Triplot d'ordination basé sur l'Analyse Canonique par Correspondance (ACC) des espèces de diatomées sur les sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées dans le bassin hydrographique Kebir.	108
Figure V.7:	Triplot d'ordination basé sur l'Analyse Canonique par Correspondance (ACC) des espèces de diatomées sur les sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées dans le bassin hydrographique Guebli.	109
Figure V.8:	Graphes des indices de diversité et régularité calculés pour les trois bassins hydrographiques étudiés	116
Figure V.9:	Diagramme en barres avec écart type des variations de la diversité mesurée au cours des trois saisons	118

## Chapitre VI

Figure VI.1 :	Graphiques en barres des différentes variables environnementales examinées.	124
Figure VI.2 :	Valeurs optimales déduites pour les taxons de diatomées du bassin Côtier Constantinois Centre.	133
Figure VI.3 :	Diagramme de dispersion montrant la relation entre les	134

## Liste des figures

- valeurs mesurées et les valeurs attendues de conductivité des communautés de diatomées.
- Figure VI.4 : Représentation graphique X-Y montrant l'efficacité du BDIAR par rapport à deux approches comparables pour l'inférence de conductivité dans les cours d'eau en fonction des valeurs de conductivité observées et obtenues par (a) le modèle BDIAR, (b) l'indice de Carayon et al. 2019 et (c) l'indice DISP. 136

# Liste des tableaux

## Chapitre II

Tableau II.1 :	Indices diatomiques couramment utilisés.	41
----------------	--	----

## Chapitre III

Tableau III.1 :	Caractéristiques principales et coordonnées de localisation des sites d'échantillonnage.	57
Tableau III.2 :	Différentes techniques standardisées utilisées pour la détermination des paramètres physico-chimiques.	60

## Chapitre V

Tableau V.1 :	Taxons de diatomées identifiés avec leur abondance	88
Tableau V.2 :	Moyennes des variables environnementales calculées pour 26 sites d'échantillonnage pendant les trois saisons.	93
Tableau V.3 :	Liste des espèces indicatrices de diatomées des trois sous bassins: Safsaf, Kébir et Guebli.	98
Tableau V.4 :	Résultats des indices de diversité obtenus au cours de chaque saison pour les 26 sites d'échantillonnage répartis dans les trois bassins hydrographiques	113
Tableau V.5 :	Résultat du test de permutation de la diversité entre les trois saisons	118

## Chapitre VI

Tableau VI.1:	Liste des espèces de diatomées avec leurs valeurs d'optimum (S) et de tolérance (V) compte tenu de la conductivité, ainsi que leur inclusion dans les études de Kovacs et al. (2018) et Carayon et al. (2019)	125
Tableau VI.2 :	Corrélations entre la conductivité observée et les indices BDIAR, DISP ainsi que l'indice de Carayon et al. 2019.	135
Tableau VI.3 :	Tests d'ANOVA et corrélation de Pearson entre la conductivité observée, BDIAR et les indices étrangers calculés.	137
Tableau VI.4 :	Résultats de la matrice de confusion.	139
Tableau VI.5:	Résultats des tests de Chi-carrés et les statistiques de Kappa	140

## Liste des abréviations

ABH	Agence de Bassin Hydrographique
AC	Analyse des Correspondances
ACC	Analyse Canonique des Correspondances
ACP	Analyse en Composantes Principales
AFNOR	Association Française de Normalisation
AMR	Régression Linéaire des Axes Majeurs Réduits
ANOVA	Analyse de Variance
ANRH	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
ARD	Analyse de Redondance
ASTM	American Society for Testing Materials
BDIAR	Indice Diatomique pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau Algériens
BD-IBI	Indice d'Intégrité Biotique des Diatomées Benthiques
CEC	Indice Européen
Cl <sup>-</sup>	Chlorure
Cond	Conductivité
DBO <sub>5</sub>	Demande Biochimique en Oxygène en cinq jours
DCE	Directive-Cadre sur l'Eau
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DDI	Indice de Diatomée de Duero
DES	Indice de Descy
DISP	Indice de Diatomées pour Soda Pans
E	Indice de régularité
EPI-D	Indice d'Eutrophisation et de Pollution
GNL	Complexe de Liquéfaction de Gaz Naturel
H'	Indice de Shannon
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peroxyde d'hydrogène
IBD	Indice Biologique des Diatomées
IDAP	Indice Diatomique Artois-Picardie
IDP	Indice des Diatomées de Pampée
IGD	Indice Générique des Diatomées
ILM	Indice de Leclercq et Maquet
IndVal	Analyse des espèces Indicatrices
IPS	Indice de polluo-sensibilité
ITD	Indice Trophique de Diatomées
IT	Indice Trophique de Rott
LOBO	Indice de Lobo
Nt	Azote Total
OD	Oxygène Dissout
PLS	Analyse des moindres carrés partiels

## Liste des abréviations

PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Phosphates
r	Coefficient de Pearson
r <sup>2</sup>	Coefficient de détermination
ROTT	Indice Saprobique de Rott
S	Optimum
SADI	Indice des Diatomées d'Afrique du Sud
SDV	Silica Deposition Vesicle
SHE	Indice de Schiefele-Schreiner
SLA	Indice de Sládecek
SPE	Substances Polymères Extracellulaires
T	Température.
TDIL	Indice Trophique de Diatomée pour les Lacs
TDIR	Indice Trophique de Diatomée pour les Réservoirs
TIT	Indice Trophique Turquie
V	Tolérance
Vit	Vitesse du courant
VPI	Valeur du Paramètre Indexé
WA	Weighted Average
WAT	Indice de Watanabe

# Table des matières

Remerciements	
Dédicace	
Résumé	
Abstract	
ملخص	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Tables des matières	
<b>Introduction générale</b>	01

## **Partie 1: Synthèse bibliographique: Etat de l'art**

### ***Chapitre I: Les diatomées, Origine, Typologie et Ecologie***

I.1.Généralités sur les diatomées	06
I.2.Origine et évolution	08
I.3.Biologie des diatomées	09
I.4.Morphologie et structure du frustule	12
I.5.Reproduction des cellules de diatomées	13
I.6.Classification phylogénétique	14
I.7.Ecologie et mode de vie	18
I.8.Conditions de culture et sources de nutriments des diatomées	22
I.8.1.Paramètres environnementaux	22
I.8.1.1.La température	22
I.8.1.2.La lumière	22
I.8.1.3.Le pH	22
I.8.2.Paramètres nutritionnels	23
I.8.2.1.Les nutriments (azote, phosphore et silice)	23
I.8.2.2.La salinité	23
I.9.Relation entre les diatomées benthiques et planctoniques dominantes	23

### ***Chapitre II: Les diatomées, alliés miracles pour la biosurveillance de la qualité de l'eau de surface***

II.1.Introduction	26
II.2.Bio-évaluation et biosurveillance des milieux lotiques	28
II.3.Biomonitoring des milieux lentiques	30
II.4.Situation de la surveillance des rivières basée sur les diatomées benthiques	32
II.4.1.Europe	33
II.4.1.1.Allemagne	34

II.4.1.2.Hongrie	34
II.4.1.3.Italie	35
II.4.1.4.Espagne	35
II.4.1.5.France	36
II.4.2.Afrique	37
II.4.2.1.Maroc	37
II.4.2.2.Egypte	37
II.4.2.3.Algérie	38
II.5.Indices biologiques diatomées: trophiques et biologiques	40
II.6.Logiciels de calcul des indices diatomiques	46
II.6.1.DiaThor	47
II.6.2.Omnidia	48

## **Partie 2: Procédure et protocoles expérimentaux**

### ***Chapitre III: Matériels et méthodes***

III.1.Problématique et objectifs	50
III.2.Cadre géographique de l'étude	51
III.2.1.Bassin versant du Safsaf	53
III.2.2.Bassin versant du Kébir	54
III.2.3.Bassin versant du Guebli	55
III.3.Choix des sites d'échantillonnage	56
III.4.Description des sites d'échantillonnage	56
III.5.Campagnes d'échantillonnage	58
III.6.Etude de la qualité physico-chimique des eaux	59
III.6.1.Technique d'échantillonnage de l'eau	59
III.6.1.1.Paramètres environnementaux	60
III.6.1.2.Paramètres physico-chimiques	60
III.7.Protocole d'échantillonnage des diatomées benthiques	64
III.7.1.Prélèvement	65
III.7.2.Prétraitement des échantillons de diatomées	66
III.7.3.Préparation et montage des lames	67
III.7.4.Observation microscopique et identification	70

### ***Chapitre IV: Analyse Statistique et Élaboration de l'Indice Diatomique Algérien***

IV.1.Introduction	71
IV.2.Etude de la composition des communautés diatomiques et les principaux facteurs écologiques	71
IV.2.1.Analyse de corrélation de Pearson	72

IV.2.2.Classification hiérarchique des agglomérations	72
IV.2.3.Analyse des espèces Indicatrices (IndVal)	73
IV.2.4.Analyse des Correspondances (AC)	74
IV.2.5.Analyse Canonique des Correspondances (ACC)	74
IV.2.6.Test de permutation de la diversité	75
IV.3.Utilisation du logiciel Omnidia software (Omni 7) et calcul des indices	76
IV.3.1.Les indices de diversité	77
IV.3.1.1.Indice de Shannon (H')	77
IV.3.1.2.Indice de régularité ou d'équitabilité (E)	78
IV.3.2.Indice Biologique Diatomées (IBD)	78
IV.4.Élaboration d'un nouvel Indice Diatomique pour l'évaluation de la	79
qualité des cours d'eau Algériens (BDIAR)	
IV.4.1.Détermination de la variable clé pour la réalisation de l'indice	79
IV.4.2.Calcul des variables auto-écologiques des diatomées	80
IV.4.3.Calcul et validation de l'indice BDIAR	81
IV.4.3.1.Calcul de l'indice	81
IV.4.3.2.Analyse de régression	81
IV.4.4.Comparaison avec d'autres indices de diatomées	82
IV.4.4.1.Calcul des indices de comparaison	82
IV.4.4.2.ANOVA et analyse de corrélation de Pearson	83
IV.4.5.Analyse de classification	84
IV.4.5.1.Analyse de K-moyennes et silhouette	84
IV.4.5.2.Remaniement de l'indice calculé	85
IV.4.5.3.Matrice de confusion	85
IV.4.5.4.Analyse Chi-carré et statistiques de Kappa	86

## **Partie 3: Résultats & Discussion**

### ***Chapitre V: Composition des communautés diatomiques et les principaux facteurs écologiques de leur distribution***

V.1.Communauté de diatomées	87
V.2.Ecologie des diatomées	91
V.3.Investigation des relations entre les facteurs environnementaux	96
V.4.Dendrogrammes et espèces indicatrices	98
V.5.Détermination de la longueur du gradient	104
V.6.Facteurs environnementaux affectant la répartition des assemblages de diatomées	107
V.7.Résultats des différents indices de diversité calculés et l'IBD	113
V.7.1.Résultats des indices de diversité	113
V.7.2.Différences et variations entre les saisons examinées	117

V.7.3.Résultats de l'Indice Biologique de Diatomées (IBD)	121
---	-----

***Chapitre VI: Développement de l'Indice Diatomique Algérien  
(BDIAR)***

VI.1.Indice Diatomique BDIAR	123
VI.2.Sélection de la variable clé pour l'élaboration de l'indice	123
VI.3.Valeurs autoécologiques des diatomées	124
VI.4.Analyse de régression	134
VI.5.Résultats de comparaison avec les indices étrangers	135
VI.6.Matrice de confusion, analyse de K-moyennes et silhouette	139
Conclusion générale et perspectives	141
<b>Références bibliographiques</b>	144
<b>Annexes</b>	174

# **Introduction générale**

# Introduction générale

---

Les écosystèmes lotiques sont sous la pression d'une variété de perturbations anthropiques mondiales, ce qui entraîne des modifications importantes de la qualité de l'eau, l'état écologique et la biodiversité de ces systèmes. Ainsi, la surveillance de la qualité de l'eau est essentielle pour le bien-être humain et la santé des écosystèmes.

L'approche la plus efficace pour évaluer l'état écologique des eaux consiste à effectuer des analyses physico-chimiques et biologiques en même temps. Étant donné que la qualité de l'eau peut fluctuer rapidement, l'utilisation de mesures purement physicochimiques donne des résultats peu fiables. Seules les méthodes biologiques peuvent fournir le véritable état actuel de l'écosystème. Il existe de nombreuses méthodes pour évaluer la santé des systèmes d'eau douce qui reposent sur des communautés biologiques telles que les poissons, les macrophytes, les macroinvertébrés et les algues. L'utilisation d'espèces bio-indicatrices constitue une excellente stratégie de surveillance environnementale (*Jakovljević et al., 2016 ; Xue et al., 2019*).

Les diatomées benthiques, l'un des éléments de qualité biologique les plus couramment utilisés dans la surveillance des eaux de surface, et elles sont particulièrement efficaces pour évaluer l'eutrophisation, l'acidification et la pollution organique. Ces organismes constituent une composante essentielle des communautés benthiques du système fluvial. Les populations de diatomées ont longtemps été utilisées comme bioindicateurs dans différents pays en raison de leur distribution répandue et de leur sensibilité aux changements environnementaux (*Salmaso et al., 2019 ; Masouras et al., 2021*).

Divers indices basés sur les diatomées ont été créés et appliqués à travers le monde dans les programmes de biosurveillance des systèmes lotiques, parmi les plus fréquemment utilisés citant les exemples de l'indice biologique diatomées (IBD) en France (*Lenoir et Coste, 1996 ; Prygiel et al., 2002 ; Coste et al., 2009*), l'indice trophique de diatomée ITD au Royaume-Uni (*Kelly et Whitton, 1995*), l'indice trophique de Rott (IT) (*Rott et al., 1999*), l'indice saprobique de Rott (Rott) (*Rott et al., 1997*) en Autriche et l'indice d'eutrophisation et de pollution (EPI-D) (*Dell'Uomo,*

2004) en Italie. Cependant de nombreuses études (*Çelekli et al., 2019 ; da Silva-Lehmkuhl et al., 2022*) ont affirmé que lorsque ces approches sont utilisées en dehors de la zone géographique où les profils écologiques de l'espèce ont été examinés pour la première fois, elles peuvent devenir moins pertinentes, et cela est dû aux variations régionales de la composition des espèces et de l'autoécologie, qui peuvent conduire à des évaluations inexacts de la qualité de l'eau.

On ne connaît que quelques recherches sur les diatomées benthiques en Algérie. Jusqu'à présent, *Baudrimont (1974)* a largement contribué à la flore de diatomées des eaux douces et saumâtres algériennes. De plus, à notre connaissance, les hydrosystèmes algériens ont reçu très peu d'attention, notamment en ce qui concerne leurs caractéristiques écologiques utilisant des diatomées benthiques. Les études de *Chaïb et al. (2011)*, *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)* et *Nehar et al. (2015)*, qui portaient principalement sur la taxonomie et l'évaluation de la qualité de l'eau des rivières du nord de l'Algérie, apportent une contribution importante à la base de données algérienne sur les diatomées. Des travaux récents ont été menés sur les diatomées de certaines zones humides en Algérie (*El Haouati et al., 2015 ; Draredja et al., 2019 ; Chabaca et al., 2020 ; Heramza et al., 2021 ; Negadi et al., 2021*), qui ont amélioré les connaissances sur la flore diatomique algérienne.

Parmi les études susmentionnées, l'étude de *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)* a été la première tentative d'évaluation de la crédibilité de l'indice biologique de diatomées (IBD, 2007) (*Lenoir & Coste, 1996 ; Coste et al., 2009*). Une autre recherche menée par *Nehar et al. (2015)* dans le cours d'eau El-Hammam à Mascara et la rivière Cheliff à Mostaganem a testé également l'indice trophique de ROTT et l'indice trophique de diatomées (ITD) qui ont reflété la qualité de l'eau avec précision. La majorité des études (*Chaïb et Tison-Rosebery, 2012 ; Nehar et al., 2015 ; Bezzeghoud et Mansour, 2021 ; Kaddeche et al., 2022*) menées dans les cours d'eau algériens ont affirmé le contexte géochimique spécifique des hydrosystèmes algériens, qui se caractérisent par des concentrations élevées de conductivité.

Néanmoins, aucune initiative antérieure visant à élaborer un indice régional basé sur les diatomées pour l'évaluation de la qualité de l'eau en Algérie n'a été établie. Il est essentiel donc d'obtenir de solides connaissances sur les préférences environnementales des espèces de diatomées afin de gérer et de protéger efficacement ces habitats. Cela permettra le développement de nouvelles méthodologies statistiques pour la biosurveillance à l'aide de données algériennes, soulignant la nécessité cruciale d'élaborer un indice de qualité de l'eau adéquat.

Dans ce contexte, se présente notre étude dont l'objectif principal est de construire un nouvel indice (BDIAR) basé sur les diatomées benthiques qui constitue le premier indice conçu exclusivement pour l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau algériens.

Notre recherche a été réalisée le long du bassin Côtier Constantinois Centre couvrant les trois sous bassins hydrographiques: Safsaf, Kebir Ouest et Guebli. Parmi les facteurs de stress qui menacent les systèmes lotiques, la conductivité constitue le déterminant le plus important influençant la structure des diatomées, ainsi notre indice nouvellement développé BDIAR est basé sur la conductivité de l'eau, les caractères autoécologiques ainsi que l'abondance de taxons de diatomées benthiques qui répondent aux variations de la conductivité de l'eau. Il est destiné à être un outil précis pour surveiller l'état écologique des cours d'eau algériens et les systèmes d'eau douce ayant des conditions environnementales similaires.

Les principaux objectifs de cette présente recherche scientifique peuvent être énumérés ainsi :

- Examiner l'impact des facteurs environnementaux sur la répartition des espèces de diatomées.
- Souligner les liens entre ces facteurs et la composition des communautés diatomiques.
- Déterminer les variables environnementales clés contrôlant la composition des espèces de diatomées.

- Etablir les valeurs d'optimum et de tolérance des principaux taxons de diatomées identifiées.
- Construire un indice diatomique adapté à notre contexte environnemental qui sert d'outil adapté pour la mesure de la qualité de l'eau des cours d'eau.

La présente thèse commence par une introduction générale et s'articule en six chapitres organisés en trois parties :

- 1) La première partie, fait la synthèse bibliographique et état de l'art de la thèse, et comprend deux chapitres :
  - Le premier chapitre représente une synthèse bibliographique comprenant des généralités sur les diatomées, leur morphologie et biologie, écologie, cycle de vie, ainsi que leur taxonomie.
  - Le deuxième chapitre est consacré à la bioindication, l'importance des diatomées dans la biosurveillance des écosystèmes aquatiques et les différents indices élaborés pour l'évaluation de la qualité de l'eau.
- 2) La deuxième partie est dédiée à la partie expérimentale et se divise en deux chapitres :
  - Le troisième chapitre: Matériels et méthodes décrit la région d'étude, les diverses méthodes d'échantillonnage ainsi que les techniques analytiques effectuées au cours de cette étude.
  - Le quatrième chapitre illustre l'analyse statistique, traitement des données et les différentes étapes d'élaboration de l'indice diatomique algérien.
- 3) La troisième et dernière partie est organisée en deux chapitres présentant les principaux résultats obtenus et leurs discussions :
  - Le cinquième chapitre regroupe l'ensemble des résultats obtenus sur les principaux facteurs déterminants régissant la distribution spatiale et temporelle des diatomées collectées à partir du bassin Côtier Constantinois Centre.
  - Le sixième chapitre présente les différentes étapes de développement de l'Indice Biologique Diatomique Algérien (BDIAR) et son applicabilité, ainsi que ses principaux avantages.

# Introduction générale

---

Le présent manuscrit de thèse se termine par une conclusion générale qui fait bilan de tout ce qui a été décrit ci-dessus, et ouvre la voie à des perspectives.

**Partie 1:**

**Synthèse bibliographique:**

**Etat de l'art**

**Chapitre I :**  
**Les diatomées, Origine,**  
**Typologie et Ecologie**

## I.1. Généralités sur les diatomées

Le terme diatomée vient du grec diatomos, qui signifie «coupé ou se diviser en deux» (*Round et al., 1990*), et il a été créé par les premiers microscopistes qui étaient fascinés par ces organismes vivant dans presque toutes les masses d'eau, dans des boîtes de verre microscopiques.

Les diatomées sont classées dans le phylum Bacillariophyta et la classe Bacillariophycées (*Patil, 2003*). Ce sont des algues microscopiques unicellulaires appartenant à la branche des algues brunes (chromophytes). Elles sont pour la plupart solitaires, mais elles peuvent également former des colonies en bandes, étoilées ou filamenteuses (*Gold, 2002*).

Ces algues sont des éléments cruciaux du phytoplancton. La composition des espèces est extrêmement sensible à la qualité de l'eau, et de nombreuses espèces sont spécifiques à l'habitat. De plus, les diatomées se développent rapidement produisant un grand nombre de cellules en peu de temps lorsque les conditions sont favorables (*Cameron, 2013*).

Elles sont l'un des phototrophes marins les plus importants et les plus abondants, représentant environ 25% de la productivité primaire mondiale totale. Elles peuvent être solitaires ou en colonies, certaines diatomées restant en suspension dans l'habitat aquatique (planctonique) tandis que d'autres se déposent dans les sédiments (benthique) et servant de source de nourriture majeure pour les protozoaires et les animaux qui paissent (*Round et al., 1990*).

Les diatomées peuvent être trouvées dans tous les milieux aquatiques, ainsi que les sols et même en suspension dans l'air. Elles ont colonisé un large éventail de niches écologiques (zones humides terrestres, eaux douces, océans côtiers et ouverts, banquise, etc.), et leur succès écologique s'explique en partie par leur diversité. Ces organismes, comme les autres algues, pratiquent une photosynthèse oxygénée grâce à leurs pigments verts, bruns ou jaunes et se nourrissent d'aliments minéraux comme les plantes à fleurs (minéraux et gaz carbonique) (*Soler, 2010 ; Straub et al., 2014*).

Certaines diatomées forment des cellules uniques, tandis que d'autres forment des colonies sous forme de grappes ou de filaments qui les relient à des surfaces ou à des chaînes de cellules. Il existe deux principaux types d'existence: planctonique ; flottants librement et benthique qui sont attachées, certaines étant sessiles et d'autres mobiles (*Zugic-Drakulic, 2006*). Les diatomées sont une composante dominante de la communauté du phytoplancton dans les eaux douces et marines, Elles peuvent être solitaires ou en colonies, certaines diatomées restant en suspension dans l'habitat aquatique (planctoniques) tandis que d'autres se déposent dans les sédiments (benthiques), représentant environ 20 à 25% de la production primaire nette mondiale. Ce sont des producteurs primaires servant de source de nourriture majeure pour le zooplancton, les protozoaires, les poissons juvéniles. Les diatomées jouent également un rôle important dans le cycle mondial de la silice (*Kale et Karthick, 2015 ; Gale, 2016*).

Avec plus de 100 000 taxons, la classe des bacillariophycées est le groupe de phytoplancton le plus diversifié, ayant une importance mondiale dans les cycles du carbone et du silicium, et sont de plus en plus utilisés dans la biosurveillance des écosystèmes aquatiques (*Mann et Droop, 1996 ; Mann, 1999 ; Rimet et Bouchez, 2012*).

Les diatomées sont des bio-indicateurs efficaces car chaque espèce a une tolérance différente aux variables environnementales, elles sont abondantes dans les écosystèmes aquatiques et elles réagissent rapidement aux changements. L'utilisation des diatomées comme outil de bio-indication est répandue, en particulier dans les ruisseaux, les rivières et les lacs naturels, et se développe dans les réservoirs. En règle générale, les diatomées utilisées pour la biosurveillance dans les ruisseaux et les rivières sont des communautés benthiques vivantes attachées aux roches, tandis que les diatomées prélevées dans les sédiments des lacs et des réservoirs sont des diatomées planctoniques sénescents qui se sont déposées hors de la colonne d'eau (*Gale, 2015*).

## I.2. Origine et évolution

Il semble que les premières diatomées apparues étaient marines, mais des gisements de fossiles récemment découverts suggèrent que des épisodes de colonisation terrestre ont pu se produire au Mésozoïque. Les premiers restes physiques de diatomées datent du Jurassique, et des flores bien conservées et diverses sont disponibles depuis le Crétacé. De nombreuses lignées qui peuvent être liées de manière convaincante aux taxons de diatomées existants sont présentes au Crétacé supérieur. Les diatomées pennées apparaissent pour la première fois à la fin du Crétacé et les diatomées raphides au Paléocène, bien que les phylogénies moléculaires indiquent que les diatomées raphides ont évolué beaucoup plus tôt. Des preuves récentes indiquent que les diatomées sont considérablement sous-classées au niveau des espèces, avec de nombreuses espèces semi-cryptiques ou cryptiques à reconnaître; cependant, il y a peu de chance de distinguer de tels taxons dans le matériel fossile (*Sims et al., 2006*).

Les diatomées font partie du phylum des Hétérochontophytes et seraient apparues pour la première fois il y a plus de 250 millions d'années. Les diatomées pourraient avoir évolué entre la fin du Permien (environ 267 millions d'années) et le Jurassique moyen (soit 162 millions d'années). Des « diatomées centriques » modernes étaient présentes au début du Jurassique, des « pennées araphidées » devraient être trouvés dans les sédiments du Crétacé inférieur et des « pennées raphidées » devraient être présents dans les dépôts du Crétacé supérieur. Les incertitudes sur les temps de divergence suggèrent que les "centriques" modernes peuvent avoir évolué au Jurassique moyen (*Sorhannus, 2007*).

Les diatomées sont la lignée d'algues majeure la plus récente découverte dans les archives géologiques, apparue pour la première fois il y a plus de 200 millions d'années. Ce sont des protistes straménopiles qui ont évolué à partir d'un événement endosymbiotique secondaire, qui a produit la seule lignée de protistes photosynthétiques avec des structures de parois cellulaires siliceuses externes appelées frustules (*Behrenfeld et al., 2021*), elles sont formées à la suite d'une relation

endosymbiotique secondaire entre une algue rouge eucaryote et un flagellé hétérotrophe (*Medln et al., 1997 ; Lopez et al., 2005*).

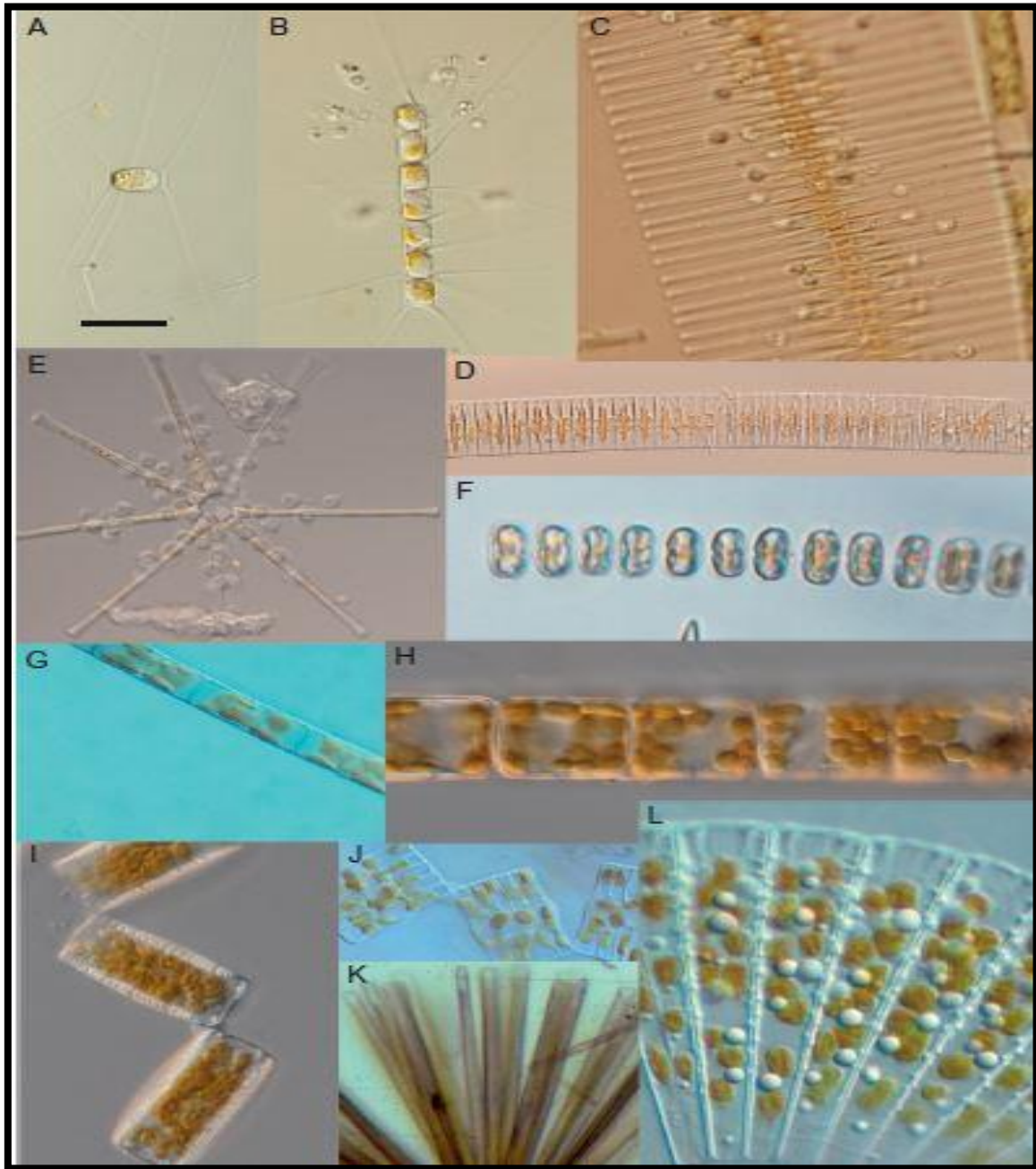
Bacillaria était le premier genre de diatomées décrit en 1791, avec *Vibrio (Bacillaria) paxillifer* comme type, une diatomée identifiée pour la première fois par Müller en 1783 et placée dans *Vibrio (Battarbee et al., 2001)*.

### I.3. Biologie des diatomées

Les diatomées sont des organismes eucaryotes, photosynthétiques, unicellulaires, mais certaines peuvent former des chaînes ou des colonies (*Figs. I.1, I.2*). Leurs tailles varient de 5  $\mu\text{m}$  à 0,5 mm (*Zurzolo et Bowler, 2001 ; Kale et Karthick, 2015*).

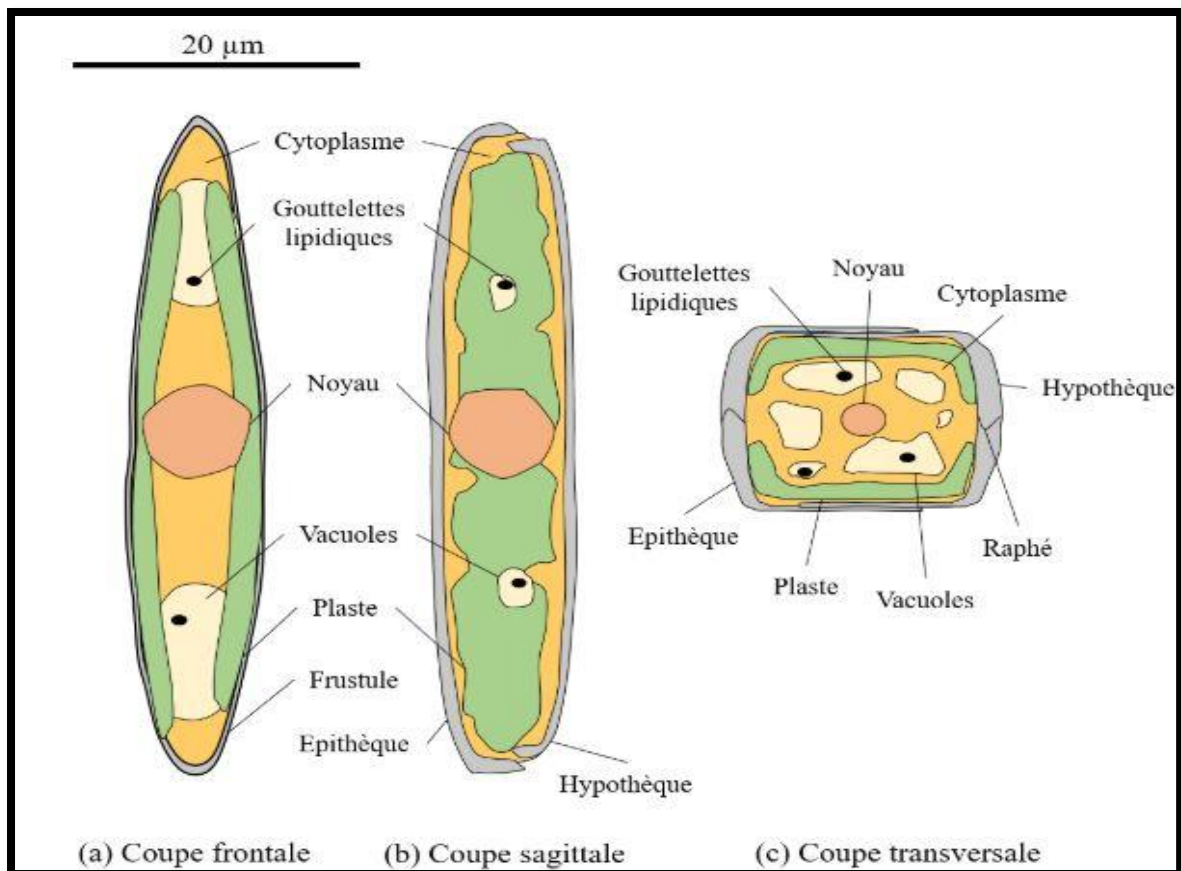


**Figure I.1:** Formes des diatomées pennées : a) *Amphora sp.* (libre), b) *Gomphonema sp.* (attachée) (barre d'échelle 20  $\mu\text{m}$ ) (*Kale et Karthick, 2015*)



**Figure I.2:** Différentes formes solitaires et coloniales des diatomées. A) *Chaetoceros muelleri*. B) *Chaetoceros sp.* C) *Fragilaria crotonensis* (barre d'échelle 10  $\mu\text{m}$ ). D) *Fragilaria capucina* (barre d'échelle 20  $\mu\text{m}$ ). E) *Asterionella formosa* (barre d'échelle 10  $\mu\text{m}$ ). F) *Cyclotella michiganiana*. G) *Aulacoseira sp.* (barre d'échelle 20  $\mu\text{m}$ ). H) *Melosira varians*. I) *Diatoma vulgare*. J) *Tabellaria flocculosa*. K) *Ulnaria ulna* (barre d'échelle 10  $\mu\text{m}$ ). L) *Meridion circulare* (barre d'échelle 5  $\mu\text{m}$ ) (**Kociolek et al., 2015**)

Le protoplaste d'une diatomée est très semblable à celui d'autres algues en ce qu'il contient des organites tels qu'un noyau, des mitochondries, des chloroplastes, un appareil de Golgi, un réticulum endoplasmique et une grande vacuole centrale. Leur noyau se trouve habituellement au centre de la cellule, et migre vers des endroits lors de la division cellulaire (*Round et al., 1990*). Il est entouré d'une grande vacuole, qui représente environ 70% du volume cellulaire total, sur laquelle sont attachées des chloroplastes, qui y déposent des produits photosynthétiques (*Fig. I.3*). Elles contiennent les chlorophylles a et c, ainsi que des pigments accessoires primaires (carotène et fucoxanthine), qui leur donnent leur couleur brune distinctive. D'autres organites, comme les vésicules de dépôt de silice (SDV: Silica Deposition Vesicle), sont étroitement associés au complexe golgi, et des mitochondries peuvent être trouvées à proximité des deux chez certaines espèces (*Kale et Karthick, 2015*).

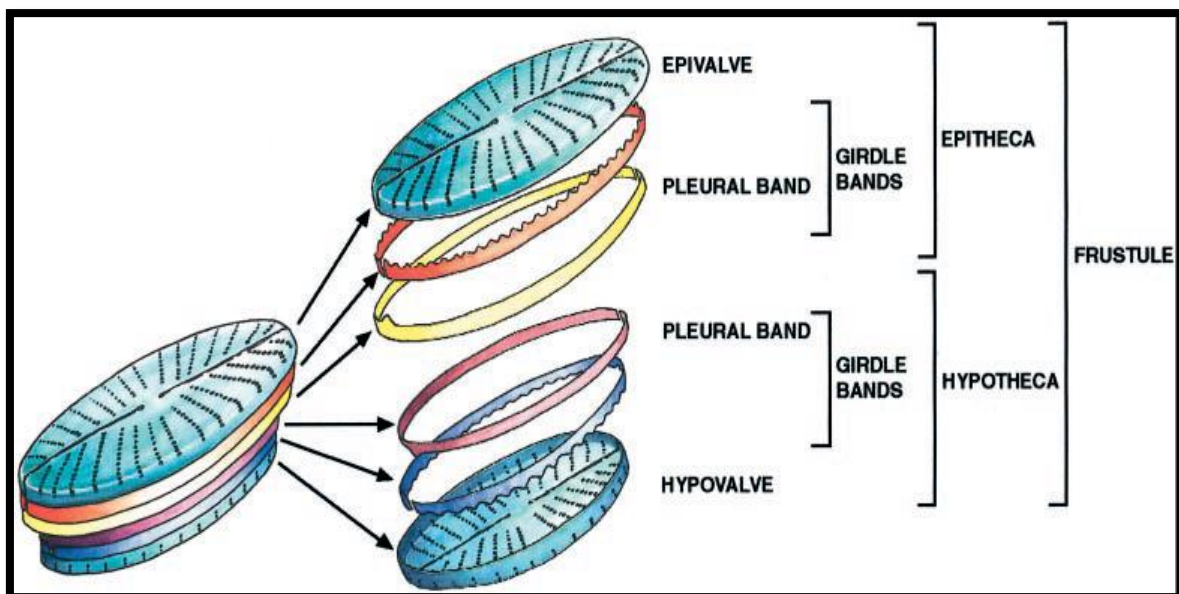


**Figure I.3:** Composition cellulaire d'une cellule de diatomée selon *Garacci (2018)* (modifiée)

#### I.4.Morphologie et structure du frustule

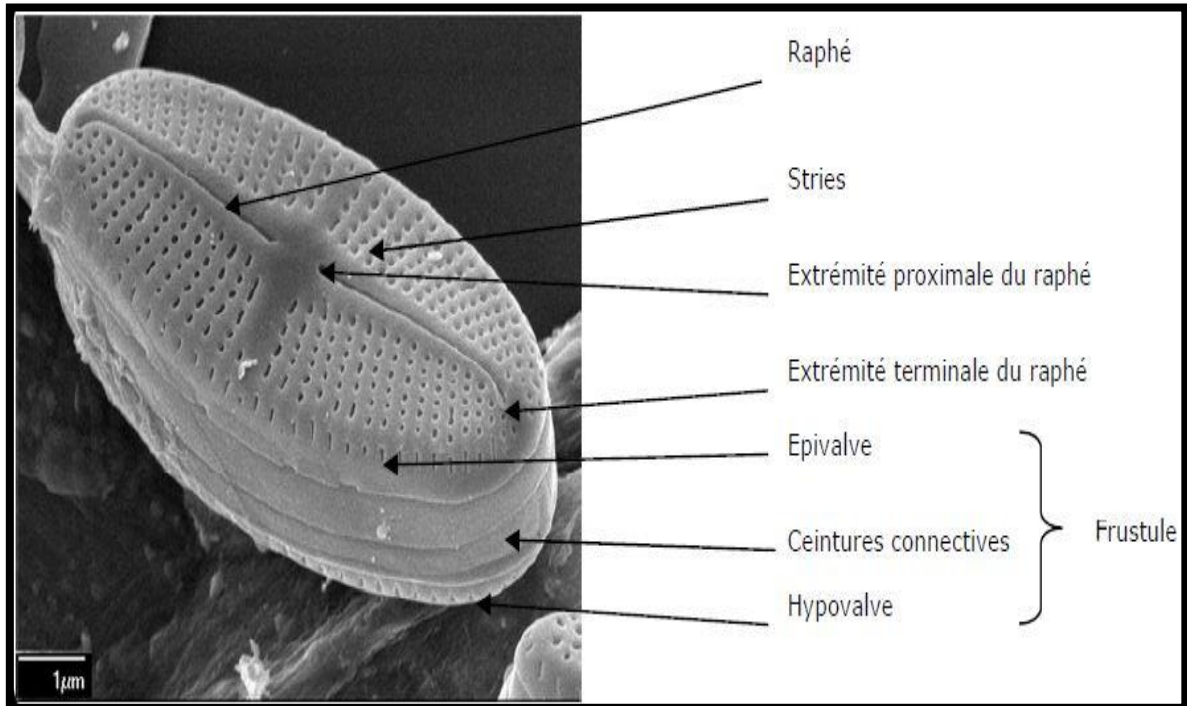
Les diatomées ont une paroi cellulaire siliceuse unique appelée frustule. Le frustule comporte deux valves qui se chevauchent. Le frustule est composé de deux valves reliées par des éléments de gaine. La plus grande valve est nommée l'épivalve, tandis que la plus petite valve est connue sous le nom hypovalve. Une série de bandes nommées bandes de gaine se produit entre les deux valves, le cingulum représente la combinaison entière de bandes (*Burliga et Kociolek, 2016*). C'est une paroi verticale qui, comme une ceinture, entoure le périmètre de la cellule (*Figs. I.4, I.5*), permettant la solidarisation de deux thèques (*Garacci, 2018*).

Les deux valves sont recouvertes de pores (aréoles); ce sont des perforations dans la paroi cellulaire, mais qui sont en fait masquées par un velum finement perforé. Ces aréoles sont généralement disposées en rangées de stries et qui permettent l'échange de gaz et matériel entre la cellule et son environnement (*Round et al., 1990 ; Jones, 2013*).



**Figure I.4:** Structure d'une espèce de diatomée (*Zurzolo et Bowler, 2001*)

Les valves présentent sur la surface extérieure des ornements (pores, épines, etc.) qui caractérisent le frustule et sont spécifiques à chaque espèce et peuvent être plus ou moins présentes (*Soler, 2010*).



**Figure I.5:** Exemple de la structure d'*Achanthidium sp.* (*Gassiole, 2014*)

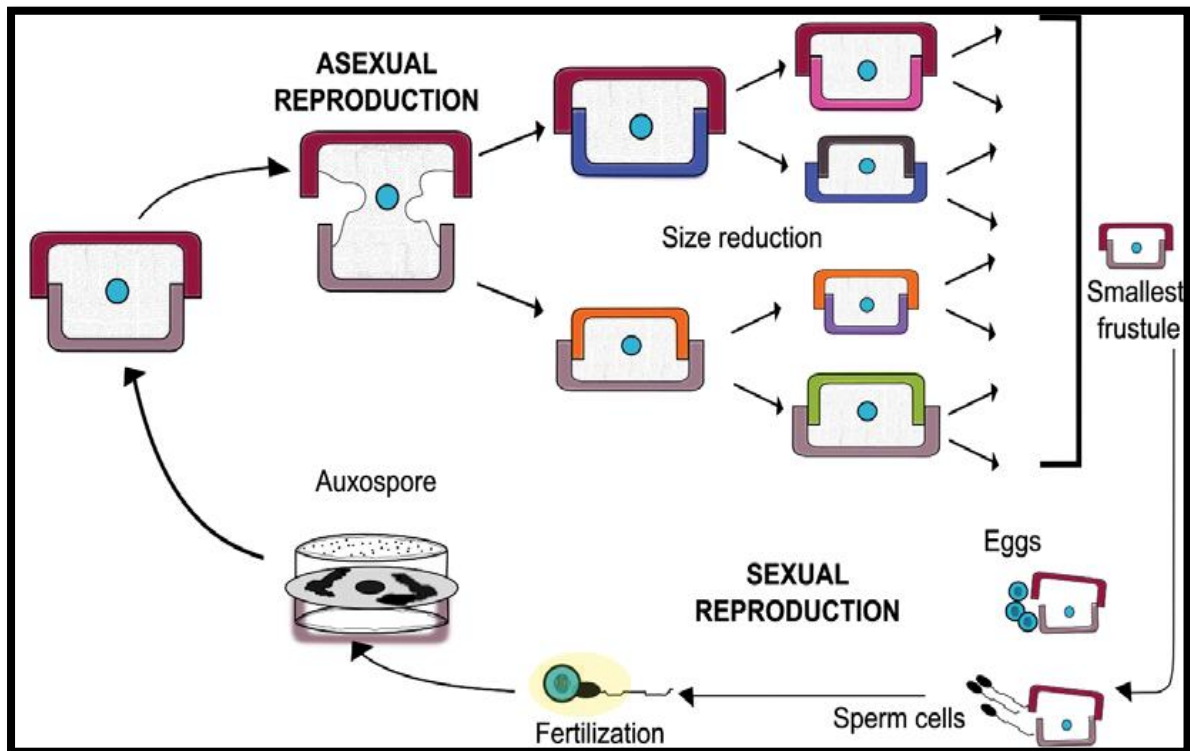
Pour maintenir leur position sur les substrats, les diatomées benthiques en particulier produisent des éléments appelés substances polymères extracellulaires (SPE). Les composantes du SPE prennent de nombreuses formes morphologiques, allant de fibrilles rigides très cristallines à des capsules mucilagineuses très hydratées (*Hoagland et al., 1993*).

La densité et la hauteur des stries, la forme de la valve (linéaire, sigmoïde, lancéolée, rhombique, etc.), le type d'extrémité (capitée, rostrée, spatulée, etc.), la disposition des stries (parallèles, radiantes, etc.) et la présence de raphé ; qui est une longue fissure ou une paire de fissures à travers la paroi de la valve sont les caractéristiques les plus importantes utilisées pour distinguer et identifier les différentes espèces (*Jones, 2013 ; Gassiole, 2014*).

### **I.5.Reproduction des cellules de diatomées**

Les diatomées se développent rapidement et produisent un grand nombre de cellules en peu de temps lorsque les conditions sont favorables (*Cameron, 2013*).

La reproduction est le plus souvent accomplie par multiplication végétative. Chaque cellule produisant deux cellules filles par séparation des deux valves du frustule et formation d'une nouvelle hypovalve. Ce phénomène entraîne une réduction de la taille des individus. Lorsque les cellules atteignent des dimensions minimales, la reproduction sexuelle survient ce qui permet à l'espèce de retrouver sa taille d'origine par la formation d'auxospores qui sont des cellules pouvant se développer jusqu'à produire un nouveau frustule (**Fig. I.6**). Grâce à la formation d'auxospores, la diatomée peut retrouver sa taille d'origine et reprendre sa croissance végétative. Le premier individu issu de la reproduction sexuée est la cellule initiale, qui a une structure légèrement différente des cellules végétatives (**Rumeau et Coste, 1988 ; Zugic-Drakulic, 2006 ; Gassiole, 2014**).



**Figure I.6:** Reproduction sexuée et asexuée chez les espèces de diatomée (**Kale et Karthick, 2015**)

## I.6. Classification phylogénétique

L'observation des caractéristiques structurelles et morphologiques des frustules constitue la base de la classification et la taxonomie des espèces de diatomées. Ces

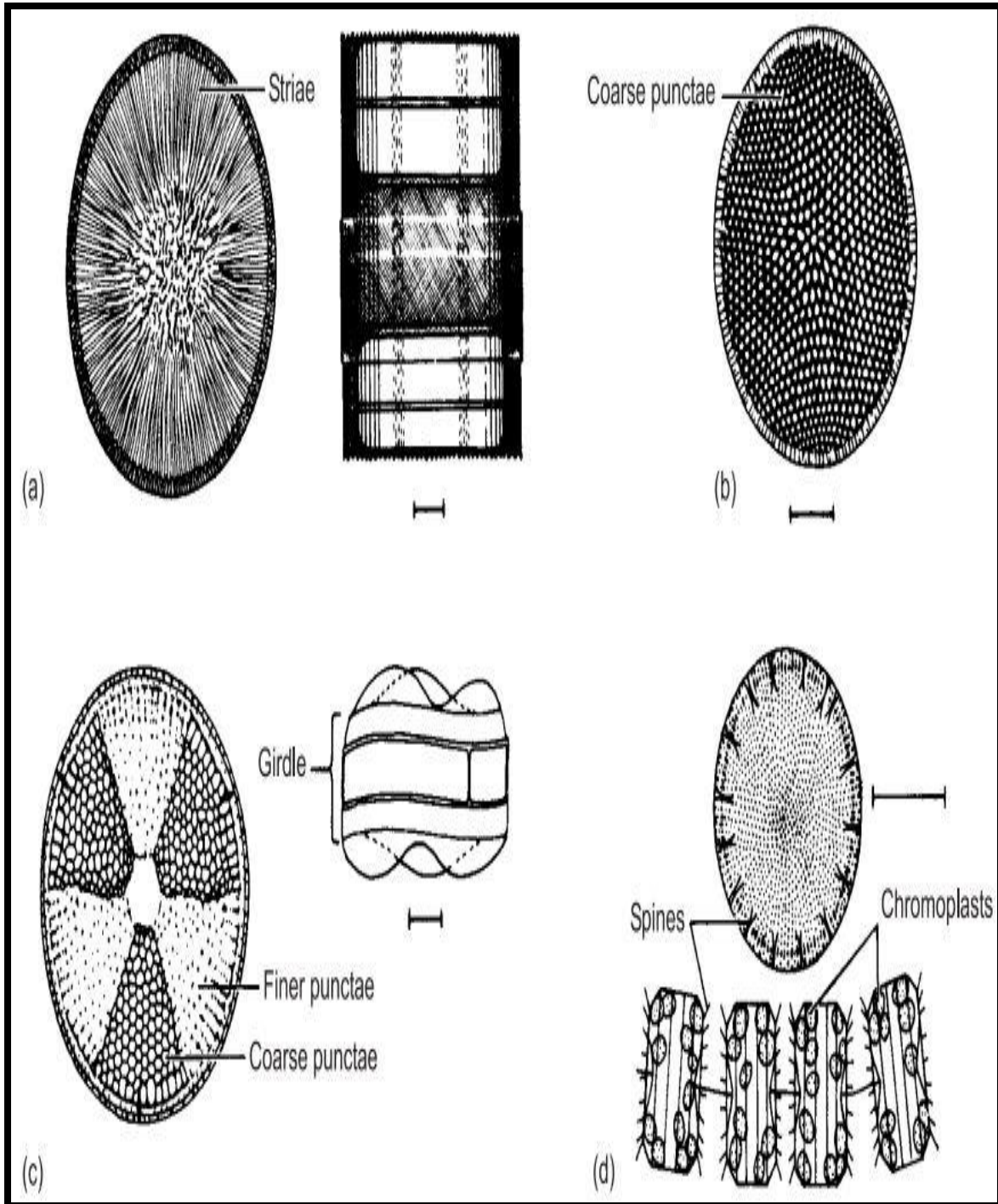
observations reposent sur des outils de microscopie haute performance, ce qui explique la grande complexité et l'évolution constante de la diatomée systématique (*Leboucher, 2018*).

Sur la base de la morphologie des frustules, deux divisions majeures ont été distinguées: Centrique avec des valves rondes et pennée avec des valves plus elliptiques (*Malviya, 2015*).

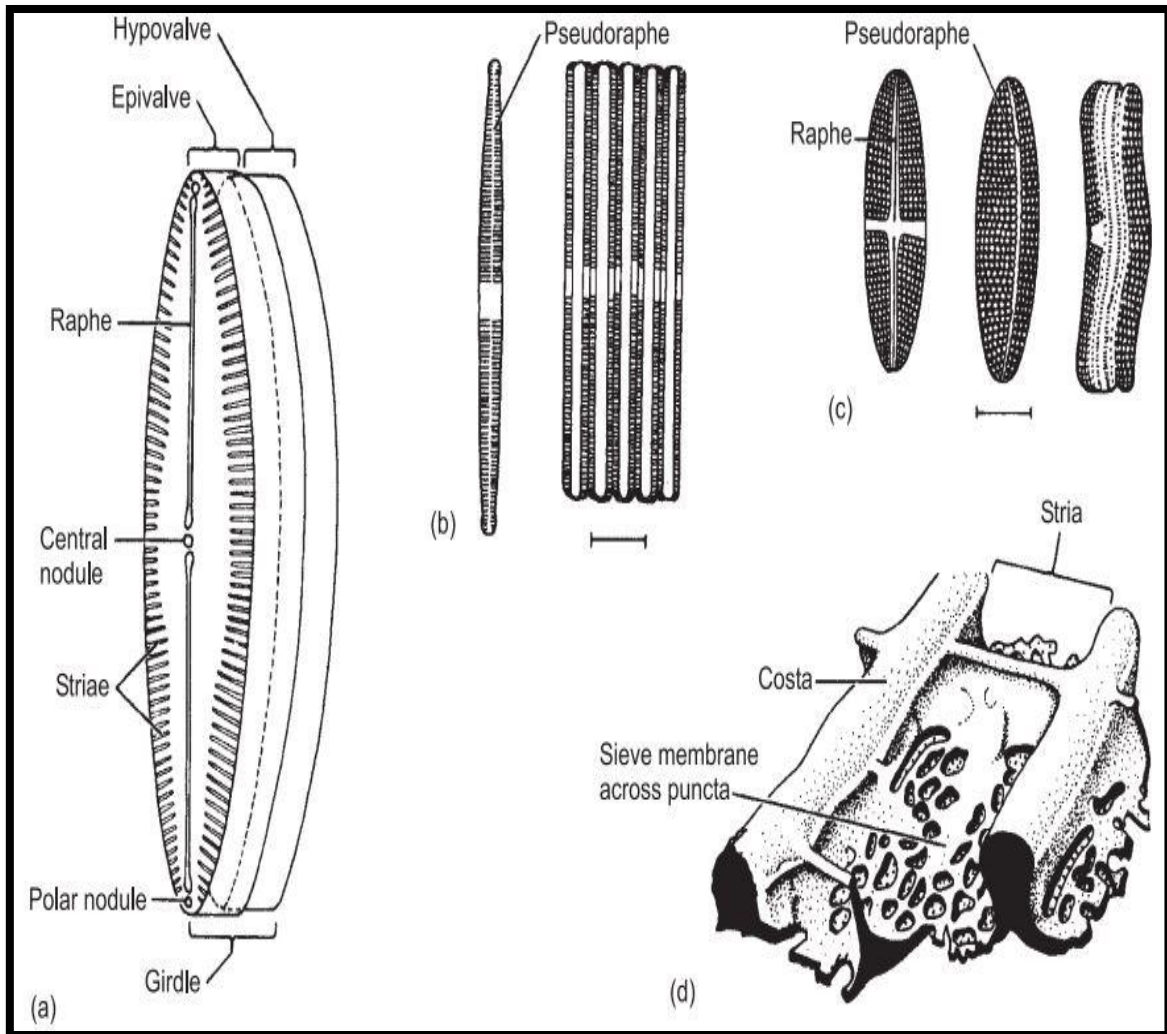
Les diatomées non-pennées ou centriques (*Fig. I.7*) en eau douce sont un élément essentiel de nombreux écosystèmes aquatiques. Ils grandissent seuls ainsi que dans les colonies qui sont maintenues ensemble par mucopolysaccharides, chitine, ou épines siliceuses inter connectées. Cette classe est caractérisée par la symétrie axiale des valves et la disposition de l'ornementation (nombre de pores, organisation radiale ou concentrique).

Les diatomées pennées (*Fig. I.8*) sont classées en deux groupes selon la présence ou non du raphé (raphide et araphide). Un seul raphé sur la valve et la diatomée est dite « uniraphée », deux raphés et l'espèce est dite « biraphée ». Elles peuvent se déplacer ou se fixer sur un support grâce à cet élément. Elles sont différenciées des centriques par une forme allongée des valves (linéaire, lancéolée ou ovale) et la symétrie de l'ornementation frustule, qui est généralement bilatérale (*Morin, 2006 ; Kociolek et al., 2015*).

Contrairement aux diatomées centriques occupant généralement la colonne d'eau présentent principalement les organismes pélagiques, les espèces pennées constituent la flore benthique à symétrie bilatérale, d'après *Soler (2010)*.



**Figure I.7:** Exemple des diatomées centrales; a) à gauche *Melosira* en vue de la valve et à droite en vue de la ceinture sous forme de colonie, b) *Coscinodiscus* en vue valvaire, c) *Actinopterychus* à gauche vue valvaire et à droite en vue de la gaine, d) *Thalassiosira* en haut en vue valvaire et en bas en colonie en vue de la ceinture. Barre d'échelle = 10  $\mu\text{m}$  (*Armstrong et Brasier, 1980*)



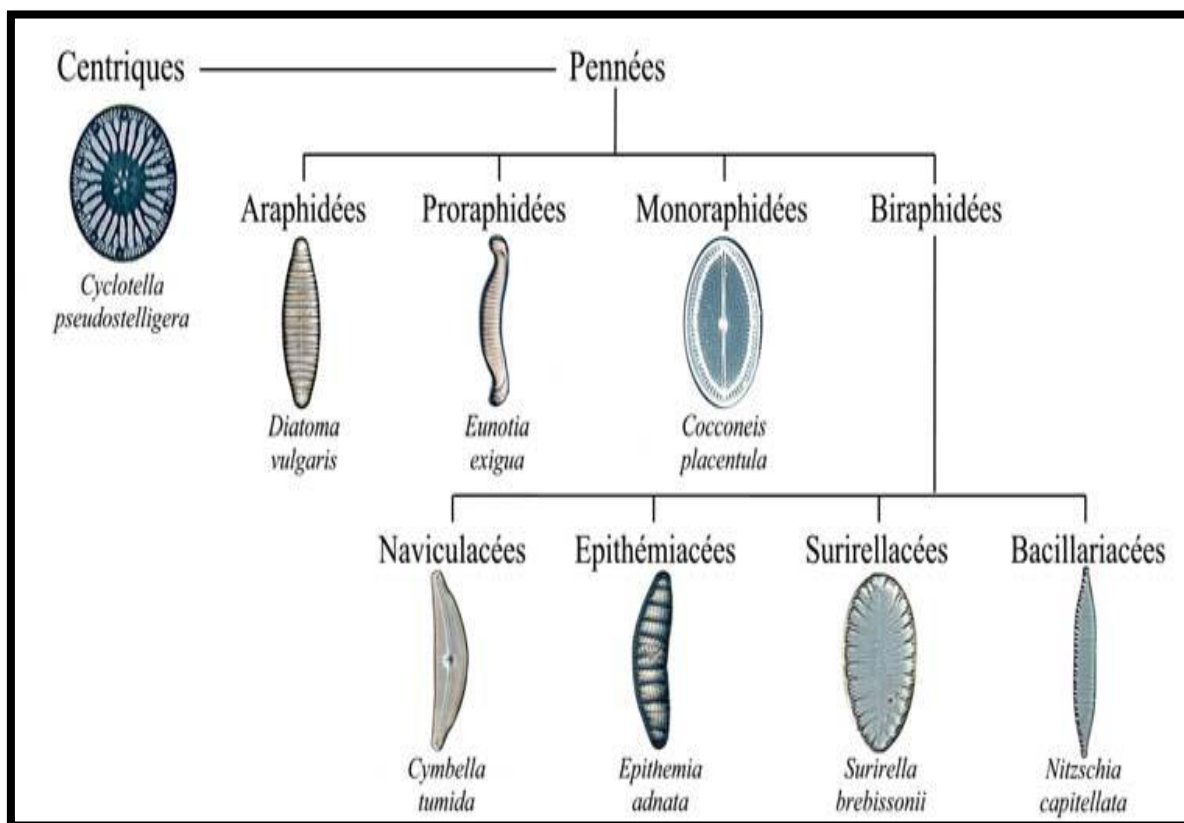
**Figure I.8:** Exemple de diatomées pennales; a) *Pinnularia* en vue latérale avec le raphé, b) *Fragilaria* à gauche en vue de la valve avec le pseudoraphé et à droite colonie en vue de la bande, c) *Achnanthes* à gauche en vue de l’hypovalve avec le raphé, à droite en de la bande et au centre en vue de l’épivalve avec le pseudoraphé, d) Aréole d’une espèce de diatomée avec plus de détails. Barre d’échelle = 10 µm (*Armstrong et Brasier, 1980*)

Les diatomées pennées sont abondantes dans le sol, l’eau douce et les plantes et elles survivent également sous forme benthique dans les environnements océaniques. Les diatomées centriques sont abondantes sous forme de plancton dans les eaux marines, particulièrement sous les latitudes subpolaires et tempérées. Divers groupes planctoniques ont été observés dans les océans et les eaux douces (*Armstrong et Brasier, 1980 ; Lebeau et Robert, 2003 ; Tekwani et al., 2013*).

D'après *Garacci (2018)*, les méthodes basées sur la détermination de la morphologie par des observations microscopiques en se référant aux clés d'identification (*Figs. I.9, I.10*) utilisées pour la classification et l'identification des diatomées maintenant sont utilisées moins fréquemment, laissant de la place aux outils génétiques en constante évolution.

### I.7. Ecologie et mode de vie

Une grande partie des diatomées sont autotrophes, exigeant des conditions de lumière et d'humidité limitées, ce qui clarifie leur croissance dans un large éventail d'écosystèmes, y compris l'eau (douce, salée et saumâtre, courante, stagnante, suintante et intermittente), l'air (aérosols) et le sol (sols humides, grottes, etc.). Selon des statistiques récentes, plus de 30000 taxons ont été découverts et plus de 100000 espèces potentielles (*Mann et Vanormelingen, 2013*).



**Figure I.9:** Clé d'identification des différents genres de diatomées des eaux douces d'après Krammer et Lange-Bertalot (source *Nehar, 2016*)

*Armstrong et Brasier (1980)* affirment que les diatomées sont des organismes autotrophes qui servent de fondement aux chaînes alimentaires dans de nombreux milieux aquatiques. Diverses espèces poussent dans des niches benthiques et planctoniques dans les rivières, les marais salés, les mers, les lagunes, les étangs, les lacs et les eaux marines, tandis que d'autres se développent dans le sol, les glaces ou attachées aux arbres et aux roches.

D'après *Cameron (2013)*, les diatomées se trouvent dans presque tous les milieux aquatiques et les habitats terrestres humides, et elles constituent la classe d'algues la plus abondante et la plus diversifiée dans ces écosystèmes. Les diatomées sont des éléments essentiels du phytoplancton marin et d'eau douce, du benthos et des communautés d'algues. La composition des espèces est extrêmement sensible à la qualité de l'eau, et de nombreuses espèces sont spécifiques à l'habitat.

*Rimet et Bouchez (2012)* ont attesté que les diatomées peuvent prendre deux formes de vie :

- **Des cellules solitaires:** soit non attachées et elles sont flottantes telles que les diatomées centriques dans le plancton, en mouvement libre c'est le cas des cellules libres de *Nitzschia* ou de *Navicula*. Soit attachées par leur face valvaire c'est le cas de *Cocconeis sp.*, par leur vue de la ceinture comme l'exemple de *Eunotia sp.*, par production de mucilage qui leur permet de s'adhérer au substrat tels que *Diatoma sp.*, *Ulnaria sp.*, ou adhérant au substrat en produisant une tige au niveau de pores apicaux en liant qu'une seule cellule comme chez *Achnanthisidium sp.*, ou plusieurs cellules voire colonies arbusculaires de *Gomphonema sp.*

Certaines diatomées unicellulaires se déplacent rapidement. *Navicula et Frustulia* sont deux exemples de formes découpées. Ils peuvent parcourir des distances plusieurs fois plus longues que leur corps en quelques minutes (*Biggs, 2000*).

- **Des colonies:** Les taxons en eau douce présentant les classes suivantes :
  - **Colonies en chaînes:** Ce sont des diatomées centriques, le cas des taxons *Melosira varians*, *Aulacoseira sp.*, *Cyclotella sp.* et *Thalassiosira sp.*
  - **Colonies en rubans:** Constituent les cellules pennées comme *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*, et *Fragilariopsis sp.*

- **Colonies en zigzag:** Exemple, *Diatoma sp.*
- **Colonies en forme des rosettes:** Le cas de *Ulnaria sp.*
- **Colonies en forme des étoiles:** *Asterionella formosa* et *Nitzschia fruticosa*.
- **Colonies arborescentes:** Exemple, *Gomphonema sp.*, *Cymbella sp.*, et *Rhoicosphaenia abbreviata*.
- **Colonies muqueuses en tubules:** Les colonies de *Encyonema sp.*, *Frustulia sp.*, *Berkeleya sp.*, *Parlibellus sp.*, *Encyonema minutum*, et *Parlibellus sp.*

Par ce fait, ils affirment que même si les diatomées sont essentiellement des algues unicellulaires, elles ont un large éventail de formes de vie et un bon nombre d'entre elles peuvent former des colonies. D'après les mêmes auteurs, au cours de leur cycle de vie, les taxons peuvent même présenter plusieurs formes de vie successives. C'est le cas, par exemple, des espèces de *Cymbella*, qui peuvent être unicellulaires et libres de mouvement un moment, puis attachées à un pédoncule et immobiles le suivant.

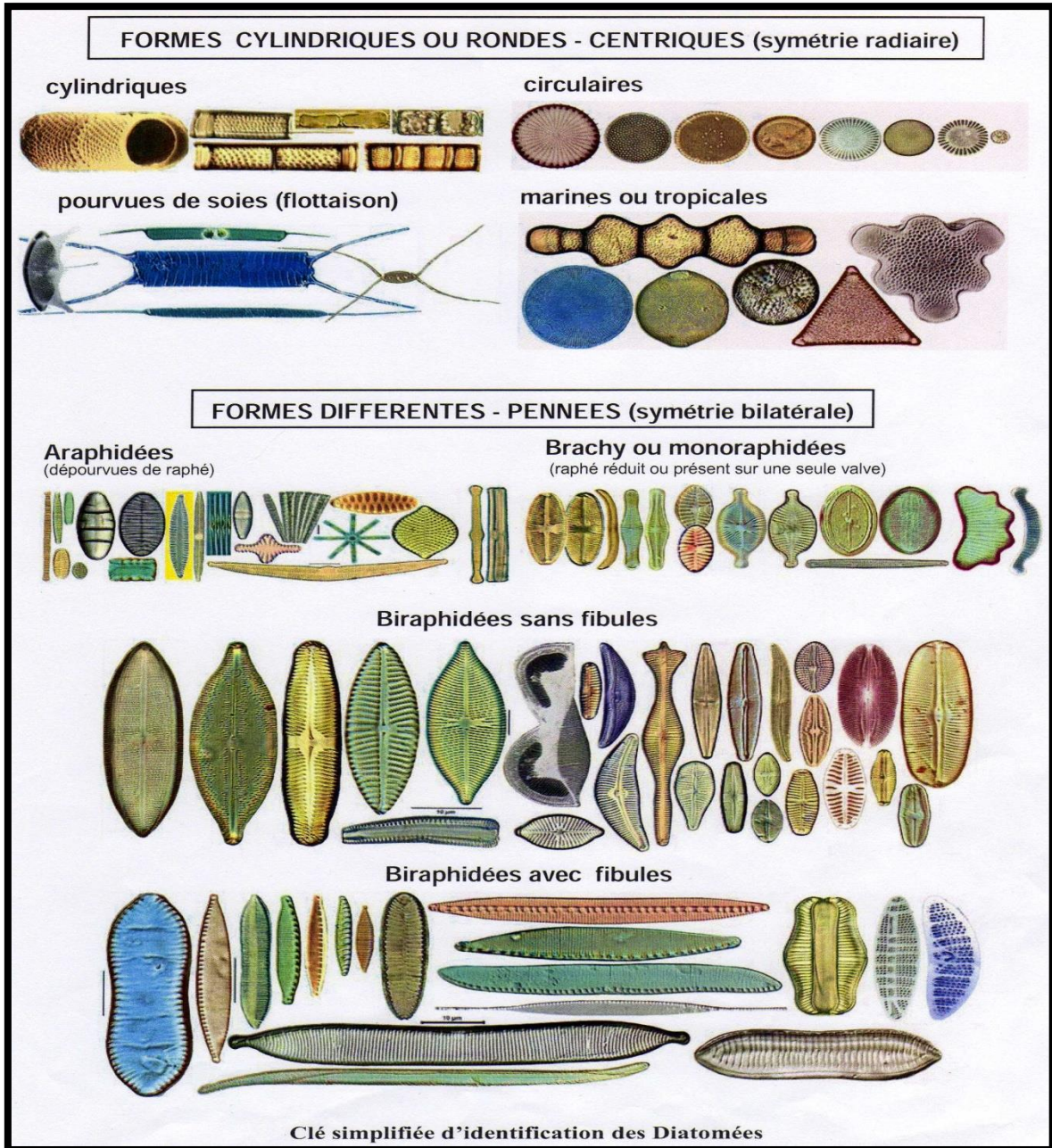
Les diatomées présentent deux différents modes de vie :

- Les **diatomées planctoniques** sont isolées du substrat et vivent librement dans la colonne d'eau. En raison de leur grande mobilité, elles peuvent coloniser chaque section du réseau hydrographique (*Leboucher, 2018*).
- Les **diatomées périphytiques** appelées également benthiques vivant fixées à des substrats solides.

D'après *Biggs (2000)*, leur classification est fondée sur les types de substrats naturels occupés par chaque espèce, on distingue:

- **Les épiphytons:** fixées à la surface des végétaux aquatiques, les espèces caractéristiques comme *Achnantheidium minutissimum*.
- **Les épipsammons:** vivent sur la surface du sable dur, *Achnantheidium sp.*, *Fragilaria sp.*, et *Navicula sp.*, représentent cette subdivision.
- **Les épipelons:** attachées sur les boues et les sédiments organiques ou inorganiques. Ce type est distingué par des taxons tels que *Cymbella sp.*, et *Navicula viridula*.

- **Les épilithons:** vivent sur les pierres dures, graviers, galets et rochers. Des taxons communs caractérisent ce sous-groupe tels que: *Cymbella minuta* et *Synedra ulna*.



**Figure I.10:** Clé d'identification des formes centriques et pénales des diatomées avec les différentes familles (*Prygiel et Coste, 2000*)

## **I.8. Conditions de culture et sources de nutriments des diatomées**

Les diatomées exigent des facteurs environnementaux et nutritionnels pour leur développement (*Cointet, 2019*). En effet, les variables environnementales telles que la température, la lumière, le pH, l'oxygène et la salinité ainsi que les éléments nutritionnels contrôlent le taux de croissance et le contenu biochimique des microalgues (*Pahl et al., 2010*).

L'étude de l'influence des facteurs environnementaux sur la croissance et le développement des espèces diatomiques était le sujet de nombreuses littératures ainsi, multiples études ont démontré l'impact substantiel de ces derniers sur la structure et la composition des assemblages de diatomées (*Wang et al., 2012 ; Breuer et al., 2013 ; Li et al., 2017*).

### **I.8.1. Paramètres environnementaux**

#### ***I.8.1.1. La température***

Elle est une composante environnementale importante ayant des effets importants sur le développement, la productivité et la valeur nutritive des algues microscopiques (*Pahl et al., 2010*).

#### ***I.8.1.2. La lumière***

Etant donné que les processus de la photosynthèse sont dépendants de l'apport d'énergie lumineuse acquise par les structures photosynthétiques, la lumière a une influence considérable sur la croissance et le développement des micro algues (*Cointet, 2019*).

La lumière et la température sont des signaux environnementaux cruciaux dans les environnements naturels du phytoplancton, influençant plusieurs processus métaboliques et réactions, et donc la bio-activité (*Ingebrigtsen et al., 2016*).

#### ***I.8.1.3. Le pH***

Dans les milieux d'eau douce, le pH est probablement l'élément régulateur le plus important pour la composition des espèces en contrôlant les différentes réactions

chimiques et biochimiques telles que l'activité d'enzymes particulières comme les phosphatases (*Battarbee et al., 2001*).

## **I.8.2. Paramètres nutritionnels**

### ***I.8.2.1. Les nutriments (azote, phosphore et silice)***

L'azote est nécessaire pour la formation de protéines, de chlorophylle et d'enzymes. Ce dernier est généralement assimilé par les diatomées sous forme de nitrates (*Cointet, 2019*).

Le phosphate représente un composant clé pour la synthèse de protéines. Cet élément est également requis pour la division cellulaire, ainsi il est indispensable pour la croissance des espèces diatomiques.

La silice constitue un élément essentiel chez les diatomées pour la formation des frustules, et son absence provoque l'inhibition de diverses réactions métaboliques telles que la division cellulaire, la production de protéines et des pigments (chlorophylle et caroténoïdes).

L'azote et le phosphore sont les nutriments les plus importants qui limitent le développement des algues dans les eaux de surface. Néanmoins, la disponibilité de silice dissoute est tout aussi importante pour les espèces de diatomées (*Battarbee et al., 2001*).

### ***I.8.2.2. La salinité***

Parmi les facteurs les plus cruciaux déterminant les communautés de diatomées figurent la conductivité et la teneur en ions. La conductivité est couramment utilisée comme indicateur de la salinité, car elle est facilement quantifiable sur le terrain et est fréquemment utilisée dans la majorité des recherches sur les diatomées exposant l'influence de la salinité sur ces organismes (*Stenger-Kovács et al., 2023a*).

## **I.9. Relation entre les diatomées benthiques et planctoniques dominantes**

Les groupes phytoplanctoniques et phytobenthiques étaient largement constitués de diatomées (*Leflaive et al., 2008*). Les microalgues planctoniques sont

principalement des diatomées centriques qui peuplent les eaux douces, tandis que les formes benthiques représentent les diatomées pennées qui poussent sur des sédiments ou se fixant à des roches ou à des macroalgues; et certaines espèces peuvent également être observées dans le sol (*Lebeau et Robert, 2003*). Les deux communautés sont très distinctes; chez le plancton, les espèces sont relativement éloignées et l'interaction est beaucoup moins importante que chez le phytobenthos, où elle est plus cruciale (*Tapolczai et al., 2016*).

Les biofilms de rivière sont un ensemble complexe d'organismes (bactéries, champignons, algues, protozoaires hétérotrophes, méiofaune et macrofaune) enfermés dans une matrice muqueuse exopolymérique et développés sur n'importe quelle surface dure et immergée (*Majdi et al., 2012*). Leur formation sur un substrat débute par la fixation d'une matrice organique et de micro-organismes (des bactéries). Les premières algues à se développer sont souvent les diatomées pennées microscopiques, suivies par d'autres espèces planctoniques ou des algues vertes filamenteuses (*Ivorra et al., 2000*).

Les diatomées planctoniques et benthiques sont les deux principaux producteurs primaires dans les habitats fluviaux, et l'interaction entre ces deux types d'algues demeure une source d'inquiétude pour les écosystèmes lotiques (*Wang et al., 2019*). Grâce au mouvement des cellules algales, les interactions locales peuvent permettre aux environnements benthiques et planctoniques de se lier, ce qui implique que le phytoplancton peut être formé à partir de diatomées benthiques et que les algues planctoniques qui tombent peuvent devenir des algues benthiques (*Tekwani et al., 2013*).

Dans leur étude au niveau du fleuve Yangtsé, *Wang et al. (2019)* ont trouvé que dans la colonne d'eau, les diatomées benthiques typiques telles que *Nitzschia* et *Navicula* étaient abondantes, soutenant ainsi l'étude de *Tekwani et al. (2013)*, qui ont affirmé à partir de leur investigation au niveau du cours d'eau de la Garonne que pendant la période de débit élevé pratiquement la majorité des espèces diatomiques typiques du biofilm sont détectées dans la colonne d'eau, ce qui indique l'origine benthique de ces

cellules. Cependant, pendant la période estivale, des quantités importantes de diatomées planctoniques peuvent se déposer sur le biofilm.

Selon **Roeder (1977)**, les diatomées planctoniques centrales sont moins mobiles que les diatomées pennées, et leur faible mobilité pourrait favoriser le piégeage à l'intérieur de la matrice du biofilm dans les cours d'eau. Alors que **Améziane et al. (2003)** rapportent que les algues dans la colonne d'eau au centre des rivières se forment principalement à partir du détachement des biofilms phototrophiques. D'après **Uehlinger et al. (1996)**, les variations au sein de la population de périphyton dans les cours d'eau pourraient être expliquées par les fluctuations des rejets. Tandis que **Tekwani et al. (2013)**, ont attesté que les échanges entre les deux compartiments benthique-pélagique sont déterminés par l'hydrodynamique, la température, le pâturage et l'auto-détachement du biofilm.

## **Chapitre II :**

# **Les diatomées, alliés miracles pour la biosurveillance de la qualité de l'eau de surface**

## II.1.Introduction

Le maintien de l'intégrité écologique devient incroyablement difficile en raison d'un certain nombre de menaces majeures posées par les activités humaines qui ont eu une incidence importante sur la santé des écosystèmes aquatiques (*Tan, 2015*).

L'évaluation biologique de ces impacts multiples sur l'environnement est connue sous le nom de bio surveillance. Cette dernière est moins coûteuse et plus précise que l'analyse de la qualité de l'eau, car elle comprend des organismes biologiques indigènes de la région (*Hattikudur et al., 2014*).

Au cours des dernières décennies, les évaluations de la qualité de l'eau étaient fondées sur des analyses physicochimiques, qui ne définissaient la qualité de l'eau qu'à l'étape de la mesure. Cette évaluation était insuffisante parce que la qualité de l'eau peut changer en très peu de temps, par exemple pendant un débit d'eaux usées non contrôlé. Cependant, pour connaître les circonstances présentes dans un écosystème donné, l'évaluation biologique des écosystèmes aquatiques est la méthode la plus précise. Elle est effectuée par les espèces aquatiques, qui fournissent des renseignements concis sur les conditions environnementales parce qu'elles sont sous l'effet de facteurs physicochimiques, et sont continuellement touchées par le type et la quantité de pollution (*Szczepocka et al., 2014*).

Dans le but d'évaluer l'état écologique des écosystèmes aquatiques, des composantes biologiques dites indicateurs biologiques comme les macroinvertébrés, les poissons et les algues sont utilisées (*Masouras et al., 2021*).

Les indicateurs biologiques sont particulièrement importants pour la surveillance de la qualité de l'eau parce qu'ils montrent les effets cumulatifs de toutes les conditions environnementales, alors que les évaluations physico-chimiques ne s'imposent qu'au moment de l'étude, ce qui ne reflète pas les changements pouvant se produire au fil du temps (*Lobo et al., 2015 ; Çelekli et al., 2021*). D'après *Atici et al. (2018)*, les indicateurs biologiques par opposition aux facteurs environnementaux présents dans l'eau, qui ne fournissent que des renseignements sur la situation actuelles ont

beaucoup plus efficaces pour indiquer les répercussions à long terme sur les milieux aquatiques.

La surveillance de la qualité de l'eau à l'aide des communautés algales permet de déterminer les changements qui se produisent dans les écosystèmes aquatiques (*Çelekli et al., 2021*). Ces dernières représentent un outil pour la détermination des conditions historiques de qualité de l'eau au fil du temps (*Waters et al., 2013 ; Whitmore et Riedinger-Whitmore, 2014*).

Les diatomées représentent l'un des groupes d'algues les plus étudiés. Au sein des écosystèmes lotiques les communautés benthiques de diatomées sont influencées par diverses conditions environnementales (matière organique, nutriments, pH, conductivité, oxygène, vitesse du courant etc...), les populations réagissant différemment selon leurs tolérances environnementales (*Álvarez-Blanco et al., 2013 ; Lobo et al., 2016*).

*Poikane et al. (2016)* ainsi que *Çetin et Demir (2019)* attestent que les indicateurs les plus couramment utilisés pour évaluer la qualité des rivières en Europe sont les invertébrés benthiques et le phytobenthos, principalement les diatomées benthiques.

L'utilisation des diatomées pour la bio surveillance de la qualité de l'eau est apparue depuis plus d'un siècle (*Kolkwitz et Marson, 1908*). L'estimation des niveaux de pollution en fonction de la composition des taxons de diatomées, leurs préférences et leurs tolérances écologiques remonte à longtemps avec les travaux de *Butcher (1947)*, *Hustedt (1957)*, *Zelinka et Marvan (1961)* et *Lange-Bertalot (1979)*.

En Europe, la Directive-Cadre sur l'Eau du Parlement Européen et du Conseil, mise en œuvre en 2000 (*CEC, 2000*), recommandent les diatomées pour évaluer l'état écologique dans les cours d'eau et les rivières. Elle a établi un cadre communautaire pour l'action en matière de politique de l'eau dont l'objectif principal étant d'atteindre un "bon état écologique" des milieux aquatiques (eaux de surface, estuariennes, côtières et souterraines) (*Lobo et al., 2016*).

*Hattikudur et al. (2014)* affirment que les diatomées ont été sélectionnées comme les algues les plus pertinentes en raison de leur disponibilité et présence, frustules inorganiques qui persistent même après la mort, les coûts sont peu élevés, complémentarité avec les approches traditionnelles.

## **II.2. Bio-évaluation et biosurveillance des milieux lotiques**

Il y a 50 à 100 ans, des approches et des méthodes d'évaluation de la santé des écosystèmes et de détermination des causes des dommages dans les habitats aquatiques (*Stevenson et al., 2010*), en particulier les rivières et les ruisseaux, ont été élaborées.

Les indicateurs biologiques reflètent la qualité de l'eau ainsi que ses changements dans le temps mieux que les analyses physicochimiques spécifiques. La surveillance biologique s'est révélée utile dans les eaux courantes, où les quantités peuvent fluctuer considérablement, même en quelques heures (*Soininen, 2004*).

D'après *Reid et al. (1995)*, les indicateurs biologiques sont très utiles pour analyser la qualité de l'eau. L'objectif principal de la bio évaluation est généralement d'évaluer l'effet des pressions passées, actuelles et futures des activités humaines sur l'environnement d'eau douce.

Pour évaluer la qualité des écosystèmes lotiques, les diatomées parmi les diverses communautés biologiques qui ont été largement utilisées comme bio-indicateurs de la qualité de l'eau parce qu'elles réagissent immédiatement aux pressions environnementales, particulièrement à la pollution, l'eutrophisation, la salinité et l'état trophique (*Rimet, 2012 ; Álvarez-Blanco et al., 2013 ; Lobo et al., 2015*).

D'après *Rimet (2012)*, les diatomées et la pollution des rivières ont été étudiées pour la première fois il y a 60 ans, et leur aptitude en tant qu'indicateurs de bio-évaluation pour la surveillance de la qualité des rivières a été rapidement démontrée.

Au cours de la dernière décennie, les diatomées sont devenues un élément crucial de la biosurveillance et l'évaluation de l'état écologique des systèmes lotiques notamment les cours d'eau, dans divers pays européens, américains, asiatiques et africains à

travers le monde entier (*Blinn et Herbst, 2003 ; Lobo et al., 2004 ; Harding et al., 2005 ; Wang et al., 2006 ; Taylor et al., 2007 ; Solak et Àcs, 2011 ; Tan et al., 2017 ; Castillejo et al., 2018 ; Çetin et al., 2021*).

De multiples recherches ont été menées pour démontrer le potentiel des communautés de diatomées en tant que bio-indicateurs de la qualité de l'eau, l'évaluation des conditions environnementales et leur réponses à divers types de pollution particulièrement l'eutrophisation, l'état trophique, la pollution organique et la pollution métallique (*Gold, 2002 ; Morin et al., 2008 ; Szczepocka et Szulc, 2009 ; Berthon et al., 2011 ; Besse-Lototskaya et al., 2011 ; Fernández et al., 2018 ; Shen et al., 2018*).

De nombreuses études européennes ont mis en évidence l'utilité et l'importance des diatomées pour les programmes de bio-surveillance et l'évaluation de la qualité de l'eau dans les cours d'eau et les rivières (*Tornés et al., 2007 ; Szczepocka et Szulc, 2009 ; Beltrami et al., 2012 ; Noga et al., 2014 ; Pajunen et al., 2016 ; Tornés et al., 2018*).

Également aux États-Unis, les diatomées sont couramment utilisées pour la bio-évaluation de l'état écologique des rivières et des ruisseaux (*Fore et Grafe, 2002 ; Blinn et Herbst, 2003 ; Potapova et Charles, 2003 ; Wang et al., 2006 ; Potapova et Charles, 2007*).

En ce qui concerne les pays asiatiques, *Bae et al. (2011), Lee et al. (2011)* ainsi que *Tan et al. (2013 ; 2017)* ont donné un aperçu de la recherche sur les diatomées et leur application dans les programmes de biosurveillance de la qualité de l'eau. L'étude de biosurveillance conduite par *Tan et al. (2015)*, le long du cours supérieur de la rivière Han en Chine a démontré que l'enrichissement en éléments nutritifs est la principale cause de la détérioration du cours d'eau.

En Algérie, la recherche sur les diatomées dans les écosystèmes lotiques implique une évaluation de la qualité de l'eau en termes d'aspects écologiques et de relations entre les espèces de diatomées et les différents facteurs environnementaux, et comprend les

travaux de *Chaïb et al. (2011)*, *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)*, *Nehar et al. (2015)*, *Negadi et al. (2018)*, *Bezzeghoud et Mansour (2021)* et *Kaddeche et al. (2022)*.

*Weilhoefer et Pan (2008)* ont rapporté que des approches de modélisation numérique ont été utilisées pour quantifier les relations entre les diatomées et les conditions externes dans les cours d'eau. Les techniques de moyenne pondérée (Weighted Average : WA) sont couramment utilisées pour déterminer les optimums et tolérances de diatomées. Ces techniques nous permettent de quantifier l'autécologie des diatomées et de fournir des informations sur les préférences écologiques des espèces de diatomées.

Diverses études ont développé des modèles WA dans les écosystèmes lotiques concernant la conductivité (*Munn et al., 2002 ; Potapova et Charles, 2003 ; Stenger-Kovács et al., 2018 ; Vélez-Agudelo et al., 2021*), et d'autres variables y compris les nutriments (*Potapova et al., 2004 ; Kovács et al., 2006 ; Ponader et al., 2007 ; Çelekli et al., 2019 ; Çelekli et Lekesiz, 2020*), ainsi que le pH (*Kovács et al., 2006*).

### **II.3. Biomonitoring des milieux lenticques**

Les principaux milieux d'eau douce, comme les lacs et les cours d'eau, diffèrent les uns des autres de plusieurs façons importantes (*Soininen, 2007*). Les écosystèmes lenticques diffèrent des écosystèmes lotiques en ce qui concerne les algues présentes, ces derniers étant caractérisés par les algues benthiques tandis que le premier groupe est occupé par les algues planctoniques (*Burliga et Kociolek, 2016*).

La biodiversité des écosystèmes lotiques et lenticques a considérablement diminué et leur intégrité est endommagée également en raison de nombreuses menaces liées aux activités anthropiques (*Balian et al., 2008 ; Vörösmarty et al., 2010*). D'après *Lobo et al. (2015)*, ces pratiques ont eu un impact important sur les cycles hydrologiques et biogéochimiques, ainsi que sur la biodiversité, ce qui a entraîné une modification durable et immuable des lacs, des rivières et des barrages.

En vue d'évaluer l'état écologique des hydrosystèmes, de nombreux programmes de surveillance fondés sur des bioindicateurs ont adapté des approches pour déduire et

estimer les valeurs attendues consistant en des modèles prédictifs (*Tan et al., 2015*). Certaines de ces méthodes visent à prédire les propriétés hydrochimiques passées dans les lacs (*Gasse et al., 1995 ; Gasse et al., 1997 ; Bate et al., 2004*). D'après *Carayon et al. (2019)*, ces modèles de prédiction avaient déjà été mis en œuvre depuis longtemps en tant que fonctions de transfert dans des études paléo-limnologiques, pour détecter les circonstances environnementales passées dans les lacs, telles que des séries chronologiques de pH (*Birks et al., 1990*).

Les propriétés physiologiques et écologiques des diatomées en font d'excellents indicateurs de la qualité de l'eau et sont utilisées pour évaluer la qualité de l'eau courante ainsi que des eaux stagnantes, en particulier les lacs (*Stenger-Kovács et al., 2018*). Les communautés de diatomées ont été employées pour évaluer les modifications et les changements à long terme dans les lacs. En outre, les espèces indicatrices de diatomées fournissent des données qui peuvent être utilisées pour interpréter les niveaux de salinité passés et présents dans les écosystèmes lacustres (*Blinn, 1993*).

Des corrélations entre les communautés de diatomées et la qualité de l'eau ont été établies, et de nombreux indices de diatomées pour l'évaluation de la qualité de l'eau des rivières et des lacs ont été créés (*Tan et al., 2013*).

*Poikane et al. (2016)* attestent qu'à l'origine, les indices de diatomées ont été créés pour les rivières et les cours d'eau (*Kelly et Whitton, 1995 ; Prygiel et Coste, 1996*). De nouveaux indices, souvent basés sur les mêmes concepts que les indices développés pour les cours d'eau ont été construits pour l'évaluation des lacs et certains ont été employés pour évaluer leur état trophique (*Stenger-Kovács et al., 2007*).

L'Indice Trophique de Diatomées (ITD) mis au point pour les rivières indiquant l'état trophique (*Kelly et Whitton, 1995*) a servi de base pour la création d'une approche similaire pour les lacs.

L'indice trophique des diatomées (IT) représente le premier indice destiné aux lacs et créé pour indiquer le taux d'alcalinité et l'état trophique en Europe (*Stenger-Kovács et al., 2018*). Le nombre d'évaluations écologiques fondées sur les diatomées augmente

de plus en plus dernièrement pour indiquer le taux d'alcalinité, le niveau de salinité et l'état trophique dans les lacs par les travaux de *Taukulis et John (2009)*, *Poikane et al. (2016)*, *Marchetto et Sforzi (2018)* ainsi que *Vélez-Agudelo et al. (2021)*.

Une multitude d'études paléo-limnologiques ont utilisé des diatomées accumulées dans les sédiments lacustres pour détecter l'eutrophisation des lacs (*Reavie et al., 2002* ; *Taylor et al., 2006*). *Besse-Lototskaya et al. (2011)* et *da Silva-Lehmkuhl et al. (2022)* affirment que les conditions trophiques constituent un déterminant majeur affectant les assemblages de diatomées dans les rivières et les lacs, de plus les indices de diatomées qui sont généralement dérivés de communautés de diatomées fluviales, sont universellement recommandés pour l'évaluation trophique de l'eau.

La majorité des indicateurs de diatomées ont été créés sous forme de modèles moyens pondérés pour calculer les caractéristiques physicochimiques dans les cours d'eau et les lacs (*Wang et al., 2006*). Les techniques de moyenne pondérée (WA) ont été utilisé efficacement pour analyser l'état écologique des milieux lenticques particulièrement les lacs, y compris la salinité (*Taukulis et John, 2009*), le pH (*ter Braak et van Dame, 1989* ; *Birks et al., 1990*), la conductivité (*Stenger-Kovács et al., 2018*) ainsi que l'état trophique (*Reid, 2005* ; *Kovács et al., 2006* ; *Marchetto et Sforzi, 2018* ).

Les diatomées dans les milieux lenticques en Algérie font l'objet d'un certain nombre d'investigations avec les recherches d'*El Haouati et al. (2015)*, *Draredja et al. (2019)*, *Chabaca et al. (2020)* et *Heramza et al. (2021)* qui ont réalisé des études sur l'écologie, la distribution et la diversité des communautés de diatomées.

#### **II.4.Situation de la surveillance des rivières basée sur les diatomées benthiques**

Les eaux douces sont menacées par divers facteurs de stress environnementaux qui ont le potentiel d'endommager leur fonctionnement et leur structure (*Charles et al., 2021*).

Les activités anthropiques affectent indirectement les communautés lotiques en changeant les conditions physico-chimiques, la détermination des seuils de ces

perturbations humaines conduirait à des preuves directes pour éviter la détérioration causée par l'homme des conditions biologiques (*Tang et al., 2017*). Cependant, l'évaluation de la santé des écosystèmes fluviaux est devenue de plus en plus indispensable dans le monde entier, et de nombreux types de méthodes d'évaluation de la santé des écosystèmes aquatiques ont été développés (*Xue et al., 2019*).

Vu leur grande sensibilité aux perturbations environnementales, les algues benthiques qui sont les principaux producteurs dans les cours d'eau, sont largement utilisées pour l'identification des seuils de ces perturbations écologiques (*Tang et al., 2017*). Afin d'évaluer l'état de santé des environnements aquatiques, la structure des communautés de diatomées benthiques et les facteurs externes de l'eau ont été soigneusement étudiés (*Xue et al., 2019*).

#### **II.4.1. Europe**

L'utilisation des algues benthiques dans l'évaluation environnementale a commencé il y a plus d'un siècle en Europe par le travail de *Kolkwitz et Marsson (1908)*, et a duré tout au long du vingtième siècle, en utilisant les diatomées comme des indicateurs importants des changements dans l'environnement pour résoudre le problème de la pollution des lacs et des cours d'eau (*Charles et al., 2021*). Ces organismes ont été efficacement exploitées comme de bons marqueurs des changements dans l'environnement et l'intégrité écologique des écosystèmes lotiques, indiquant ainsi directement ou indirectement l'état de ces systèmes (*Ndiritu et al., 2006 ; Shen et al., 2018*).

En Europe, parmi les organismes phytobenthiques, les diatomées benthiques sont les indicateurs les plus souvent utilisés pour évaluer la qualité des rivières (*Poikane et al., 2016 ; Çetin et Demir, 2019*).

La détérioration de la qualité de l'eau en Europe a contraint le Parlement européen à créer la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) (*CEC, 2000*), qui a été la principale réglementation européenne utilisée pour évaluer la qualité biologique des eaux de surface au cours des deux dernières décennies.

En raison de la nécessité de surveiller la qualité de l'eau, des protocoles d'échantillonnage normalisés et des méthodes d'évaluation fondées sur des indices ont été élaborés (*Masouras et al., 2021*). Dans les pays européens, de nombreux indices de diatomées sont couramment utilisés pour vérifier la qualité de l'eau dans les cours d'eau (*Shen et al., 2018*).

Les pays membres de l'Union Européenne mettent en œuvre tous les programmes d'évaluation conformément aux exigences de la DCE (*Charles et al., 2021*). La DCE et le Parlement européen 2000 recommandent l'utilisation de diatomées benthiques dans l'évaluation des plans d'eau lotiques (*Solak et Àcs, 2011 ; Srivastava et al., 2016*).

Ces organismes ont été utilisés depuis plus d'une décennie dans les programmes d'évaluation de la qualité des cours d'eau, et de nombreux indices diatomiques sont couramment appliqués dans un certain nombre de pays européens (Autriche, Suisse, Allemagne, Belgique, France, Pologne, Finlande, Luxembourg, Royaume-Uni, Espagne, Portugal, et Italie) (*Solak et Àcs, 2011 ; Shen et al., 2018*).

#### **II. 4.1.1. Allemagne**

En Allemagne, l'indice de Schiefele-Schreiner SHE (*Schiefele et Schreiner, 1991*) a été développé pour examiner l'enrichissement des nutriments, l'acidification et la salinité dans les cours d'eau. D'autres indices basés sur les diatomées ont été adaptés également dans les surveillances de la qualité des cours d'eau d'Allemagne ont comme objectif d'évaluer la salinité tels que l'indice halobique de Ziemann tandis que la pollution organique et l'état trophique ont été suivis par l'indice de Schiefele-Kohmann (*Schiefele et Kohmann, 1993*), et l'indice de polluo-sensibilité SPI (*Coste, 1982*).

#### **II.4.1.2. Hongrie**

La recherche sur les algues benthiques est peu fréquente en Hongrie et il y a eu peu d'études sur les diatomées benthiques où des indices de diatomées ont été utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau (*Solak et Àcs, 2011*).

L'étude de *Ács et al. (2009)* a examiné certaines rivières en Hongrie à travers des espèces de diatomées. Les résultats de cette étude aux moyens de différents indices diatomiques ont révélé que plus de la moitié des 398 cours d'eau analysés présentaient un bon état écologique.

*Kovács et al. (2006)*, ont mené une recherche sur les cours d'eau hongrois dont l'objectif est de créer des modèles afin de prédire le pH et le phosphore total en utilisant les communautés de diatomées benthiques pour la bio surveillance des eaux courantes.

#### **II.4.1.3. Italie**

En Italie, *Dell' Uomo (1996)* a créé l'Indice d'Eutrophisation et de Pollution (EPI-D) pour la bio-évaluations des eaux courantes en Italie. L'EPI-D présente une sensibilité vis-à-vis la matière organique, les nutriments et la concentration en sel (*Rimet, 2012*). L'indice a été mis à jour après en 2004 (*Dell'Uomo, 2004*). Plusieurs rivières en Italie ont été bio-surveillées à l'aide de l'EPI-D et d'autres indices de diatomées (*Ciutti et al., 2000 ; Battezzore et al., 2004 ; Torrisi et Dell'Uomo, 2006 ; Beltrami et al., 2012*).

De nombreuses recherches réalisées sur des cours d'eau italiens ont examiné la réponse des diatomées benthiques vis-à-vis les perturbations anthropiques, révélant ainsi la potentialité de ces organismes à évaluer l'état de santé des écosystèmes lotiques (*Della Bella et al., 2007 ; Tolotti et al., 2018 ; Salmaso et al., 2019*).

#### **II.4.1.4. Espagne**

Dans les hydrosystèmes espagnols, des assemblages de diatomées benthiques ont été analysés et de nombreux indices diatomiques ont été testés et appliqués pour le contrôle de la qualité de l'eau (*Blanco et al., 2008 ; Blanco et Bécares, 2010 ; Álvarez-Blanco et al., 2011*).

*Álvarez-Blanco et al. (2013)*, ont développé un nouvel indice appelé l'indice de diatomée de Duero (DDI). Cet indice est basé sur les diatomées épilithiques et visant à surveiller la qualité de l'eau dans les cours d'eau situés au nord-ouest de l'Espagne. En

comparant avec l'Indice de Polluo-Sensibilité (IPS), l'auteur et ses collègues ont montré que ce nouvel indice représente un outil très utile pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau au niveau du bassin de Duero, comme il a démontré une meilleure corrélation avec de la chimie de l'eau par rapport à l'indice IPS.

#### **II.4.1.5.France**

Depuis 1980, des recherches sur les diatomées périphtiques ont été menées en France (*Solak et Àcs, 2011*) et de nombreux indices diatomiques ont été développés par la suite tels que l'indice de polluo-sensibilité (IPS) (*Coste, 1982*), l'indice générique des diatomées (IGD) (*Rumeau et Coste, 1988*), l'indice biologique des diatomées (IBD) (*Lenoir et Coste, 1996*), l'indice de Descy ou DES (*Descy, 1979*) et l'indice diatomique Artois-Picardie ou IDAP (*Prygiel et al., 1996*). Tous ces indices sont créés afin d'indiquer l'état écologique des écosystèmes aquatiques comme ils peuvent fournir l'évaluation d'une variété de facteurs de la qualité de l'eau y compris la pollution organique, l'eutrophisation et la salinité.

Les diatomées benthiques ont été utilisées avec succès en tant que bio-indicateur de la qualité de l'eau dans les systèmes lotiques français (*Tison et al., 2005 ; Tison et al., 2008 ; Carayon et al., 2020*). Ces approches permettent une bio-évaluation des conditions écologiques en tenant compte de plusieurs attributs des espèces de diatomées qui sont significativement corrélées avec différentes mesures des perturbations humaines.

*Carayon et al. (2019)*, ont créé une nouvelle matrice de référence autoécologiques avec une classification de sept caractéristiques écologiques : l'acidité de l'eau, la minéralisation de l'eau, besoins en oxygène, saprobité, état trophique, azote organique et nitrates pour 809 espèces diatomiques. L'auteur et ses collaborateurs ont affirmé que la matrice développée peut fournir des données plus précises sur l'écologie des diatomées benthiques des cours d'eau français, et devrait par conséquent permettre d'améliorer les évaluations environnementales.

## II.4.2.Afrique

L'utilisation de diatomées pour évaluer la qualité de l'eau est bien connue dans les pays développés, bien que l'évaluation n'ait acquis une importance que récemment dans les pays sous-développés (*Ndiritu et al., 2006*).

### II.4.2.1.Maroc

Les liens entre les diatomées benthiques et les facteurs environnementaux dans les cours d'eau Marocains ont été étudiés également. Le travail de *Lazrak et al. (2022)* dans la rivière Drâa a pour but d'obtenir un aperçu des changements spatiaux dans la composition des communautés benthiques de diatomées et leur relation avec les conditions environnementales, en particulier la salinité de l'eau. Les résultats obtenus ont révélé que pendant les saisons de stabilité de l'eau, les diatomées benthiques sont un excellent outil pour évaluer l'état écologique des rivières intermittentes et des ruisseaux temporaires.

*Benhassane et al. (2020)*, dans leur étude au niveau du cours d'eau Bouskoura, ont conclu que la proportion de taxons tolérants aux polluants est un indicateur de l'impact de la pression environnementale et des perturbations anthropiques sur cet écosystème et cela montre la pertinence des diatomées benthiques comme bio-indicatrices de l'état de santé des rivières.

Les indices diatomiques ont été appliqués pareillement dans l'analyse de la qualité de l'eau de l'oued Hassar (*Fawzi et al., 2001*). Les résultats des indices diatomiques testés, la structure des populations de diatomées ainsi que les analyses physicochimiques ont montré que l'oued Hassar est exposé à une pollution significative le long de son cours.

### II. 4.2.2.Égypte

La biosurveillance de la majorité des cours d'eau en Égypte est peu fréquente et dans la plupart des cas insuffisante (*Abdelkarim, 2020*). Le même auteur a rajouté que les pays développés ont fait des progrès importants dans l'évaluation de la qualité des

milieux aquatiques, mais les pays en développement doivent fournir encore plus d'efforts pour améliorer l'état écologique de leurs systèmes aquatiques.

L'analyse de la qualité de l'eau du canal Ismaïlia à l'aide des indices diatomiques l'Indice Trophique des Diatomées (ITD), l'Indice des Diatomées de Pampée (IDP) et l'Indice d'Eutrophisation et de Pollution (EPI-D) est discutée dans *Abd El-Karim (2014)*. Selon les indices adaptés le canal et ses stations sont de bonne qualité, ce qui n'était pas le cas comme en témoigne leur corrélation avec les facteurs d'eutrophisation. Donc d'après ces résultats, l'auteur est arrivé à la conclusion que les indices diatomiques étrangers ne peuvent pas être utilisés pour évaluer l'état de l'environnement égyptien, et la création d'indices basés sur l'écologie égyptienne est essentielle.

#### II.4.2.3. Algérie

La majorité des études sur les écosystèmes aquatiques en Algérie concernant la qualité de l'eau se concentrent sur les facteurs physico-chimiques et les macro invertébrés, bien que peu d'études sur les algues, spécifiquement les diatomées, en tant que bio-indicateurs ont été réalisées (*Nehar, 2016*).

D'après *Nehar et al. (2015)*, avant l'année 2012 et en dehors des travaux de *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)*, aucune tentative de surveillance environnementale à base de diatomées n'a encore été menée dans les hydrosystèmes algériens, indiquant un manque de données écologiques précises sur les diatomées.

Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, l'évaluation de la qualité de l'eau en Algérie débute avec l'étude de *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)* dans le cours d'eau Kébir-Est nord-est du pays avec l'application de l'Indice Biologique de Diatomées (IBD).

Le travail de *Nehar et al (2015)*, constitue l'initiation pour la mise en œuvre de programme de surveillance à base de diatomées benthiques dans le cours d'eau Hammam et l'estuaire de la rivière Cheliff situés nord-ouest de l'Algérie. L'auteur et ses collègues ont testé 17 indices diatomiques y compris l'indice trophique des

diatomées (ITD) et l'indice trophique de Rott (IT) qui, selon les auteurs, reflètent mieux la qualité de l'eau.

Différentes études basées sur les diatomées benthiques ont été menées par la suite dont le but commun est l'examen des relations entre la flore diatomique et la physicochimie de l'eau, citant la recherche de *Negadi et al. (2018)*, qui a étudié l'impact des facteurs écologiques sur les assemblages de diatomées épilithiques et a évalué le sous bassin d'Oued Mina qui se trouve dans la Wilaya de Tiaret au moyen des indices diatomiques. Les auteurs ont affirmé que l'évaluation de la qualité de l'eau et la présence des espèces tolérantes à la pollution organique indiquent que cette région est soumise à une forte contamination et cela est dû principalement à l'usage abusif des pesticides et engrais dans les eaux étudiées.

L'étude des diatomées dans le travail de *Nehar (2016)* au niveau des deux régions la Macta et la Tafna dans le nord-ouest algérien est associée pareillement à l'adoption d'indices diatomiques et l'évaluation de la qualité de l'eau. D'après les résultats de cette étude, les cours d'eau répartis sur la région étudiée de la Macta sont les plus touchés par la pollution organique quant aux oueds de la région de Tafna sont moins affecté et dont la qualité de leurs eaux allant de moyenne à bonne.

Une autre étude menée dans le nord-ouest algérien est celle de *Bezzeghoud et Mansour (2021)*. Cette dernière fait appel à l'évaluation de deux bassins hydrographiques par les diatomées épilithiques. Selon les résultats des indices diatomiques analysés, la qualité des eaux de la zone d'étude est classée dans trois catégories différentes: médiocre, moyenne et bonne. Concernant la flore diatomique peuplant ces cours d'eau, elle est constituée principalement par des taxons sensibles à la pollution et des espèces tolérantes des degrés de pollution modérés à élevés.

La recherche récente de *Kaddeche et al. (2022)* sur les bassins du Côtier Constantinois Centre au nord-est algérien, apporte une autre contribution aux études de bio-indication en Algérie à l'aide des diatomées benthiques et les relations diatomées-facteurs environnementaux. L'étude comporte l'analyse de la qualité des cours d'eau examinés à travers l'application de l'indice IBD, la composition des communautés de

diatomées et la caractérisation des liens diatomées-variables environnementales. Les stations analysées les plus touchées sont principalement les stations en aval des cours d'eau qui sont peuplées de taxons tolérants à la pollution. La présence de ces espèces indicatrices de pollution indique la mauvaise qualité de l'eau des stations impactées.

## **II.5.Indices biologiques diatomées : trophiques et biotiques**

Les indicateurs biologiques offrent une évaluation complète de la qualité de l'eau, qui est ensuite utilisée pour compléter l'analyse physicochimique (*Lavoie et al., 2006*). Depuis de nombreuses années, les diatomées sont utilisées comme indicateurs biologiques de l'état écologique des milieux aquatiques (*Prygiel et Coste, 1993 ; Kelly et al., 1995 ; Michels, 1998 ; Wang et al., 2006 ; Tan et al., 2013*).

Les métriques basées sur les diatomées deviennent de plus en plus des éléments extrêmement importants pour déterminer les conditions environnementales dans les milieux lotiques et lentiques (*Kalyoncu et Şerbetci, 2013*).

La biosurveillance dans les cours d'eau consiste généralement en diatomées benthiques reliées aux substrats (roches et galets), alors que dans les lacs et les réservoirs, elle repose sur les diatomées planctoniques recueillies dans les sédiments (*Gale, 2015*).

Les techniques biologiques à base de diatomées sont particulièrement remarquables pour mesurer la qualité générale de l'eau, ainsi que la pollution organique, saline et les niveaux trophiques (*Prygiel et Coste, 1993*). La majorité de ces méthodes appliquées pour la biosurveillance et la bio-indication font appel à des indices biotiques, qui expriment l'état écologique global d'une masse d'eau en tant que valeur unique, dimensionnelle et numérique. L'étude de *Kolkwitz et Marson (1908)* est considérée comme une enquête de premier plan dans les études de développement des indices.

Différents indices sont fondés sur différents assemblages taxonomiques et attribuent différents paramètres écologiques à chaque espèce (*Blanco et Bécares, 2010*).

Dans leur étude comparative d'élaboration d'indices diatomiques pour surveiller l'eutrophisation des rivières. *Potapova et al. (2004)*, ont signalé qu'un grand nombre

d'indices de diatomées a été élaboré pour évaluer la qualité de l'eau dans différentes parties du monde et ces organismes sont couramment appliquées à divers programmes de biosurveillance et bio-évaluations (*Fore et Grafe, 2002 ; Torrisi et al., 2006 ; Almeida et al., 2014 ; Freitas et al., 2021*).

Les travaux de *Rimet et al. (2005)*, *Solak et Àcs (2011)* ainsi que *Gbadebo et al. (2019)* ont résumé les divers indices diatomiques qui ont été établis et qui sont les plus fréquemment appliqués pour évaluer l'état écologique des écosystèmes aquatiques (*Tab. II.1*).

**Tableau II.1:** Indices diatomiques couramment utilisés

<b>Indices diatomiques</b>	<b>Caractéristiques</b>	<b>Pays + Citation</b>
<b>Indice de Descy (DES)</b>	Créé sur la base d'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i>	France, ( <i>Descy, 1979</i> )
<b>Indice de Polluo-Sensibilité (IPS)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i> , développé pour indiquer la salinité, les substances toxiques, l'eutrophisation et la pollution organique	France, ( <i>Coste, 1982</i> )
<b>Indice de Sládecek (SLA)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i> , pour la détection de la pollution organique	République Tchèque, ( <i>Sladeczek, 1986</i> )
<b>Indice de Leclercq et Maquet (ILM)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i>	Belgique, ( <i>Leclercq et Maquet, 1987</i> )
<b>Indice Générique des Diatomées (IGD)</b>	Basé sur le genre des diatomées	France, ( <i>Rumeau et Coste, 1988</i> )

<b>Indice de Watanabe ou (WAT)</b>	Développé pour évaluer la pollution	France, ( <i>Watanabe et al., 1990</i> )
<b>Indice Européen (CEC)</b>	Basé sur les activités anthropiques et traduit le déclin des espèces diatomées	Europe, ( <i>Descy et Coste, 1991</i> )
<b>Indice de Schiefele et Schreiner (SHE)</b>	Créé pour l'évaluation de la pollution et l'état trophique	Allemagne, ( <i>Schiefele et Schreiner, 1991</i> )
<b>Indice Trophique des Diatomées (ITD)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i> et créé pour l'évaluation de l'eutrophisation et l'état trophique	Royaume Uni, ( <i>Kelly et Whitton, 1995</i> )
<b>Indice Biologique des Diatomées (IBD)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i> , créé pour évaluer la pollution organique et saline	France, ( <i>Lenoir et Coste, 1996</i> )
<b>Indice de Diatomées Artois-Picardie (IDAP)</b>	Construit en utilisant la formule de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i>	France, ( <i>Prygiel et al., 1996</i> )
<b>Indice Saprobique de Rott (ROTT)</b>	Créé pour la détermination de l'état saprobique	Autriche, ( <i>Rott et al., 1997</i> )
<b>Indice Trophique de Rott (IT)</b>	Créé pour l'évaluation de l'état trophique	Allemagne, ( <i>Rott et al., 1999</i> )
<b>Indice des Diatomées de Pampée (IDP)</b>	Etablit pour l'évaluation de la pollution organique et l'eutrophisation	Argentine, ( <i>Gómez et Licursi, 2001</i> )
<b>Indice de Lobo (LOBO)</b>	Basé sur l'équation de <i>Zelinka et Marvan (1961)</i>	Brésil, ( <i>Lobo et al., 2002</i> )
<b>Indice d'Eutrophisation</b>	Basé sur l'eutrophisation et la	Italie, ( <i>Dell'Uomo,</i>

<b>et de Pollution (EPI)</b>	pollution	<b>2004)</b>
<b>Indice des Diatomées d'Afrique du Sud (SADI)</b>	Représente la version modifiée de l'indice de polluo-sensibilité (IPS)	Afrique du Sud, ( <b>Harding et Taylor, 2011)</b>

D'après *Zgrundo et Bogaczewicz-Adameczak (2004)*, en fonction de leur but, les indices de diatomées sont classés en quatre types :

- 1. Les indices saprobiques:** construits en utilisant la formule de Zelinka et de Marvan, comme SLA, ILM, et ROTT.
- 2. Les indices trophiques:** fondés pour l'évaluation de la teneur en éléments nutritifs dans les cours d'eau, tels que l'ITD.
- 3. Les indices de pollution:** ce groupe prend en considération la réponse des diatomées vis-à-vis de la pollution, tels que DES, IPS, IGD, CEC et IDAP.
- 4.** Le dernier type comprend les indices incorporant la pollution organique, l'eutrophisation et la minéralisation (exemple l'indice EPI).

En raison des indices de diatomées établis, les taxons sensibles et tolérants à la pollution sont réparties dans divers écosystèmes en fonction des conditions environnementales (qualité élevée, bonne, modérée, faible et mauvaise) (*Çelekli et al., 2021*).

Néanmoins les études de *Kelly et al. (1998)* ainsi que *Potapova et Charles (2007)* ont confirmé que les indices de diatomées créés dans une région géographique donnent de moins bons résultats lorsqu'ils sont appliqués dans d'autres régions. Cela est dû à la fois aux différences des flores entre les régions et aux différences environnementales, qui modifient les réponses des espèces aux caractéristiques de qualité de l'eau.

Plusieurs auteurs ont discuté ce concept et ont affirmé que lors des programmes de surveillance et d'évaluation de la qualité de l'eau, l'utilisation d'indices élaborés

dans différentes régions pour une zone donnée peut fournir un rendement incorrect, à cause des différences géographiques entre les nations, le climat, l'hydrologie, la géologie, la végétation, les distinctions dans la densité de population humaine et l'utilisation abusive des ressources naturelles qui représentent des obstacles à l'application directe de ces indices pour l'analyse précise de la qualité de l'eau (*Çelekli et al., 2018 ; Riato et al., 2018 ; Charles et al., 2021 ; Çelekli et al., 2021*), ce qui nécessite le développement des indices et des métriques de diatomées à l'échelle régionale, adapté au contexte environnemental de la région d'origine.

Dans ce contexte multiple approches de bio-indication basées sur les communautés de diatomées ont été développées à l'échelle régionale au cours de la dernière décennie. Ces dernières sont spécifiques à différents pays ayant pour but d'évaluer l'état écologique des environnements lotiques et lenticles à travers le monde entier, citant l'exemple de l'indice trophique de diatomée (TIT) pour les cours d'eau en Turquie (*Çelekli et al., 2019*), l'indice trophique de diatomée pour les réservoirs (TDIR) au Brésil (*da Silva-Lehmkuhl et al., 2022*), l'indice trophique de diatomée pour les lacs (TDIL) en Hongrie (*Stenger-Kovács et al., 2007*), l'indice diatomique de Duero (DDI) pour l'évaluation de la qualité des rivières en Espagne (*Álvarez-Blanco et al., 2013*), l'indice d'intégrité biotique des diatomées benthiques (BD-IBI) pour l'évaluation des rivières en Chine (*Tan et al., 2015*), l'indice de diatomée pour la surveillance des rivières au Canada (*Lavoie et al., 2006*).

La plupart des indices diatomiques employés sont basés sur la formule de moyenne pondérée de *Zelinka et Marvan (1961)* et prennent la forme de base suivante:

$$\text{Indice diatomique} = \sum_{i=1}^n \mathbf{a}_i \cdot \mathbf{s}_i \cdot \mathbf{v}_i / \sum_{i=1}^n \mathbf{a}_i \cdot \mathbf{v}_i \dots\dots \text{Eq. (II.1)}$$

Où:

$a_i$  est l'abondance de l'espèce  $i$  dans l'échantillon

$v_i$  est la valeur indicative

$s_i$  représente la sensibilité de l'espèce  $i$

Deux types d'approches basées sur les populations de diatomées étaient envisagées: les indices autoécologiques et les indices de diversité (*Blanco et al., 2012*).

La diversité des diatomées a fait l'objet de nombreuses études dans le monde, et cela a été accompli à travers le développement et la détermination d'indices de diversité des diatomées (*Ndiritu et al., 2006 ; Bosak et al., 2009 ; Lobo et al., 2016 ; Verma et al., 2016*). Ces derniers sont depuis longtemps utilisés pour la biosurveillance des changements écologiques dans les rivières et les cours d'eau (*McCormick et Cairns, 1994*). Pour définir le nombre d'espèces au sein d'une population (richesse spécifique), la régularité et la diversité, de nombreux indices ont été élaborés citant les exemples de l'indice de Shannon et Weaver et de Simpson. D'après *Lobo et al. (2016)*, parmi les outils appropriés pour analyser la diversité des espèces de diatomées, les indices de diversité, comme l'indice de Shannon sont très utiles. *Hill et al. (2000)* affirment que les indices de diversité (diversité, régularité, richesse et similarité) ont été largement utilisés pour suivre l'impact de la pollution ponctuelle sur les cours d'eau.

Dans la bio-évaluation des cours d'eau, la meilleure application des indices de diversité est leur utilisation comme mesure des variations de la composition des espèces lors de la comparaison entre les espèces touchées et les espèces de référence (*Stevenson et al., 2010*). L'application de mesures de la diversité pour l'évaluation de la qualité de l'eau est fondée sur le principe que la pollution entraîne une diminution de la diversité en réduisant la proportion de certains taxons sensibles à la pollution tout en augmentant l'abondance des espèces tolérantes (*Blanco et al., 2012*).

*Davies et Jackson (2006)* ont énoncé que les communautés de diatomées sensibles et tolérantes à la pollution reflètent les changements et les fluctuations environnementaux attribués aux activités anthropiques, et ceci se traduit par un déclin des espèces sensibles ou une augmentation des espèces tolérantes. Davies et son collègue ont rajouté que les taxons endémiques à longue durée de vie sont bien définis dans un environnement de haute qualité, tandis que les organismes tolérants à la pollution sont sous-représentés. Avec une pression accrue, la composition de la

communauté change en espèces tolérantes ou en organismes de courte durée qui peuvent repeupler rapidement les écosystèmes perturbés.

Selon les recherches de *Archibald (1972)* et *Stevenson et al. (2010)*, la diversité peut changer, diminuer ou augmenter vis-à-vis de la pollution et les différentes perturbations écologiques, lorsque la pollution augmente, les espèces les plus tolérantes se développent en quantités massives alors que les plus sensibles sont disparues, ce qui explique la faible diversité des écosystèmes fortement contaminés. *Juttner et al. (1996)* sont arrivés à la même conclusion qu'à mesure que l'apport de la pollution fluctue au fil du temps, les assemblages de diatomées se modifient et leur diversité varie en fonction du type de pollution.

Selon *Wang et al. (2006)*, l'indice de Shannon, la régularité de Hurlbert et les indices d'espèces et de richesse générique devraient diminuer à mesure que les perturbations humaines augmenteront, tandis que l'indice de dominance de Simpson devrait augmenter.

*Ndiritu et al. (2006)* ont démontré que les indices de biodiversité (exemple richesse des espèces, diversité, régularité) et les indices d'autécologie (exemple l'indice trophique des diatomées ITD, l'indice générique des diatomées IGD) ont été utilisés avec succès pour surveiller les conditions environnementales dans les systèmes lotiques.

## **II.6. Logiciels de calcul des indices diatomiques**

Le calcul des indices biotiques et la classification des organismes en fonction des caractéristiques écologiques ou morphologiques prennent du temps et sont susceptibles d'erreurs, surtout lorsque plusieurs stations doivent être surveillées. Des logiciels ont été créés pour aider les scientifiques dans de telles tâches (*Nicolosi Gelis et al., 2022*).

L'application des indices de diatomées devient de plus en plus pratique, grâce à l'existence des logiciels spécifiques pour le calcul des indices diatomiques (*Xue et al., 2019*). Le développement et la mise en œuvre d'outils logiciels pour le calcul des

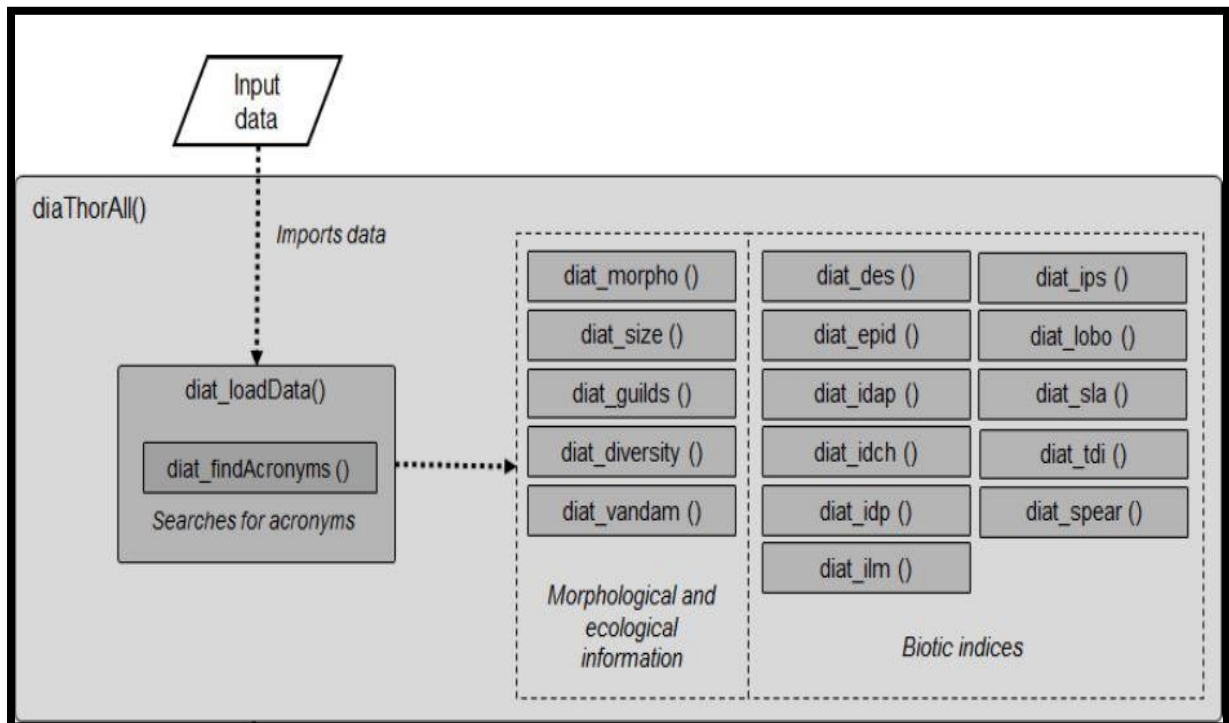
indices de diatomées ont considérablement augmenté l'utilisation mondiale de méthodologies d'évaluation basées sur les diatomées (*Srivastava et al., 2016*).

### II.6.1.DiaThor

DiaThor est une source ouverte et gratuite de l'outil R <https://limnolab.shinyapps.io/diathor-shiny/>

Le programme sert à calculer les indices, les métriques biotiques et écologiques pour les données de diatomées. DiaThor comprend des fonctions pour le calcul de 11 indices biotiques ainsi que des données morphologiques telles que le pourcentage de cellules avec le nombre de chloroplastes et des données écologiques comme la richesse, la régularité et la diversité des espèces (*Fig. II.1*).

Il vise à améliorer l'évaluation de la qualité de l'eau en utilisant les communautés diatomiques tout en offrant aux chercheurs une plate-forme gratuite afin de fournir de nouvelles statistiques et fonctionnalités pour les futures versions (*Nicolosi Gelis et al., 2022*).



**Figure II.1:** Fonctionnement de DiaThor (modifiée, source *Nicolosi Gelis et al., 2022*)

## II.6.2.Omnidia

Le logiciel Omnidia a été développé en 1993 en France (*Lecoïnte et al., 1993*), pour le calcul des indices de diatomées, la taxonomie et la gestion des inventaires (*Fig. II.2*). Ce dernier comprend trois fichiers taxonomiques: espèces, genres et familles, ainsi qu'une base de données contenant des inventaires. Ce programme utilise les caractéristiques des espèces de diatomées pour évaluer la qualité de l'eau (*Szczepocka et Szulc, 2009*). En plus du calcul des indices de diversité et de régularité, le logiciel permet de calculer des indices diatomiques distincts (*Fig. II.3*), dont la majorité est basée sur la moyenne pondérée de la formule de Zelinka et Marvan (*Solak et Àcs, 2011*). Il convertit et homogénéise les valeurs fournies par les indices et les exprime sur une échelle de 1 à 20 (*Torrìsi et Dell'Uomo, 2006*).

Omnidia représente l'outil le plus efficace pour l'évaluation de la qualité de l'eau et la biosurveillance basée sur les diatomées, il utilise les caractéristiques des diatomées et contient des informations sur la tolérance des taxons de diatomées aux conditions environnementales. Le logiciel est constamment mis à jour et étendu avec de nouvelles données relatives aux diatomées. La version la plus récente 6.0 comprend une base de données taxonomique et écologique avec 720 genres et 21000 espèces de diatomées, ainsi que 18 indices de diatomées et 33 statistiques écologiques (*Masouras et al., 2021*).

Omnidia est le logiciel utilisé dans notre étude pour le calcul des indices de diatomées développés dans les parties suivantes.

Figure II.2: Ecran principal du logiciel Omnidia (version 5.3 source <https://slideplayer.fr/slide/1188342/>)

2015		Indices	Notes de qualité/20	% taxons utilisé dans le calcul de l'indice	Effectif total de taxons utilisé dans le calcul
Indice diatomique Artois Picardie (Prygiel & al. 1988)	IDAP/5	2.63	8.7	61.54	497
Dell'Uomo A. (1996)	EPI-D/4	2.30	9.1	82.69	366
Indice biologique diatomées (Lenoir & Coste 1995)	IBD/7	4.31	12.0	88.46	553
Steinberg et Schiefele (1988-91)	SHE/7	5.11	14.0	73.08	481
Rott, E., G. Hofmann, K. Pall, P. Pfister & E. PippInd. saprobique (1997)	SID/4	2.12	12.4	69.23	208
Rott, E., G. Hofmann, K. Pall, P. Pfister & E. Pipp Ind. trophique (1999)	TID/4	3.08	5.3	75.00	245
vWatanabe (1982-90)	WAT/100	36.93	8.0	30.77	300
Indice de polluo-sensibilité (Cemagref 1982)	IPS/5	3.23	11.6	98.08	565
Sladeczek (1986)	SLA/4	1.86	11.2	78.85	539
Descy (1979)	DES/5	4.41	17.2	53.85	210
Leclercq (2007)	IDSE/5	3.22		78.85	367
Indice diatomique générique (Cemagref 1982-90)	IDG/5	3.30	11.9	88.46	513
Indice CEE (Descy & al. 1988)	CEE/10	5.60	11.6	75.00	427
Lobo & al. Brésil (2003)	LOBO/4	2.15	8.3	38.46	192
Pampean Diatom Index (Gomez N. Licursi M. 2001) Classe II	IDP/4	1.79	11.5	59.62	490
Hurlimann Suisse (2002)	DI-CH/4	4.50	10.5	76.92	539
Trophic Diatom Index (Kelly & Whitton 1995)	TDI/100	79.0	5.0	80.77	224

Figure II.3: Tableau des indices calculés par Omnidia (version 5.3 source <https://slideplayer.fr/slide/1188342/>)

**Partie 2 :**

**Procédure et protocoles  
expérimentaux**

# **Chapitre III :**

## **Matériels & Méthodes**

### III.1.Problématique et objectifs

Les écosystèmes d'eau douce constituent une ressource importante sur notre planète. Ces derniers jouent un rôle clé dans le fonctionnement des systèmes naturels et abritent de nombreuses espèces végétales et animales. Ils fournissent de l'eau pour l'agriculture, l'industrie et d'autres besoins et sont donc vitaux pour le bien-être humain. Les activités humaines et les diverses pressions anthropiques détruisent les habitats aquatiques et dégradent la qualité de l'eau. L'Algérie n'est pas exclue de ce problème écologique, les réseaux hydrographiques algériens, comme ceux d'autres pays en développement sont pollués, et bien que l'Algérie reconnaisse l'état dégradé de ses ressources en eau, elle n'a pas encore pris de mesures concrètes à l'échelle nationale pour leur conservation. La préservation des systèmes aquatiques est donc cruciale pour maintenir l'équilibre écologique. Les diatomées sont l'un des indicateurs biologiques utilisés pour suivre l'état écologique des milieux aquatiques. Leur sensibilité aux changements environnementaux et leur réponse aux différentes formes de pollution en font d'excellents indicateurs de la qualité de l'eau.

Le thème de la présente thèse est déterminé dans ce cadre.

Les objectifs principaux de cette étude de recherche scientifique sont de:

- 1- Examiner l'impact des facteurs environnementaux sur la répartition des espèces de diatomées.
- 2- Souligner les liens entre ces facteurs et la composition des communautés diatomiques.
- 3- Déterminer les variables environnementales clés contrôlant la composition des espèces de diatomées.
- 4- Etablir les valeurs d'optimum et de tolérance des principaux taxons de diatomées identifiées.
- 5- Construire un indice diatomique adapté à notre contexte environnemental qui sert d'outil adapté pour la mesure de la qualité de l'eau des cours d'eau.

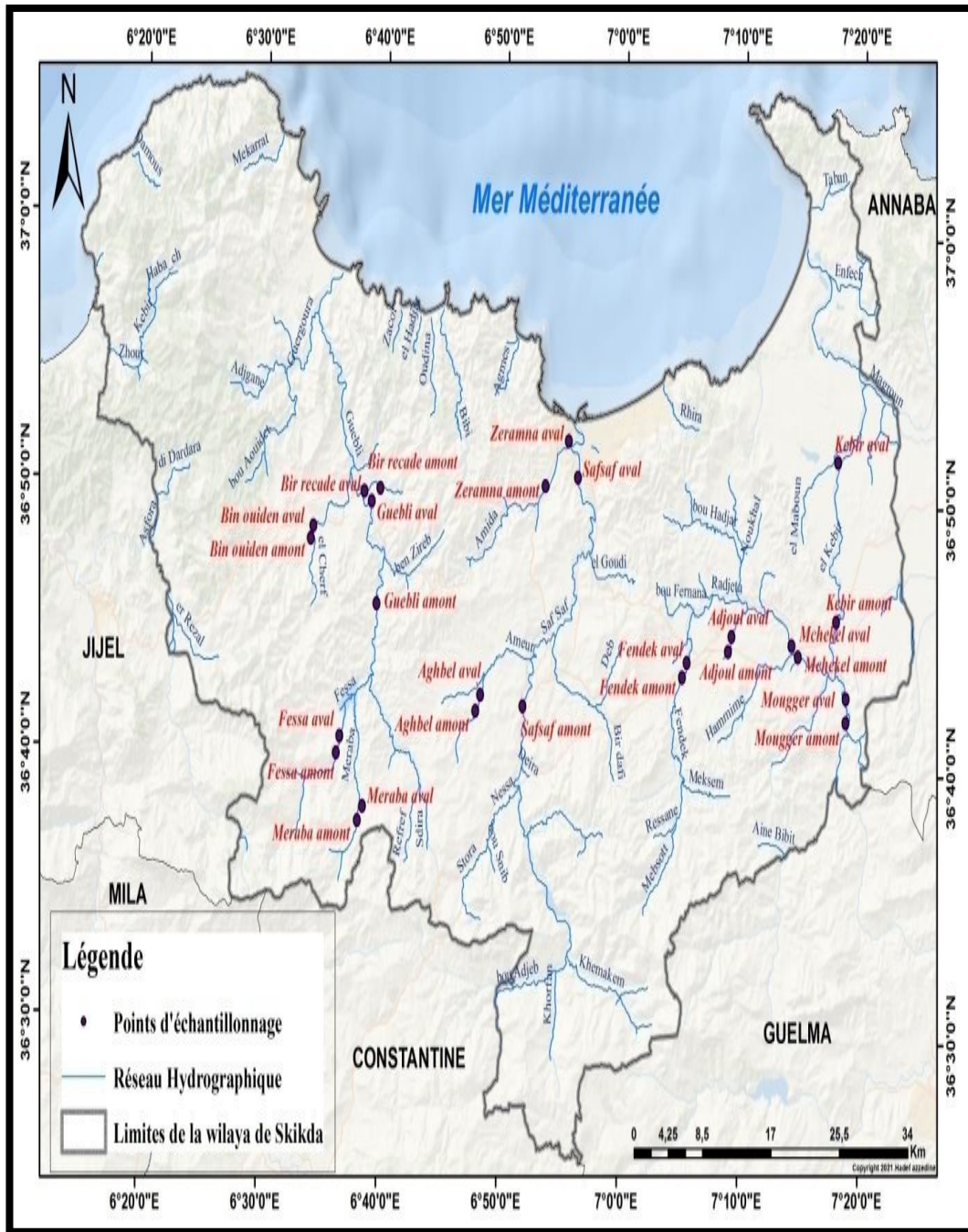
### III.2. Cadre géographique de l'étude

Le bassin Côtier Constantinois est situé sur la côte Nord de l'Est de l'Algérie (*Fig. III.1*), délimité au nord par la mer Méditerranée, à l'Est par les frontières tunisiennes, à l'Ouest par le bassin d'Alger Hodna-Soummam et au Sud, par les trois bassins de Kébir Rummel, Seybouse et Medjerda. Sa superficie totale est de 11 509 km<sup>2</sup>, s'étendant sur environ 10 wilayas (*ABH, 2000*).

Notre étude a été réalisée tout au long du bassin Côtier Constantinois Centre, qui constitue l'un des trois bassins hydrographiques du Côtiers Constantinois. Il est situé à l'Est de l'Algérie, et s'étend sur toute la surface de la wilaya de Skikda d'Est en Ouest. Aucune recherche antérieure n'a été effectuée pour fournir des informations et des données sur la flore diatomique, sa diversité et ses préférences dans cette région.



**Figure III.1:** Délimitation du bassin Côtiers Constantinois (*source ABH, 2000*)



**Figure III.2:** Carte du Bassin Côtier Constantinois Centre avec les différents cours d'eau examinés

Le bassin Côtier Constantinois Centre est situé dans le nord de l'Algérie répartie sur toute la surface de la wilaya de SKIKDA, et limité par la mer Méditerranée. Les Wilayas de Constantine et de Guelma limitent le Sud, la Wilaya d'Annaba limite l'Est, Jijel et Mila limitent l'Ouest (*Fig. III.2*). Le bassin est réparti sur une zone estimée de

5582 km<sup>2</sup>, comprenant 58 municipalités et 5 wilayas. La région de Skikda représente 16% de la population totale du bassin (*ABH, 2000*).

Le bassin Côtier Constantinois Centre appartient à la région de la Méditerranée qui est définie par un climat subhumide à humide (*Titi Benrabah et al., 2013*). Le système hydrologique du bassin est d'une longueur totale supérieure à 4200 km (*Tab. III.1*).

Il est équipé de 17 stations pluviométriques gérées par l'Agence nationale des ressources hydrauliques (ANRH) et les précipitations varient de 650 à 1800 mm (*ABH, 2000*). La région est sujette à une forte demande en eau d'irrigation. Les industries sont nombreuses, diverses et concentrées densément autour de la ville de Skikda (pôle pétrochimique).

La qualité de l'eau du bassin est affectée négativement par une population accrue, une activité industrielle et des décharges incontrôlées. Elle a été influencée, notamment, par l'utilisation excessive d'agrochimiques (*Benrabah et al., 2013*).

La présente étude porte sur trois sous-bassins du Côtier Constantinois Centre: Safsaf, Kébir et Guebli.

### **III.2.1. Bassin hydrographique du Safsaf**

Le sous-bassin Safsaf, qui appartient au bassin du Côtiers Constantinois Centre, est situé entre le sous-bassin Guebli à l'Ouest et le sous-bassin Kébir Ouest à l'Est et est délimité au Nord par la mer Méditerranée (*Fig. III.3*). Le bassin draine une superficie de 1158Km<sup>2</sup>, Oued Safsaf est le cours d'eau principal d'une longueur d'environ 55km. Le bassin hydrographique Safsaf contient le barrage Zardezas qui contrôle une superficie de 345 km<sup>2</sup>, la moyenne des précipitations peut atteindre jusqu'à 602 mm (*Benkaci et Dechemi, 2018*). La composition granulométrique du sol dans ce bassin varie entre les pierres, le limon et les blocs. Le bassin est menacé en raison de la pollution causée par les activités industrielles et agricoles intenses, ainsi que les décharges des agglomérations urbaines (*Khelfaoui et al., 2014 ; Sakaa et al., 2015*).



**Figure III.3:** Cadre géographique du bassin hydrographique Safsaf

### III.2.2. Bassin hydrographique du Kébir

Faisant partie du côtier constantinois centre, le sous-bassin Kébir représente l'un des bassins hydrographiques de la Wilaya de Skikda. La Méditerranée limite le sous bassin au Nord, la Wilaya d'Annaba à l'Est et le sous-bassin Safsaf à l'Ouest (*Fig. III.4*). Le sous-bassin se situe au Nord-Est de l'Algérie ainsi il est soumis à un climat méditerranéen avec une température humide (*Bouleknafet et Derradji, 2017*). Le sous bassin comprend deux stations pluviométriques: Ain Charchar et Zit Emba.

Le barrage Zit Emba présente une capacité de  $120\text{hm}^3$  (*ABH, 2000*). Les précipitations moyennes peuvent atteindre jusqu'à  $1300\text{mm}$ . Il occupe une superficie de  $1130\text{ km}^2$ , Oued Kébir constitue son cours d'eau principal dont la longueur est de

43km et mesurant entre 20 et 50 mètres de largeur. La pollution des eaux dans ce bassin est due à une variété d'activités économiques qui prédominent dans l'agriculture et l'industrie de transformation agricole, ainsi qu'à la croissance démographique continue (*Lazizi et Laifa, 2020*).



**Figure III.4:** Cadre géographique du bassin hydrographique Kébir Ouest

### III.2.3. Bassin hydrographique du Guebli

Le sous-bassin du Guebli fait partie des bassins Côtiers Constantinois Centre, il est situé au Nord-Ouest de la Wilaya de Skikda (*Fig. III.5*), délimitée au Nord par la mer Méditerranée, à l'Est par le bassin Safsaf et au Sud par la Wilaya de Guelma. Le bassin est alimenté par Oued Gubeli, le cours d'eau principal du bassin avec une longueur de 38 km et ses affluents. Le bassin couvre une superficie d'environ 993 km<sup>2</sup>.

Du point de vue climatique, le bassin est soumis à un climat méditerranéen caractérisé par des périodes d'hiver humides et des périodes d'été chaudes et sèches, avec une température estimée de 18,5°C et des précipitations atteignant 1574,56 mm à Zitouna et 852,89 mm à Tamalous (*Mecibah et al., 2019*). Il se caractérise par une influence

anthropique intense manifestée par les activités agricoles pratiquées dans la zone de bassin versant et diverses activités liées aux zones urbaines installées le long de la rivière (villes et villages) (Boudeffa et al., 2020).



**Figure III.5:** Cadre géographique du bassin hydrographique Guebli

### III.3.Choix des sites d'échantillonnage

La présente étude a porté sur le littoral de l'Est algérien et concerne trois bassins versants du Côtier Constantinois Centre: Safsaf, Kébir et Guebli.

Les sites d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction de :

- Leur accessibilité
- La disponibilité et la présence de substrats appropriés à gratter (pierres, blocs et galets
- L'ombre (zone bien éclairée et non ombragée): les sites doivent être bien exposés au soleil pour assurer le développement des diatomées.

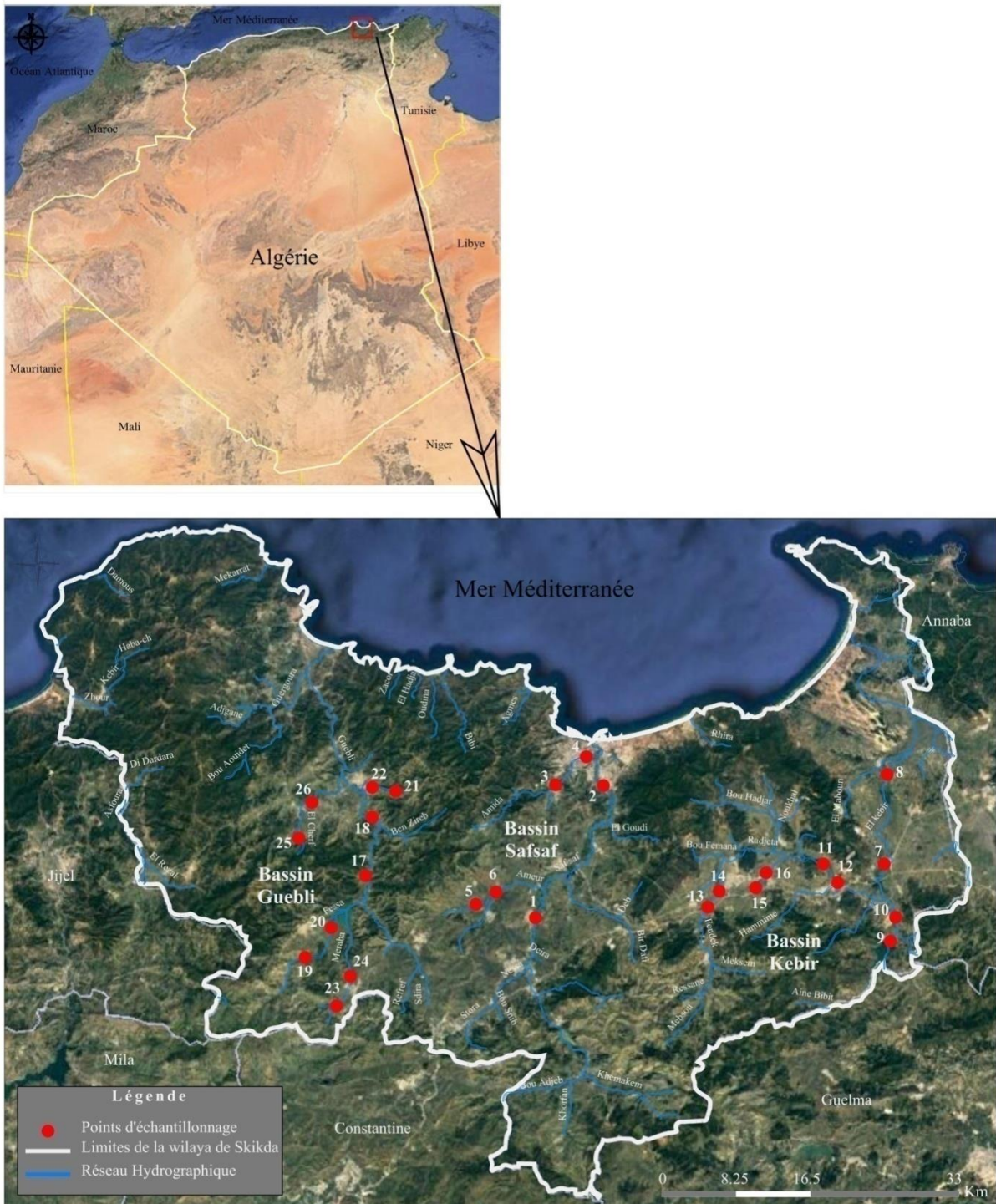
### III.4.Description des sites d'échantillonnage

L'échantillonnage a été fait sur treize stations. Le prélèvement à partir de chaque sous bassin comporte le cours d'eau principal et ses différents affluents, en

prenant en considération deux points distincts: un point en amont et un deuxième en aval de chaque cours d'eau (*Tab. III.1*). Au total 26 points de prélèvement de diatomées ont été étudiés le long des cours d'eau du nord-est algérien (*Fig. III.6*) permettant une couverture des trois sous-bassins connus: Safsaf, Kébir et Guebli. Des photographies de quelques cours d'eau étudiés sont illustrées dans l'*Annexes 3*.

**Tableau III.1:** Caractéristiques principales et coordonnées de localisation des sites d'échantillonnage

Sous-bassin	Numéros des sites	Nom	Codes	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Largeur (m)	Profondeur (cm)
Safsaf	1	Safsaf amont	SSU	36° 42' 9.6588" N	6° 51' 45.5076" E	35	10	31
	2	Safsaf aval	SSD	36° 50' 45.9420" N	6° 56' 9.5388" E	21	10	32
	3	Zeramna amont	SZU	36° 50' 24.8496" N	6° 53' 26.7720" E	22	4	24
	4	Zeramna aval	SZD	36° 52' 7.1400" N	6° 55' 21.6408" E	14	9	32
	5	Aghbel amont	SAU	36° 41' 54.3876" N	6° 47' 49.5888" E	89	3	17
	6	Aghbel aval	SAD	36° 42' 10.4580" N	6° 48' 0.0900" E	87	4	15
Kébir	7	El kebir amont	KKU	36° 45' 41.7060" N	7° 17' 50.5968" E	31	5	32
	8	El kebir aval	KKD	36° 51' 39.7116" N	7° 17' 53.0880" E	14	7	43
	9	Mougger amont	KMU	36° 42' 4.2696" N	7° 18' 35.4240" E	43	7	34
	10	Mougger aval	KMD	36° 42' 6.4116" N	7° 18' 34.7220" E	47	6	32
	11	Emchekel amont	KEU	36° 44' 38.4576" N	7° 14' 22.2720" E	39	6	50
	12	Emchekel aval	KED	36° 44' 36.8340" N	7° 14' 25.8936" E	38	6	38
	13	Fendek amont	KFU	36° 43' 38.2080" N	7° 05' 1.9644" E	97	8	36
	14	Fendek aval	KFD	36° 43' 42.6036" N	7° 05' 2.5260" E	104	6	32
	15	Adjoul amont	KAU	36° 44' 33.7380" N	7° 08' 55.9320" E	72	3	18
	16	Adjoul aval	KAD	36° 44' 37.7376" N	7° 08' 59.4600" E	73	3	20
Guebli	17	Guebli amont	GGU	36° 45' 46.0116" N	6° 39' 27.9468" E	85	5	31
	18	Guebli aval	GGD	36° 49' 34.9176" N	6° 38' 57.6708" E	46	4	28
	19	Fessa amont	GFU	36° 40' 8.3388" N	6° 36' 14.2488" E	183	3	22
	20	Fessa aval	GFD	36° 40' 22.2096" N	6° 36' 17.4528" E	201	3	19
	21	Bir recade amont	GBU	36° 50' 5.0388" N	6° 39' 39.1248" E	80	3	23
	22	Bir recade aval	GBD	36° 49' 57.1584" N	6° 38' 19.9896" E	54	4	25
	23	Meraba amont	GMU	36° 37' 38.5356" N	6° 38' 4.0200" E	264	3	14
	24	Meraba aval	GMD	36° 38' 11.5656" N	6° 38' 28.4568" E	238	3	12
	25	Bin Ouidene amont	GOU	36° 48' 5.8464" N	6° 33' 54.8640" E	84	3	18
	26	Bin Ouidene aval	GOD	36° 48' 35.0568" N	6° 34' 6.3948" E	72	3	18



**Figure III.6:** Carte de la zone d'étude indiquant la localisation des sites d'échantillonnage du bassin Côtiers Constantinois Centre. Pour les noms des sites voir (*Tab. III.1*).

### III.5. Campagnes d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage sur terrain ont été réalisées sur une durée allant du mois de mai 2017 jusqu'au mois d'août 2018, et se répartissent sur trois

saisons: hiver, printemps et été. Les dates de sorties et de visite des mêmes sites durant la même campagne ne sont pas parfaitement respectées en raison des conditions climatiques non constantes au cours de la même saison.

Pour obtenir un échantillon représentatif de la flore diatomique dans une série annuelle complète, cinq campagnes d'échantillonnage ont été réalisées, deux au printemps et deux en été. Pendant la période de notre étude, la saison d'étiage englobe l'automne et l'été, étant donné que ces deux saisons partagent des conditions climatiques très similaires, où la température variait entre 28 et 35°C, au nord-est de l'Algérie durant la période 2017/2018, selon le site Historique météo (à consulter Historique météo à Skikda année par année: <https://www.historique-meteo.net/afrique/algerie/skikda/>).

Une seule campagne a été réalisée en hiver. Il n'était pas possible de réaliser la 2<sup>ème</sup> campagne pour cette saison en raison de:

- L'inaccessibilité aux sites d'échantillonnage durant cette période à cause des fortes crues durant la période 2018/2019, et l'inondation des sites d'échantillonnage.
- Eviter les risques de glissement de terrain et permettre le développement des diatomées.

Par conséquent, il était impossible de récupérer des substrats pour l'échantillonnage des diatomées, puisque selon *Prygiel et Coste (2000)*, des fortes précipitations et crues entraînent un déplacement des supports de galets et biofilms de diatomées attachées.

## **III.6. Etude de la qualité physico-chimique des eaux**

### **III.6.1. Technique d'échantillonnage de l'eau**

Au niveau de chaque site d'échantillonnage, l'eau est prélevée dans des bouteilles en plastique de 1,5l, préalablement lavées avec l'eau à prélever et étiquetées. L'échantillonnage a été réalisé en se rapprochant le plus possible du centre du cours d'eau, à mi-profondeur et contre le courant.

Les échantillons sont placés par la suite dans une glacière et transportés au laboratoire pour les analyses physico-chimiques.

Au total, onze (11) variables ont été retenues dans cette étude tout en tenant compte des variables environnementales. Ces dernières constituent les variables de développement des espèces de diatomées, contrôlant la composition de leur communauté ainsi que leur métabolisme.

### ***III.6.1.1. Paramètres environnementaux***

Quatre variables environnementales ont été étudiées *in situ* :

La température, la vitesse du courant, la profondeur, l'altitude. Les coordonnées GPS ont été mesurées via l'application Android GPS Test.

### ***III.6.1.2. Paramètres physico-chimiques***

Après avoir transporté les échantillons prélevés dans des glacières, des analyses physico-chimiques ont été réalisées dans les 24h qui succédaient l'échantillonnage au niveau du laboratoire du complexe de liquéfaction de gaz naturel (GNL) (Sonatrach, Skikda, Algérie). Les paramètres analysés sont: l'Oxygène dissout, les Nitrates, les Nitrites, l'Ammonium, les Phosphates, les Chlorures, la Conductivité, la Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) (**Tab. III.2**). Les analyses ont été effectuées selon the American Society for Testing Materials (ASTM).

**Tableau III.2:** Différentes techniques standardisées utilisées pour la détermination des paramètres physico-chimiques

<b>Paramètres</b>	<b>Instruments/méthodes</b>	<b>Références</b>
Température (°C)	Thermomètre à mercure	
Oxygène dissout (mg/L)	Oxymètre portable (HI 9146 oxymeter, HANNA, Rhode Island, USA)	
Nitrate (ppm)	Spectrophotomètre UV-visibles (UV-1700 pharmaSpec, SHIMADZU, Tokyo, Japan)	ASTM D992-71 (Réapprouvé 1978)
Nitrites (ppm)	Titration/dosage	ASTM D 1254-67

		(Réapprouvé 1974)
Ammonium (ppm)	Spectrophotomètre UV-visibles (UV-1700 pharmaSpec, SHIMADZU, Tokyo, Japan)	ASTM D 1426-93
Phosphate (ppm)	Spectrophotomètre UV-visibles (UV-1700 pharmaSpec, SHIMADZU, Tokyo, Japan)	ASTM D515-78
Chlorures (mg/L)	Titration/dosage	ASTM D 512
Conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Conductimètre portable (ORION 3-STAR conductimeter Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, USA)	ASTM D 1125-77
DBO <sub>5</sub> (mg <sub>O<sub>2</sub></sub> /L)	Incubation pendant 5 jours à 20°C dans un DBO-mètre(Oxi Top Box <sup>®</sup> BOD-meter type, Xylem Inc., Washington, D.C., USA) et mesure de la consommation d'oxygène.	
DCO (mg <sub>O<sub>2</sub></sub> /L)	Dosage / titrage	

### a) Température

La température constitue un facteur environnemental important qui détermine le développement, le cycle de vie et la répartition des espèces dans un système écologique (*Mufur et al., 2021*).

D'après *Lebeau et Robert (2003)*, la croissance cellulaire et la synthèse des métabolites sont significativement influencés par la température, la majorité des micro algues cultivées sont capables de tolérer des températures entre 16 et 27°C. Des températures inférieures à 16°C inhibent la croissance, alors que les températures supérieures à 35°C sont mortelles pour de nombreuses espèces.

### b) Oxygène dissout

L'oxygène dissout est un paramètre crucial pour la transformation des substances biodégradables, la reproduction, le développement, la transformation des substances et les activités métaboliques des êtres vivants (*Alam et al., 2012*).

*Jakovljević et al. (2016)* ont identifié dans leur travail de biosurveillance de l'état écologique d'un cours d'eau nommé Mlava en Serbie, la diatomée *Achnantheidium minutissimum* comme espèce indicatrice des eaux riches en oxygène, exigeant une quantité constante d'oxygène dissout, en plus des taxons *Planothidium frequentissimum* et *Gomphonema micropus* nécessitant une teneur en oxygène légèrement élevée dépassant 75% de saturation.

### **c) Vitesse du courant**

L'un des principaux éléments qui affectent la distribution ainsi que la variabilité des populations de diatomées dans un environnement est la vitesse du courant (*Soininen, 2005 ; Zugic-Drakulic, 2006*). Les travaux de *Soininen (2005)* et *Passy (2007)* ont examiné la distribution et la réponse des espèces de diatomées le long d'un gradient de vitesse.

Les taxons rhéophiles indiquant une vitesse du courant élevée tels que *Meridion circulare* ainsi que des espèces du genre *Achnanthes* qui étaient limitées à la faible vitesse du courant ont été identifiés au niveau des cours d'eau Keravanjoki et Vaikkojoki en Finlande dans l'étude de *Soininen (2005)*.

### **d) Nitrates, nitrites, ammonium et phosphate**

Les nitrates et les nitrites dans les eaux de surface proviennent principalement des activités anthropiques, en particulier des pratiques agricoles intensives ainsi que l'utilisation excessive d'engrais chimiques (*Hamaidi-Chergui et al., 2013*).

L'ammonium est un nutriment limitant dans les habitats aquatiques et représente la forme d'azote la plus importante pouvant causer l'eutrophisation de l'eau (*Jiang et al., 2019*). L'impact et les relations entre ces nutriments et les communautés de diatomées au sein des habitats lotiques ont été analysés dans de nombreuses études (*Atici et al., 2018 ; Karaouzas et al., 2018 ; Taş et al., 2019*). Concernant le phosphate, c'est le facteur limitant du développement biologique et constitue un élément nécessaire à la croissance des espèces dans les plans d'eau (*Estefan et al., 2013*). D'après *Çetin et al. (2021)*, dans les écosystèmes lotiques, le phosphate et le nitrate peuvent servir

d'indicateurs d'eutrophisation, qui peut se produire dans les régions urbaines, industrielles ainsi qu'agricoles. L'analyse de l'état trophique des cours d'eau était le thème abordé dans la majorité des études d'évaluation de la qualité de l'eau à travers le monde en utilisant des approches basées sur les espèces de diatomées (*Jakovljević et al., 2016 ; Shen et al., 2018 ; Çelekli et al., 2019*).

#### e) Ions chlorures

Les ions chlorures sont un paramètre important, affectant de nombreuses espèces de diatomées en inhibant leur photosynthèse et leur croissance (*Marcel et al., 2017*). *Çelekli et Lekesiz (2020)* ont conclu dans leur recherche pour évaluer des cours d'eau au niveau du bassin Méditerranéen occidental de la Turquie, que les chlorures représentent l'un des éléments les plus explicatifs pour déterminer la répartition des taxons de diatomées.

Dans leur étude au niveau du cours d'eau Torna en Hongrie, *Stenger-Kovács et al. (2013)* ont rapporté que la teneur élevée en chlorure dans cette rivière a causé la diminution de la diversité des espèces de la population de diatomées, *Nitzschia recta* et *Nitzschia gracilis* ont été identifiées comme des taxons tolérants au chlorure alors que *Gomphonema parvulum* et *Ulnaria ulna* étaient sensibles à cet ion Cl<sup>-</sup>.

#### f) Conductivité

La conductivité et le pH sont parmi les principaux facteurs qui déterminent les populations de diatomées (*Carayon et al., 2019*). La salinisation stimule la distribution et l'invasion des espèces marines et saumâtres dans les eaux douces, ainsi que des espèces tolérant une conductivité accrue ou nécessitant certains ions (*Stenger-Kovács et al., 2023a*).

Des métriques à base de diatomées ont été appliquées pour reconstruire les variations des populations diatomiques en réponse à la conductivité (*Stenger-Kovács et al., 2018 ; Vélez-Agudelo et al., 2021*).

*Robakiewicz et al. (2021)* attestent que les cours d'eau à faible conductivité ont une plus grande abondance d'espèces qui favorisent une faible conductivité, comme

*Encyonema neogracile*, tandis que ceux à une conductivité élevée présentent une plus grande abondance de taxons préférant une conductivité modérée voir élevée, tels que *Navicula erifuga* et *Nitzschia frustulum*.

### **g) Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>)/ Demande Chimique en Oxygène (DCO)**

La DBO<sub>5</sub> représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes dans leurs activités respiratoires pour oxyder la matière organique biodégradable. La teneur en oxygène dissout de l'échantillon est déterminée avant et après une incubation de cinq jours à 20°C (Nayar, 2020).

La DCO est la quantité d'oxygène consommée pour l'oxydation de l'ensemble des molécules organiques ainsi que des sels inorganiques oxydables (chlorure, sulfure...) présents dans un effluent (Merzoug et Merazig, 2012).

La DBO<sub>5</sub> et la DCO sont des mesures utilisées pour évaluer la teneur en matière organique dans l'eau, qui a un impact bénéfique sur les colonies de diatomées telles que les colonies muqueuses en tubules et arbusculaires, mais un effet néfaste sur les diatomées pédonculées (Marcel et al., 2017).

Çetin et al. (2021) ont noté que dans les cours d'eau, la DBO<sub>5</sub> et l'ammonium sont des marqueurs importants de la pollution organique. Les quantités de ces indicateurs augmentent en raison de traitement des eaux usées, des rejets industriels et du ruissellement agricole.

### **III.7. Protocole d'échantillonnage des diatomées benthiques**

Les diatomées épilithiques ont été collectées, identifiées et prises en compte pour la réalisation de notre étude, sur la base des résultats de *Torrisi et al. (2006)* qui ont préconisé l'échantillonnage des diatomées épilithiques plutôt que des diatomées épiphytes pour des raisons différentes, y compris :

- Les communautés épilithiques sont plus diversifiées et représentatives que celles des épiphytes.

- Dans les cours d'eau, les pierres représentent des substrats naturels communs, inertes, stables et homogènes.

### III.7.1.Prélèvement

Les diatomées ont été échantillonnées à taux égal que des échantillons d'eau pour des analyses physicochimiques. Les échantillons ont été prélevés et traités conformément aux recommandations de la méthode française normalisée NF T90-354 (*AFNOR, 2007*).

L'échantillonnage a été réalisé au centre du lit à distance de la rive par grattage d'une superficie totale de 100 cm<sup>2</sup> réparti sur la surface supérieure du substrat (roches, cailloux et pierres) à l'aide d'une brosse à dent (*Figs. III.7, III.8*). Selon la turbidité et le niveau d'eau, la profondeur d'échantillonnage varie de 20 à 50 cm d'après *Lavoie et al. (2006)*.

Pour éviter l'intrusion entre deux différents échantillons, les brosses à dent sont changées méthodiquement. Au moins 5 pierres ou petits blocs ont été grattés, la surface à échantillonner est estimée de 100 cm<sup>2</sup> quels que soient le nombre et la nature du support examinés, selon le guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomée NF T90-354 (*Prygiel et Coste, 2000*).

Le périphyton est remis en suspension dans les eaux obtenues de la rivière, puis les suspensions de diatomées ont été versées et conservées dans des bouteilles contenant préalablement du formaldéhyde dilué à 5%. Les prélèvements sont ensuite transportés au laboratoire de chimie des sols et eaux (Département d'Agronomie, Faculté des Sciences, Université du 20 août 1955, Skikda, Algérie) pour leur traitement.



**Figure III.7:** Biofilm de diatomées (photo personnelle)



**Figure III.8:** Collecte et prélèvement des diatomées par brossage sur substrat inerte et dur (photo personnelle)

### **III.7.2. Prétraitement des échantillons de diatomées**

Au laboratoire les échantillons prélevés sont digérés par chauffage dans un bac à sable sur une plaque chauffante et sous une hotte chimique, en additionnant quelques gouttes de peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$  30%) pour s'en débarrasser de toute matière organique existante, en plus de l'acide chlorhydrique pour éliminer la matière carbonatée. Pour les échantillons à haute teneur organique, quelques millilitres

d'acides nitriques et/ou sulfuriques sont ajoutés pour améliorer la minéralisation de nos échantillons (*Fig. III.9*).

Les échantillons de diatomées minéralisés représentés par les culots blanchâtres récupérés sont transférés au niveau du laboratoire 3 (Département de Pétrochimie et génie des procédés, Faculté de Technologie, Université du 20 août 1955, Skikda, Algérie) pour subir une série de centrifugations et de rinçage jusqu'à l'obtention d'un pH neutre et s'en débarrasser de toute trace d'acides utilisés dans le processus de minéralisation.

Après neutralisation, les suspensions obtenues ont été conservées et servies à la préparation de lames permanentes.



**Figure III.9:** Prétraitement de minéralisation des échantillons de diatomées dans un bac à sable sous hotte chimique (photo personnelle)

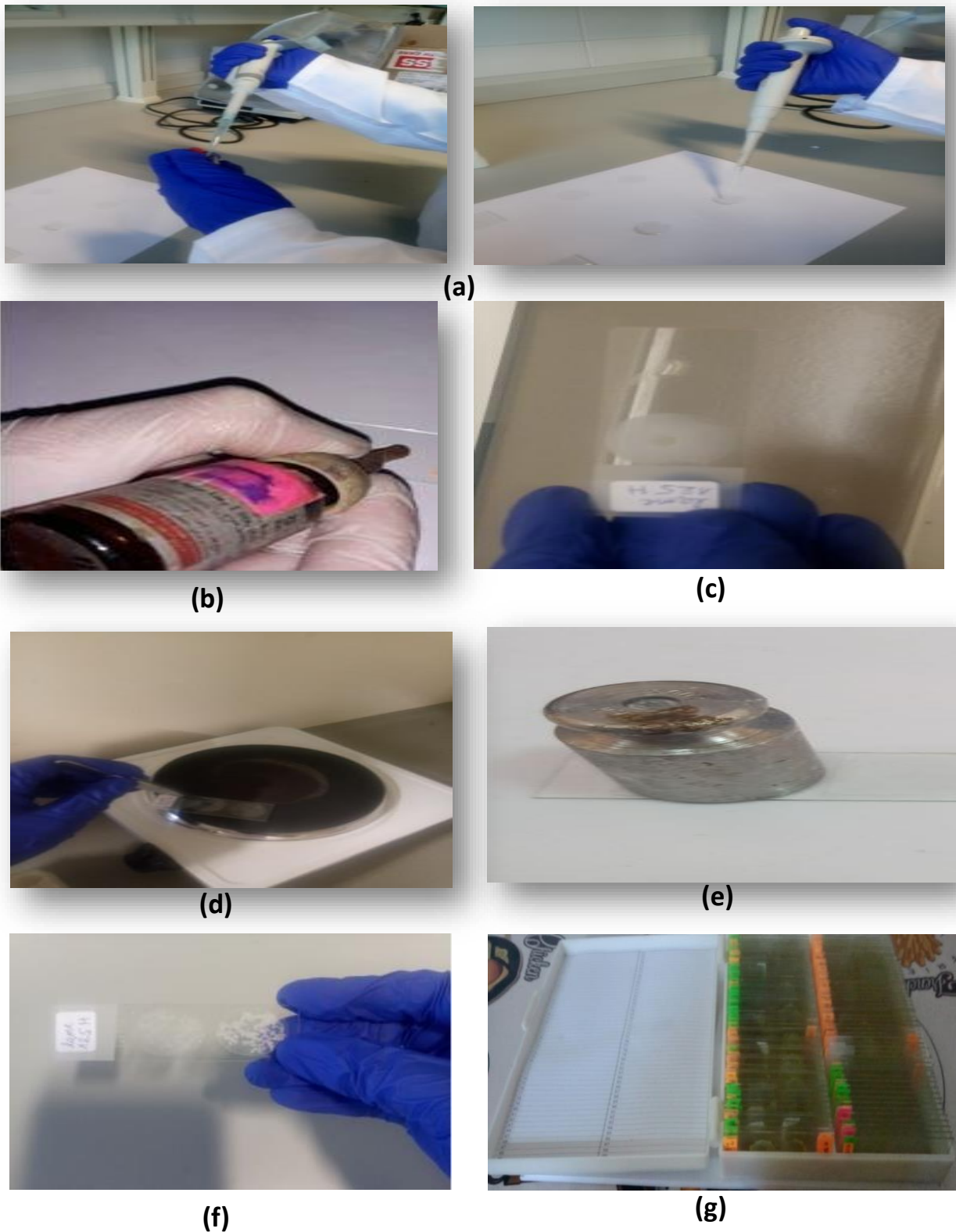
### III.7.3. Préparation et montage des lames

Une goutte de l'échantillon est prélevée à l'aide d'une pipette pasteur de 1 ml (*Prygiel et Coste, 2000*) et déposée sur une lamelle après avoir bien agiter le pilulier

contenant notre culot. L'échantillon est fixé et séché en déposant la lamelle sur une plaque chauffante à faible température.

Une goutte de baume du Canada avec un indice de réfraction ( $n_D=1,55$ ) est déposée sur une lame porte objet servant à la fois pour la fixation et la conservation des frustules de diatomées, sur laquelle la lamelle portant notre préparation séchée est déposée, la lamelle est ainsi au dessus. L'ensemble lame-lamelle est placé ensuite sur la plaque chauffante pour faire chauffer le tout légèrement.

L'élimination des bulles d'air qui se développent lors du chauffage est réalisée en déposant une pesée de 100g sur notre préparation. La lame préparée est maintenant prête pour l'examen microscopique, chacune porte un code qui correspond au numéro de l'échantillon (*Fig. III.10*).



**Figure III.10:** Technique de montage et préparation des lames de diatomées (photos personnelles). (a) Prélèvement d'une goutte de la suspension diatomique, (b) Addition du Baume du Canada sur lame, (c) Ensemble lame/lamelle, (d) Séchage et fixation, (e) Pression par dépôt du poids de 100g, (f) Lame préparée et étiquetée, et (g) Stockage pour identification.

### III.7.4. Observation microscopique et identification

L'identification et le comptage des espèces ont été faits durant les deux stages de perfectionnement de courte durée en Espagne au sein du laboratoire de diatomologie et sous la supervision du professeur Saúl BLANCO LANZA par observation microscopique à l'aide d'un microscope optique (Optika® BX60,1000, Ponteranica - BG, Italie) (grossissement x 1000) équipé d'une caméra pour la prise des photos (**Fig.III.11**). Le dénombrement a été réalisé en choisissant au hasard le champ de vision en suivant la méthode décrite par *Alverson et al. (2003)*. Selon les recommandations décrites dans *AFNOR (2007)*, un minimum de 400 individus doit être compté à partir de chaque lame permanente, pour notre cas, les lames concentrées et diversifiées ont été balayées en dépassant ce chiffre afin d'identifier et dénombrer toutes les espèces présentes. La détermination des taxons a été effectuée au niveau de l'espèce, conformément aux travaux de *Krammer et Lange-Bertalot (1988-1991)*, et en se référant des autres ouvrages disponibles au niveau du laboratoire tels que *Blanco et al. (2010)* et *Hofmann et al. (2011)*. Les informations de chaque échantillon (date du prélèvement, nom du point de prélèvement, numéro d'échantillon, espèces identifiées et leurs effectifs) sont introduites par la suite dans le logiciel Omnidia 5.3.



**Figure III.11:** Identification et dénombrement des taxons diatomiques par observation au microscope optique (photos personnelles)

**Chapitre IV:**  
**Analyses Statistiques et**  
**Élaboration de l'Indice**  
**Diatomique Algérien**

## IV.1.Introduction

Les analyses statistiques constituent l'ensemble des approches statistiques permettant d'identifier les corrélations entre les données collectées dont l'objectif principal est de faire extraire les informations clés afin de mieux comprendre les résultats obtenus, définir les différentes relations entre les variables concernées et présenter les données d'une façon qui permet de les traiter facilement. Les analyses statistiques sont réalisées généralement à l'aide de différents logiciels et représentent l'ensemble des bases de données sous forme de graphes, structures hiérarchiques, tableaux, diagrammes, etc.

## IV.2.Etude de la composition des communautés diatomiques et les principaux facteurs écologiques

Dans l'étude statistique, on a utilisé des moyennes saisonnières plutôt que des mesures ponctuelles. Les moyennes des données récoltées à partir de chaque saison: Printemps (2017 et 2018), et été (2017 et 2018). Une seule campagne d'hiver (2017/2018) a été réalisée qui représente la campagne 3.

Nous rappelons, qu'il n'était pas possible de réaliser la 2<sup>ème</sup> campagne pour la saison d'hiver (2018/2019) pour plusieurs raisons :

- Intempéries et conditions climatiques défavorables pour programmer des sorties sur terrain ;
- Inaccessibilité des sites d'échantillonnage après modification des chemins d'accès suite aux fortes crues qui ont engendré une forte densité des herbes, steppes et arbres ;
- Glissement de terrains et érosion des chemins d'accès aux sites de prélèvement à cause du ruissellement provoqué par les fortes crues et inondations.
- Déplacement des supports de galets couverts de biofilms de diatomées en raison du flux fort des masses d'eau et des courants torrentiels des oueds étudiés.

Pour étudier les différentes corrélations entre les variables abiotiques et les assemblages de diatomées, et dans le but de mieux comprendre les gradients de leur

répartition spatio-temporelle et déterminer les variables clés contrôlant la distribution de ces communautés de diatomées, différentes analyses statistiques ont été effectuées:

#### **IV.2.1. Analyse de corrélation de Pearson**

La corrélation entre les variables est couramment utilisée dans l'analyse des données pour évaluer les interrelations. Le coefficient de corrélation de Pearson est une métrique de corrélation fondamentale et largement utilisée qui quantifie la force d'une relation linéaire entre deux paramètres divers. Cette technique présente un large éventail d'utilisation dans différentes disciplines (*McKenna et al., 2016*).

Le coefficient de corrélation de Pearson sert à déterminer la corrélation linéaire entre deux variables, et sa valeur varie de -1 à 1. La valeur de coefficient 1, indique que l'équation en ligne droite pourrait correspondre à deux variables et qu'elles sont reliées positivement. Alors que la valeur négative (-1) indiquant que les deux variables sont négativement liées mais elles peuvent être toujours décrites à l'aide d'une équation linéaire. Si la valeur absolue du coefficient est proche de 0, cela signifie que la corrélation linéaire entre les deux variables est faible et plus elle est proche de 1, plus la corrélation linéaire entre les deux variables est grande (*Yang et al., 2021*).

Dans notre étude nous avons effectué l'analyse de corrélation de Pearson pour déterminer les relations entre les différentes variables environnementales examinées. La technique a été réalisée à l'aide du programme PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*), sur dix paramètres y compris la température, l'oxygène dissout, la vitesse du courant, l'altitude, le phosphate, l'azote total, la conductivité, le chlorure, la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>). Avec  $p < 0,05$  indiquant une corrélation significative.

#### **IV.2.2. Classification hiérarchique des agglomérations**

Nous avons réalisé cette analyse avec la technique Ward.D2 (*Murtagh et Legendre, 2014*) à l'aide du paquet R pvclust (*Suzuki et Shimodaira, 2006*) version i386 4.1.1 (*R Development Core Team, 2020*). Cette méthode affiche des

regroupements de sites d'échantillonnage, dont chacun donne lieu à une grappe qui comprend un groupe de sites en fonction de leur espèce indicatrice.

Il s'agit d'une stratégie qui consiste à classer les variables en grappes semblables, en groupes de facteurs qui sont liés de façon significative les uns aux autres et transmettant ainsi la même information (*Chavent et al., 2011*). En agrégeant les groupes à divers niveaux et en recherchant les similitudes et les différences, chaque élément ou point de données est d'abord traité comme une grappe indépendante distincte. L'algorithme compare les grappes et détermine leurs similitudes et leurs différences à l'aide de mesures de comparaison (par exemple, les mesures de distance), et les deux grappes ou points de données les plus comparables sont combinés (*Vijaya et al., 2019*).

#### **IV.2.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal)**

Afin d'identifier les espèces indicatrices de diatomées pour chaque groupe de nos stations obtenus à partir de l'analyse des grappes, les valeurs de P ont été déterminées à l'aide de l'analyse IndVal en utilisant le logiciel R par l'entremise d'un ensemble appelé Indicspecies (*Cáceres et Legendre, 2009*).

C'est une analyse développée par *Dufrêne et Legendre (1997)* pour définir les assemblages de référence et révéler les espèces indicatrices. Cette méthode établit des critères pour comparer les catégories, en indiquant quand terminer la répartition des groupes en sous-groupes et en mettant en évidence les niveaux clés dans une classification hiérarchique des sites. Pour chaque niveau de regroupement, les taxons peuvent être classés en fonction de leurs valeurs indicatrices.

Elle permet de déterminer les valeurs indicatrices pour diverses espèces grâce à la combinaison de données sur l'abondance relative des taxons dans un groupe spécifique d'échantillons et le pourcentage d'espèces présentes dans ce groupe. Elle a été largement utilisée pour identifier les espèces indicatrices qui caractérisent de nombreux groupes environnementaux dans le monde (*Lobo et al., 2016*).

#### IV.2.4. Analyse des Correspondances (AC)

L'Analyse des Correspondances (AC) est une approche de coordination supplémentaire qui est identique à l'analyse en composantes principales (ACP), mais qui est utilisée pour les données numérotées ou discrètes. L'AC peut évaluer les relations avec les dénombrements de taxons ou de taxons qui ont été pris en compte dans les interactions. Cette méthode est plus appropriée s'il est supposé que les espèces auraient des réponses unimodales aux variables principales, c'est-à-dire qu'elles préféreront une gamme spécifique du facteur et deviendront rares à des valeurs plus faibles et plus élevées (*Hammer et al., 2001*).

L'AC a été appliquée au moyen du logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*) à partir des sites échantillonnés et l'abondance des espèces diatomiques pour déterminer la longueur du gradient de graphe.

#### IV.2.5. Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

Les relations entre les variables abiotiques et les assemblages de diatomées ainsi que la répartition de ces derniers vis-à-vis des facteurs écologiques examinés ont été déterminés en utilisant l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC). C'est une technique qui permet d'étudier les interactions entre les espèces et leurs environnements exigeant des données contenant des évaluations environnementales. Chacun d'eux comporte l'abondance des espèces ainsi que des statistiques pour les facteurs écologiques (*Rirongarti, 2019*). Elle a été utilisée pour déterminer les principaux gradients de changements dans la composition des espèces et pour déterminer quels facteurs environnementaux décrivaient le mieux la répartition des taxons aux sites échantillonnés (*Lobo et al., 2015*).

L'ACC est une méthode d'ordination multivariée qui sert à relier la structure communautaire aux fluctuations environnementales établies. Elle sélectionne des axes d'ordination basés sur des paramètres environnementaux examinés, ou les axes soient un arrangement linéaire des facteurs écologiques. La variabilité communautaire peut donc être directement liée à la variation écologique. Les facteurs liés à l'environnement peuvent être mesurables ou théoriques (*Ter Braak, 1986*).

D'après *Romanuk et Levings (2003)*, cette analyse d'ordination ordonnant les espèces et les éléments d'échantillon par rapport aux gradients écologiques et dérivant les variables clés (ou axes) qui différencient les organismes ou les composantes d'échantillon. Chaque axe est un mélange linéaire des facteurs initiaux et considéré comme un gradient écologique théorique. Ces axes fictifs sont analysés en fonction des gradients environnementaux observés.

Dans notre étude, l'ACC a été réalisée sur les variables écologiques susmentionnées à l'aide du logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*). En ce qui concerne l'abondance des espèces, les paramètres ont été transformés logarithmiquement ( $\log(1+x)$ ) afin d'empêcher les valeurs logarithmiques (0).

Deux variables écologiques ont été considérées comme des facteurs indépendants pour l'analyse ACC: les saisons et la pollution sont exprimées sous forme de variables multi-états. Les saisons ont été changées en valeurs numériques dans le logiciel R en combinant les fonctions comme caractère numérique (printemps = 1, été = 2, hiver = 3). La composante « Pollution » a d'abord été calculée comme une moyenne des variables  $N_t$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $DBO_5$  et  $DCO$ , puis classée comme une valeur numérique allant des sites fortement touchés (100) aux sites de référence (10), avec des valeurs plus élevées indiquant un degré de pollution plus élevé. Cinq groupes ont été identifiés (fortement touchés = 100, mauvaise qualité = 80, modérément touchés = 50, légèrement affectés = 30, aucun effet = 10). Toutes les espèces rares (moins de cinq individus par site ou dans moins de trois sites) ont été exclues.

#### **IV.2.6. Test de permutation de la diversité**

Les tests de permutation, souvent appelés tests de randomisation, représentent des approches non paramétriques pour identifier la signification statistique à l'aide des réarrangements dans un ensemble de données. La valeur P indique la signification d'un test de permutation (*Knijnenburg et al., 2009*).

Dans notre étude, les différences statistiques entre les saisons examinées ont été testées avec le test de permutation de la diversité. L'analyse a été effectuée au moyen du logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*) en comptant les individus par espèce de

diatomée, en tenant compte les saisons de collecte. Cette méthodologie calcule l'indice de Shannon pour deux échantillons et analyse leurs diversités en utilisant des permutations aléatoires. L'analyse comprenait 9999 matrices aléatoires (*Rother et al., 2021*). Pour notre cas, cette technique a été réalisée à partir de l'indice de Fisher alpha (*Fisher et al., 1943*), en raison de son indépendance de la taille de l'échantillon (*Spear, 2017*), utilisé pour mesurer la diversité des espèces de diatomées.

### IV.3. Utilisation du logiciel Omnidia software (Omni 7) et calcul des indices

Le logiciel Omnidia développé par *Lecoite et al. (1993)* est le logiciel le plus répandu en Europe et dans le monde entier. En introduisant régulièrement de nouvelles données de diatomées, le logiciel est étendu et mis à jour. Sa base de données comprend trois fichiers taxonomiques: espèces, genres et familles et des inventaires avec 720 genres et 21000 espèces de diatomées. En plus de calculer des indices diatomiques y compris l'IBD, les indices de diversité et de régularité, le programme fournit également des données écologiques à base de différentes classifications dont celle de *Van Dam et al. (1994)*, en fonction des besoins des espèces en pH, oxygène, salinité, hétérotrophie, aérophilie, saprobie et trophie.

Pour notre étude, le logiciel Omnidia a été utilisé pour gérer les inventaires de diatomées et calculer les indices mentionnés dans la partie suivante. Après l'étape d'identification et de dénombrement des espèces de diatomées, les informations sur les échantillons sont introduites dans le logiciel Omnidia version 5.3. La fenêtre des inventaires comprend deux parties, le côté gauche est pour l'introduction des informations sur les échantillons ; il s'agit du numéro de la préparation, date d'échantillonnage, nom du bassin, nom d'échantillon alors que le bilan des espèces et leur effectif est saisi sur le côté droit (*Fig. IV.1*). Les taxons sont identifiés par des codes à quatre lettres, il suffit de saisir les codes des espèces identifiées et leur nombre, et le logiciel calcule automatiquement les indices diatomiques, les indices de diversité et de régularité ainsi que le nombre des espèces, nombre de genres et l'effectif total présent sur l'échantillon.

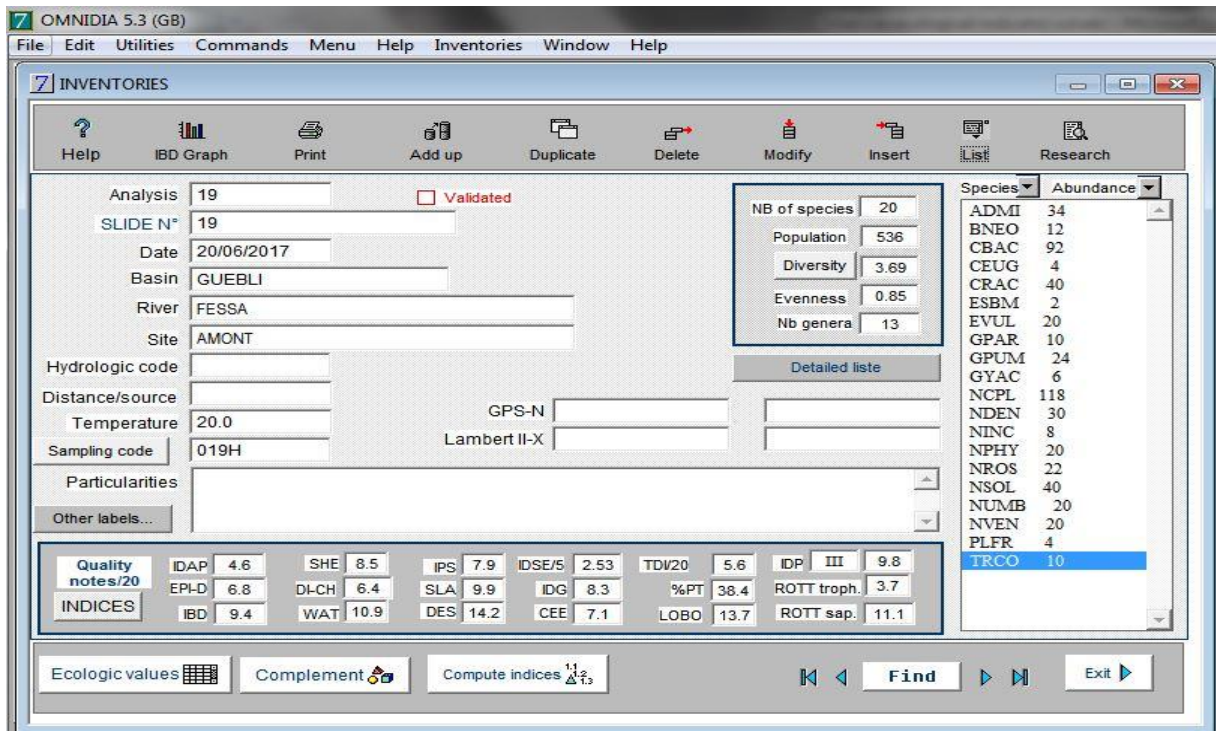


Figure IV.1: Exemple d'inventaire sur Omnidia version 5.3

### IV.3.1. Les indices de diversité

Pour déterminer la diversité des communautés de diatomées, des indices écologiques ont été calculés.

#### IV.3.1.1. Indice de Shannon (H')

L'indice (*Shannon et Weaver, 1949*) a été appliqué pour le calcul de la diversité des assemblages de diatomées. C'est une mesure des données obtenues d'un échantillon sur la composition des assemblages à partir duquel l'échantillon a été prélevé et la répartition des individus entre différents taxons (*Rirongarti, 2019*), il est déterminé par l'équation suivante :

$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i \text{ (Ramade, 2009).....Eq. (IV.1)}$$

Où:  $P_i$ : l'abondance relative de l'espèce  $i = n_i/N_i$

$n_i$ : nombre d'individu par espèce

$N_i$ : nombre d'individu par échantillon

#### ***IV.3.1.2. Indice de régularité ou d'équitabilité (E)***

Il se réfère au nombre total d'individus par espèce. Si la population entière ne comprend qu'une seule espèce, la valeur  $H'$  est zéro; sinon, elle est égale au  $\log_2(S)$  si toutes les espèces comprennent le même nombre d'individus (*Rirongarti, 2019*).

L'indice est donné comme proportion de la diversité maximale ( $H_{max}$ ):

$$E = H' / H_{max} \text{ (Ramade, 2009)..... Eq. (IV.2)}$$

Où:

$H'$  = Indice de Shannon

$H_{max}$  = diversité maximale égale à  $\log_2(S)$

S: nombre d'espèces

#### **IV.3.2. Indice Biologique Diatomées (IBD)**

L'Indice Biologique de Diatomées (IBD) (*Lenoir et Coste, 1996*), depuis l'an 2000, fréquemment utilisé en France (*Rimet, 2012*), constitue une technique normalisée pour surveiller la qualité des cours d'eau en France. Il est établi sur une liste de 209 espèces importantes ayant une sensibilité variable à la pollution.

Dans leur manuel, *Prygiel et Coste (2000)* fournissent des explications détaillées sur l'échantillonnage, les opérations de laboratoire, la taxonomie et les méthodes de calcul (*Coste et al., 2009*). L'échelle de l'IBD varie de 0 à 20, avec cinq catégories : médiocre, faible, modéré, bon et très bon. Plus la valeur de l'indice est élevée, meilleure est la qualité écologique de l'eau (*Szulc et Szulc, 2013*).

L'IBD est calculé suivant la formule ci-dessous :

$$IBD = \frac{\sum A_i S_i V_i}{\sum A_i V_i} \dots\dots Eq. (IV.3)$$

Où:  $A_i$  = Abondance du taxon  $i$

$S_i$  = Sensibilité à la pollution

$V_i$  = Amplitude écologique

#### IV.4.Élaboration d'un nouvel Indice Diatomique pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau Algériens (BDIAR)

##### IV. 4.1.Détermination de la variable clé pour la réalisation de l'indice

L'étude de la composition des communautés diatomiques et les majeurs facteurs écologiques nous a permis de déterminer les principaux paramètres contrôlant la distribution et la structure des assemblages de diatomées présents dans notre zone d'étude. L'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) a révélé que parmi les variables étudiées, la conductivité était un facteur clé. Une autre analyse a été également effectuée pour la mise en évidence des paramètres clés.

L'analyse des moindres carrés partiels (PLS) est une technique statistique multivariée qui compare plusieurs variables de réponse et plusieurs facteurs explicatifs. PLS a été créée pour faire face à des problèmes de données tels que de minuscules ensembles de données, des valeurs manquantes et la multi-colinéarité. Elle est fréquente dans diverses sciences, particulièrement la chimie et la chimiométrie, où il y a un problème significatif avec un grand nombre de variables corrélées et un nombre restreint d'observations (*Pirouz, 2006*).

Dans PLS, les données de réponse standard sont quantitatives (positives ou négatives, sans signification spécifique liée à la valeur 0) (*ter Braak et Verdonschot, 1995*).

Nous avons appliqué l'analyse PLS présente dans le menu multivarié dans le programme PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*). Un graphique en barres indique l'importance relative des variables environnementales, en prenant en considération la valeur absolue et non le signe des charges.

Pour cette raison la conductivité était la variable abiotique sélectionnée comme base pour la création de notre nouvel indice de Biosurveillance des cours d'eau Algériens à base de Diatomées BDIAR. Comme indiqué dans les sections précédentes, les données de conductivité et de diatomées ont été collectées à partir de 78 échantillons.

#### IV.4.2. Calcul des variables auto-écologiques des diatomées

Nous considérons la conductivité de l'eau comme un déterminant essentiel des conditions environnementales dans les cours d'eau algériens, indiquant l'état écologique globale. Ce paramètre a été sélectionné sur la base de l'analyse canonique des correspondances (ACC) ainsi que l'analyse des moindres carrés partiels (PLS). La technique de la moyenne pondérée (WA) a été utilisée pour calculer les variables auto écologiques l'optimum (S) et la tolérance (V) des diatomées (*ter Braak et van Dame, 1989*).

S et V sont respectivement la moyenne pondérée et l'écart-type pondéré pour une certaine espèce en termes de la conductivité. L'optimum S a été calculé selon la formule suivante (*Olley et al., 2013*):

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n x_i w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \dots\dots Eq. (IV.4)$$

Où :

$x_i$ : la valeur de la conductivité

$w_i$ : l'abondance relative de l'espèce au site  $i$

La formule suivante été utilisée pour calculer la tolérance V (*Olley et al., 2013*):

$$V = \frac{\sum_{i=1}^n w_i (x_i - S)^2}{\frac{M-1}{M} \sum_{i=1}^n w_i} \dots\dots Eq. (IV.5)$$

Où :

**S**: Valeurs Optimum calculées ci-dessus

**M**: Nombre non nul d'occurrence

Les taxons avec V=0 ont été éliminés du calcul final de l'indice.

### IV.4.3. Calcul et validation de l'indice BDIAR

#### IV.4.3.1. Calcul de l'indice

L'ensemble de données final, qui comprenait 157 espèces de diatomées et 78 échantillons, a été utilisé pour déduire la conductivité de l'eau. En utilisant la formule de Zelinka-Marvan (*Zelinka et Marvan, 1961*), notre indice BDIAR a été calculé ainsi:

$$BDIAR = \frac{\sum_{i=1}^n A_i S_i V_i}{\sum_{i=1}^n A_i V_i} \dots\dots Eq. (IV.6)$$

Où:

$A_i$  = Abondance relative du taxon  $i$

$S_i$  = Optimum du taxon  $i$

$V_i$  = Tolérance du taxon  $i$

#### IV.4.3.2. Analyse de régression

La métrique est ensuite employée pour le rétro-calcul des valeurs de conductivité attendues à partir de ses valeurs observées (*ter Braak et van Dame,*

1989). Puis elle est validée en comparant les valeurs de conductivité observées avec celles attendues (estimées par l'indice) à l'aide de l'analyse de régression linéaire (*Schneider et al., 2010*).

L'analyse de régression applique un modèle qui définit les relations entre les variables dépendantes et indépendantes dans un format mathématique simplifié. Les valeurs des variables dépendantes peuvent être dérivées des valeurs observées des variables indépendantes (*Schneider et al., 2010*). La Régression Linéaire des Axes Majeurs Réduits (AMR) est une méthode particulière de la méthodologie de régression des erreurs dans les variables, et représente l'une des méthodes de modélisation théoriquement fiables qui donnent une approximation correcte de la réalité. Elle est conçue pour gérer les erreurs à la fois dans les variables x et y: le prédicteur (indépendant) x et la réponse (dépendante) y (*Harper, 2014*).

Un modèle linéaire sur les données collectées a été adapté en utilisant la fonction « Model-Linear » dans le logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*), en appliquant la Régression Linéaire des Axes Majeurs Réduits (AMR) avec transformation logarithmique. L'efficacité de notre indice a été examinée finalement en comparant les valeurs de conductivité observées et déduites en employant AMR, le coefficient de détermination  $r^2$  et  $p$  ( $p < 0,05$ ).

#### **IV.4.4. Comparaison avec d'autres indices de diatomées**

##### ***IV.4.4.1. Calcul des indices de comparaison***

De plus, pour tester la performance de BDIAR par rapport à d'autres indices diatomiques, deux récents indices basés sur les taxons de diatomées ont été sélectionnés l'indice de diatomées pour les lacs de soude ( Soda Pans) (DISP) (*Stenger-Kovács et al., 2018*) et l'indice de Carayon (*Carayon et al., 2019*).

DISP est un indice développé par *Stenger-Kovács et al. (2018)* basé sur les diatomées benthiques pour l'évaluation de l'état écologique des lacs à forte salinité. L'indice est créé à partir d'un ensemble de données collecté à partir du lac de soude (Soda Pans) situé dans le Bassin des Carpates. Il est développé en utilisant la

conductivité de l'eau comme variable principale des conditions écologiques et en appliquant la méthode des moyennes pondérées.

*Carayon et al. (2019)* ont créé une matrice basée sur les caractères autoécologiques des espèces de diatomées. Elle constitue une nouvelle méthode de référence autoécologique qui recueille des données sur les valeurs d'optimum, de tolérance ainsi des limites pour les diatomées benthiques. Elle est basée sur sept caractéristiques abiotiques y compris la conductivité. Cette approche fournit des données précises sur le milieu naturel des diatomées benthiques des cours d'eau français permettant ainsi d'améliorer la biosurveillance écologique.

Les deux indices ont été calculés à partir des valeurs S et V comptées dans les deux études ainsi que l'abondance des espèces identifiées dans notre étude en appliquant la formule de Zelinka-Marvan. L'analyse d'ANOVA et l'analyse de corrélation de Pearson ont été appliquées pour comparer la performance de ces méthodes avec celle de BDIAR en termes de conductivité.

#### ***IV.4.4.2. ANOVA et analyse de corrélation de Pearson***

L'analyse de variance (ANOVA) est couramment utilisée pour valider la signification d'un modèle créé. Cette analyse est effectuée à un niveau de confiance de 95 % ou à un niveau de signification de 5 %. Elle révèle la pertinence des paramètres du processus impactant les réponses. C'est une approche statistique qui estime la contribution correspondante de chaque variable de contrôle à la réponse totale observée (*Singh et Rao, 2007 ; Kumar et al., 2013*).

Concernant l'analyse de corrélation de Pearson, elle est utilisée dans l'analyse des données pour évaluer la corrélation linéaire entre deux facteurs, et ses valeurs varient entre - 1 et 1. La valeur numérique est 1, ce qui indique que l'équation linéaire peut représenter deux variables différentes. Plus la corrélation linéaire entre les deux variables est bonne, plus la valeur absolue du coefficient est proche de 1 (*Yang et al., 2021*).

Les deux analyses ont été réalisées sur le logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*), on a utilisé la fonction « Univariate-Correlation » du logiciel sur la matrice comprenant les valeurs de conductivité mesurées, notre indice BDIAR ainsi que les indices calculés (DISP et Carayon).

Pour l'analyse ANOVA, les résultats ont été extraits directement des statistiques issues de l'analyse de régression appliquée sur les trois indices en fonction des valeurs de la conductivité observées.

#### **IV.4.5. Analyse de classification**

##### ***IV.4.5.1. Analyse de K-moyennes et silhouette***

Outre l'approche classique basée sur l'analyse de régression, une évaluation supplémentaire a été réalisée pour évaluer l'efficacité de notre indice en comparant la classification des sites d'échantillonnage en classes de conductivité résultant de l'indice de diatomées et celle résultant des valeurs réelles de conductivité mesurées.

Tout d'abord, on a utilisé le test de K-moyennes et l'analyse Silhouette pour diviser les valeurs de conductivité mesurées en n classes.

K-moyennes est l'approche typique utilisée par les analystes pour regrouper les données en plusieurs groupes séparables. En raison de sa facilité de développement, de sa simplicité, de ses performances et de sa réalisation, K-moyennes est l'un des algorithmes de regroupement les plus utilisés. Même si le K signifie que l'approche de regroupement est efficace, la valeur de K doit être ajustée en fonction de l'ensemble de données considéré. La technique la plus populaire pour appliquer K-moyennes est de l'exécuter plusieurs fois avec différents paramètres, puis de choisir le meilleur parmi tous les résultats de regroupement. L'analyse de silhouette est utilisée pour évaluer le regroupement par la technique K-moyennes et révéler la meilleure classification (*Wang et al., 2017 ; Punhani et al., 2022*).

L'analyse de K-moyennes a été réalisée à l'aide du programme PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*) avec la fonction « Multivariate-Clustering », on exécute l'analyse plusieurs fois jusqu'à l'obtention d'un nombre de groupes qui nous donne une valeur de silhouette moyenne (Av.silh.) plus grande. K-moyennes divise

l'ensemble de données en groupes  $k$ , tandis que silhouette est une analyse supplémentaire de K-moyennes qui fournit la valeur  $k$  la plus restreinte qui peut être employée, elle sert à trouver la classification la plus sélective, et confirmer ainsi le meilleur regroupement. L'analyse de silhouette a donné quatre classes.

#### ***IV.4.5.2. Remaniement de l'indice calculé***

Le BDIAR a été mis à l'échelle [1-4] pour indiquer quatre classes de conductivité distinctes à des raisons de comparaison. La formule de BDIAR a été modifiée comme suit:

La formule ci-dessous donne BDIAR dans la plage [0-1] :

$$\text{Nouvelle valeur (0 - 1)} = \frac{\text{ancienne valeur} - \text{min}}{\text{max} - \text{min}} \dots\dots \text{Eq. (IV. 7)}$$

Pour obtenir la plage souhaitée [1 à 4], la formule suivante est appliquée :

$$\text{Nouvelle valeur (1 - 4)} = 1 + \text{Nouvelle valeur (0 - 1)} * 3 \dots\dots \text{Eq. (IV. 8)}$$

#### ***IV.4.5.3. Matrice de confusion***

Une matrice de confusion a ensuite été calculée pour comparer les classifications observées et attendues, révélant le nombre de sites classés correctement et par erreur.

La matrice de confusion quantifie la confusion de classification dans les tâches de regroupement où chaque cas ne peut être identifié que comme une seule classe et représente un outil important pour évaluer les performances. La matrice de confusion bidimensionnelle, qui démontre la distribution des prédictions erronées dans une vue, est une approche efficace pour évaluer un classificateur multi-classes. Le résultat obtenu est utilisé pour évaluer le rendement global d'un classificateur (*Heydarian et al., 2022*).

Les classes de conductivité observée et attendue sont alors comparées via la matrice de confusion qui a été effectuée dans le logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*) avec la fonction « Edit-Rearrange-Value pairs to matrix ».

Le nombre de sites classés correctement et par erreur a ensuite été affiché dans une matrice de confusion, qui comparait les classifications observées et attendues.

#### ***IV.4.5.4. Analyse Chi-carré et statistiques de Kappa***

Enfin, ces données ont été vérifiées pour les écarts par rapport à l'hypothèse nulle que les deux classifications ne sont pas liées à l'aide d'un test de Chi-carré et des statistiques de Kappa.

Lorsque les groupes de comparaison sont indépendants et non corrélés, le test du Chi carré est appliqué pour déterminer l'indépendance entre deux variables catégoriques. L'analyse est utilisée pour comparer la distribution d'un facteur dans un échantillon ou un groupe à un autre. Si la distribution de la variable n'est pas significativement différente entre les groupes, cela peut affirmer que la variable catégorique et les groupes sont indépendants (*Kim, 2017*).

Le test Chi-carré est appliqué également à l'aide du logiciel PAST v. 4.12 (*Hammer et al., 2001*) avec la fonction « Univariate-Contingency table (Chi<sup>2</sup>) ».

Kappa est une statistique largement utilisée pour évaluer l'interdépendance et déterminer la concordance entre deux évaluateurs. L'importance de la fiabilité des évaluateurs provient du fait qu'elle montre le niveau auquel les données recueillies dans l'étude sont des représentations exactes des paramètres examinés (*McHugh, 2012*).

Les statistiques de Kappa ont été calculées en ligne via le site web gratuit (Kappa as a Measure of Concordance in Categorical Sorting: <http://vassarstats.net/kappa.html>).

**Partie 3:**

**Résultats & Discussion**

**Chapitre V :**

**Composition des**

**communautés diatomiques et**

**les principaux facteurs**

**écologiques de leur**

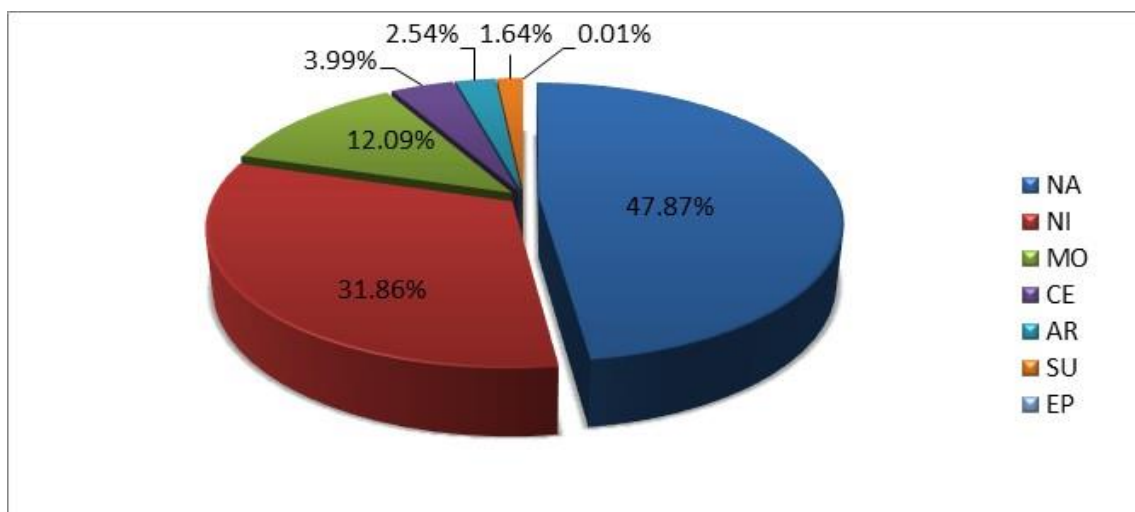
**distribution**

## V.1. Communautés de diatomées

Nous avons identifié au cours de la présente étude 186 taxons de diatomées appartenant à 48 genres dans les 78 échantillons examinés (*Tab. V.1*). Des photographies de quelques espèces de diatomées identifiées dans nos sites d'échantillonnage sont illustrées dans *Annexe 2*. Les espèces de diatomées identifiées appartiennent à sept familles (*Fig. V.1*).

Les Naviculaceae présentent la plus grande abondance (47,87%) dans les trois bassins hydrographiques. Des résultats similaires ont été obtenus à partir du sous-bassin d'oued Mina (*Negadi et al., 2018*) et les cours d'eau de la zone humide de Chott Chergui (*Negadi et al., 2021*), avec un pourcentage de 20,75 et 25,71 %. D'après *Benhassane et al. (2020)*, la famille des Naviculaceae comprend les formes d'écologie les plus diverses.

Venant après la famille des Nitzschiaceae avec une abondance d'espèces estimée à 31,86 %. La famille des Nitzschiaceae comprend un nombre élevé d'espèces saprophyteuses ou N-hétérotrophes. Il existe néanmoins certains types sensibles et alcaliphiles (*Benhassane et al., 2020*). Ces deux familles sont suivies de la famille sous dominante de Monoraphydeae atteignant 12,09 % suivie de Centrophydeae avec une abondance de 3,99 %, venant plus tard avec un pourcentage inférieur à 5% les familles Araphydeae (2,54 %), Surirellaceae (1,64 %), et enfin Epithemiaceae (0,01 %) (*Fig. V.1*).



**Figure V.1:** Diagramme circulaire des différentes familles de diatomées identifiées.

Les lettres indiquent les différentes familles: NA: Naviculaceae, NI: Nitzschiaceae, MO: Monoraphydeae, CE: Centrales, AR: Araphideae, SU: Surirellaceae, EP: Epithemiaceae.

Le nombre total des espèces prises en compte pour toutes les analyses multivariées était de 109 dans le sous-bassin Safsaf et de 117 dans le sous-bassin Kébir. Avec 129 espèces, le sous-bassin Guebli était le plus diversifié. Les trois bassins ont 61 taxons en commun (*Tab.V.1*). La majorité de ces espèces ont récemment été identifiées dans l'étude d'*El Haouati et al. (2015)*, qui a enregistré 24 taxons dans le lac de Reghaia.

*Chabaca et al. (2020)* ont découvert plus de 18 genres dans le lac Oubeira, alors que *Heramza et al. (2021)* ont recensé 72 espèces dans le barrage d'Aïn Dalia. Tandis que *Bezzeghoud et Mansour (2021)* ont recensé 72 taxons appartenant à 32 genres dont la composition de diatomées est constituée des espèces pennales.

Nos résultats floristiques concordent avec ceux de *Baudrimont (1974)*, qui a étudié les taxons des eaux douces et saumâtres algériennes dans les zones arides et semi-arides, démontrant que ces espèces sont comparables à celles trouvées dans les eaux douces européennes avec une composition saline et alcaline notable. La majorité de nos espèces ont déjà été illustrées dans le livre de *Lange-Bertalot et al. (2017)* et sont connues pour être cosmopolites, indiquant une conductivité élevée et des eaux riches en nutriments.

**Tableau V.1:** Taxons de diatomées identifiées avec leurs abondances.

Noms des espèces	Codes	Abondance (%)
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow in Cleve et Grunow var. <i>exigua</i>	AEXG	0,64
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki var. <i>minutissimum</i>	ADMI	3,80
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald var. <i>copulata</i>	ACOP	0,49
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow var. <i>pediculus</i>	APED	1,70
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) Hendey var. <i>paxillifera</i>	BPAX	0,75
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	CEUG	1,49
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	CPED	1,04
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot&Metzeltin	ESBM	1,98
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G. Mann in Round et al.	CRAC	1,28
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	1,88
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	COCE	0,92

<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson in Breb. et Godey) W. Smith var. <i>solea</i>	CSOL	0,52
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer var. <i>microcephala</i>	ENCM	0,88
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	EOMI	1,04
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) A.J. Stickle & D.G. Mann in Round et al.	FPYG	0,68
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg var. <i>gracile</i>	GGRA	0,47
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh f. <i>minutum</i>	GMIN	0,32
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	GOLI	0,65
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR	4,09
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	GPAS	2,54
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot var. <i>pumilum</i>	GPUM	0,64
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYAC	0,59
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov	HLMO	0,90
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov var. <i>veneta</i>	HVEN	1,01
<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	HABU	0,36
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LGOE	3,36
<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	MPMI	2,44
<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	1,22
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing var. <i>cryptocephala</i>	NCRY	0,39
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot var. <i>cryptotenella</i>	NCTE	0,64
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	NERI	0,99
<i>Navicula germainii</i> Wallace	NGER	0,68
<i>Navicula gregaria</i> Donkin var. <i>gregaria</i>	NGRE	1,59
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	NPHY	2,88
<i>Navicula rostellata</i> Kützing var. <i>rostellata</i>	NROS	1,51
<i>Navicula simulata</i> Manguin	NSIA	2,13
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory var. <i>tripunctata</i>	NTPT	0,45
<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN	5,04
<i>Nitzschia amphibia</i> f. <i>amphibian</i> Grunow var. <i>amphibia</i>	NAMP	1,60
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al. var. <i>capitellata</i>	NCPL	3,99
<i>Nitzschia denticula</i> Grunow in Cleve & Grunow var. <i>denticula</i>	NDEN	0,57
<i>Nitzschia desertorum</i> Hustedt	NDES	0,31
<i>Nitzschia dissipata</i> sub sp. <i>dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	NDIS	2,11
<i>Nitzschia dubia</i> W. M. Smith var. <i>dubia</i>	NDUB	0,64
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck var. <i>filiformis</i>	NFIL	1,55
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	NIFR	0,87
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	3,12
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var. <i>linearis</i>	NLIN	1,06
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith var. <i>palea</i>	NPAL	9,91
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	NUMB	3,41
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch in Rabenhorst var. <i>vermicularis</i>	NVER	0,48
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot var.	PLFR	2,80

<i>frequentissimum</i>		
<i>Planothidium granum</i> (Hohn&Hellerman) Lange-Bertalot	PGRN	0,50
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek& Stoermer	RSIN	0,91
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	RABB	1,45
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy var. <i>pupula</i>	SPUP	0,89
<i>Surirella angusta</i> Kützing var. <i>angusta</i>	SANG	0,78
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer& Lange-Bertalot	SBRE	0,80
<i>Tryblionella constricta</i> Gregory	TRCO	2,32
<i>Tryblionella levidensis</i> Wm. Smith	TLEV	0,53
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère var. <i>ulna</i>	UULN	1,79
<b>Autres espèces du bassin Safsaf</b>		<b>1,42</b>
<b>Autres espèces du bassin Kébir</b>		<b>1,26</b>
<b>Autres espèces du bassin Guebli</b>		<b>0,98</b>

### Légende pour la lecture du tableau :

Les espèces en caractères gras sont les taxons communs des trois bassins hydrographiques. La fréquence moyenne des diatomées dans chaque sous-bassin a été utilisée pour calculer l'abondance (%). L'abondance totale des espèces restantes dans chaque bassin hydrographique a été calculée de façon indépendante.

Dans les trois bassins hydrographiques Guebli, Kébir et Safsaf, les taxons *Achnanthis minutissimum* (3,80 %), *Nitzschia umbonata* (3,41 %) et *Navicula phyllepta* (2,88 %) sont les plus dominants parmi toutes les espèces au printemps. Pendant cette saison également *Nitzschia capitellata* (3,99%) était commun entre les bassins Guebli et Kébir, tandis que *Gomphonema parvulum* (4,09%) était commun entre Kébir et Safsaf. Le taxon *Mayamaea Permitis* (2,44 %) était le plus répandu dans Kébir pendant l'été.

D'après *Noga et al. (2014)*, *A. minutissimum* a un large spectre écologique et se développe dans des environnements oligo à eutrophiques. Alors que les espèces *M. permitis* ainsi que *G. parvulum* ont été classées parmi le groupe de diatomées présentant une tolérance à l'eutrophisation moyenne à élevée (*Lobo et al., 2015*).

L'espèce *Nitzschia palea* (9,91 %) était prédominante dans les sous-bassins Guebli et de Safsaf pendant l'hiver, et dominante dans les trois bassins pendant la saison hivernale. Cette diatomée est présente dans divers types d'eau et prédomine pendant

toutes les saisons au cours de la recherche de *Rybak et al.(2019)* avec une abondance qui varie de 8,1 à 74 %.

Nos sites d'échantillonnage partagent en grande partie les mêmes taxons de diatomées identifiés, et qui se trouvent généralement dans les cours d'eau Kébir Est, El Hammam et Cheliff (Nord-Est et Nord-Ouest de l'Algérie) (*Chaïb et al., 2011 ; Chaïb et Tison-Rosebery, 2012 ;Nehar et al., 2015*).

## V.2.Ecologie des diatomées

Les résultats des moyennes des variables environnementales calculées pour les trois saisons sont présentés dans *Tab. (V.2)*. Les valeurs maximales de température ont été enregistrées en été et variaient entre 26,35 et 31,5 °C. La température (T) contribue à de nombreux processus chimiques, biochimiques et biologiques dans les écosystèmes aquatiques (*Makhoukh et al., 2011*). La conductivité (Cond) signifie le potentiel de l'eau à transmettre un courant électrique, elle est dépendante de la minéralisation de l'eau, avec une conductivité plus élevée indiquant le degré de minéralisation, autrement dit la concentration des éléments ionisés (*Reggam et al., 2015*). Elle varie de 300 à 2646 S  $\mu$ S/cm pour l'ensemble des stations étudiées. Les stations examinées sont considérées fortement minéralisées ainsi cette forte minéralisation pourrait résulter du ruissellement agricole, le lessivage du sol ainsi que les apports domestiques (*Lazizi et Laifa, 2020*). Les teneurs de chlorures enregistrées ont montré des variations importantes également, qui fluctuent de 62,8 à 521,85 mg/l. Ces variations peuvent être la conséquence des activités anthropiques urbaines et industrielles. La valeur maximale de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) a été estimée à 460 mg/l dans le sous-bassin Guebli alors que la valeur maximale de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>) a été notée dans le bassin Safsaf de l'ordre de 440 mg/l. Les valeurs maximales de la vitesse du courant (Vit) et de l'oxygène dissout (OD) ont été mesurées en hiver; la vitesse variait de 0,04 à 4,25 cm/s et l'oxygène dissout de 0,88 à 16,97 mg/l. Cette variation d'OD pendant l'hiver est due à la diminution de la température, la vitesse des vents, les précipitations enrichies en oxygène atmosphérique ainsi que les débits élevés, ce qui stimulerait la dispersion de l'air dans les cours d'eau. D'un autre côté, les faibles concentrations

d'OD mesurées pendant la période sèche sont probablement liées aux matières organiques générées des déchets urbains conduisant à l'auto purification des cours d'eau et à l'oxydation des composants organiques en ions (*Makhoukh et al., 2011*).

Concernant les nutriments, au niveau des trois bassins les valeurs de l'azote total (Nt) varient de 66,82 à 943,27 mg/l pendant l'été, de 31,38 à 892,63 mg/l pendant le printemps, alors qu'en hiver les valeurs varient de 24,32 à 715,75 mg/l. Les phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) diffèrent de 1,07 à 13,4 mg/l en été, au printemps de 0,15 à 37,26 mg/l et en hiver de 0,58 à 21,85 mg/l. Cette évolution pendant la saison hivernale indique la bonne oxygénation des stations échantillonnées durant cette période, confirmé par les valeurs élevées d'OD enregistrées pendant cette saison. Les teneurs élevées en nutriments dans les cours d'eau provenant des pratiques agricoles, l'usage intensif des fertilisants, des effluents urbains et les eaux de ruissellement (*Lazizi et Laifa, 2020*). La région étudiée est caractérisée par des activités agricoles intenses (*Khelfaoui et al., 2014 ; Mecibah et al., 2019 ; Lazizi et Laifa, 2020*), ce qui explique les apports élevés en éléments nutritifs.

En général, les échantillons prélevés pendant la période sèche présentaient des conductivités et des charges élevées en éléments nutritifs, qui peuvent être attribuées à la contribution de l'apport anthropique, le faible débit et des températures élevées tandis que ceux prélevés en hiver présentaient une vitesse du courant et de l'oxygène dissout plus élevés (**Tab. V.2**).

Nous rappelons que le paramètre « Pollution » a d'abord été calculé comme une moyenne des facteurs Nt,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{DBO}_5$  et DCO, puis classé étant une valeur numérique qui varie des sites fortement touchés (100) aux sites de référence (10), avec des valeurs plus élevées correspondants à un degré de pollution plus élevé. Cinq catégories ont été déterminées (fortement touchées = 100, mauvaise qualité = 80, modérément touchées = 50, légèrement affectées = 30, aucun effet = 10).

**Tableau V.2:** Moyennes des variables environnementales calculées pour 26 sites d'échantillonnage pendant les trois saisons.

Codes des sites	T °C	Cond µS/cm	OD mg/l	Nt mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	Vit cm/s	Altitude m	DCO mg/l	DBO <sub>5</sub> mg/l	Pollution	Saisons
SAD_S	24,1	900,00	7,29	288,86	4,33	129,16	1,07	85,00	136,64	10,00	Modérément touché	S
SAD_W	16,5	1565,00	13,44	190,18	1,45	257,36	4,14	85,00	12,00	11,00	Légèrement affecté	W
SAD_Sm	28,34	1388,00	6,52	167,79	2,55	185,49	0,41	85,00	62,50	8,00	Légèrement affecté	Sm
SAU_S	24,12	1400,00	6,70	67,87	0,19	199,15	1,07	89,00	109,31	8,00	Légèrement affecté	S
SAU_W	13,51	1612,00	12,03	111,27	1,59	258,92	4,13	89,00	24,00	12,00	Légèrement affecté	W
SAU_Sm	28,27	1401,00	6,31	146,95	2,25	190,83	0,45	89,00	63,01	5,33	Légèrement affecté	Sm
SSD_S	22,2	1275,00	0,90	73,01	1,02	97,47	0,88	21,00	156,16	440,00	Mauvaise qualité	S
SSD_W	16,15	1523,00	0,88	123,75	5,00	194,97	2,66	21,00	68,00	24,00	Légèrement affecté	W
SSD_Sm	29,24	1378,67	4,05	235,30	7,44	183,45	0,42	21,00	86,20	167,33	Modérément touché	Sm
SSU_S	24,18	1222,00	5,90	292,41	12,56	166,14	1,10	35,00	117,12	1,00	Modérément touché	S
SSU_W	13,15	2646,00	7,19	95,70	2,52	414,90	3,33	35,00	4,00	25,00	Légèrement affecté	W
SSU_Sm	29,23	1175,33	5,82	66,82	3,09	140,58	0,52	35,00	70,84	15,67	Légèrement affecté	Sm
SZD_S	22,21	2300,00	0,70	294,25	5,38	371,90	0,73	14,00	163,97	430,00	Fortement touché	S
SZD_W	16,14	1531,00	0,98	252,42	4,79	249,56	3,10	14,00	284,00	130,00	Mauvaise qualité	W
SZD_Sm	29,99	1701,67	0,42	277,23	2,42	278,41	0,49	14,00	177,64	205,67	Mauvaise qualité	Sm
SZU_S	24,21	1100,00	5,80	747,74	10,05	246,01	0,44	22,00	99,55	1,00	Fortement touché	S
SZU_W	13,14	1008,00	11,06	145,74	1,09	152,86	4,25	22,00	72,00	4,00	Légèrement affecté	W
SZU_Sm	29,77	1516,33	5,92	112,55	2,55	246,30	0,23	22,00	53,89	3,33	Légèrement affecté	Sm
KAD_W	11,56	1247,00	3,95	594,29	21,85	128,08	0,11	72,00	160,00	61,00	Fortement touché	W
KAD_S	22,78	1200,00	6,20	478,05	36,36	505,87	0,04	72,00	15,36	98,00	Mauvaise qualité	S
KAD_Sm	29,63	1189,33	2,59	362,14	13,40	134,06	0,13	72,00	70,59	57,33	Mauvaise qualité	Sm
KAU_W	14,72	1065,00	4,06	715,75	19,15	101,53	0,08	73,00	60,00	62,00	Fortement touché	W
KAU_S	21,94	1100,00	6,40	417,70	37,26	521,85	0,03	73,00	107,52	110,00	Mauvaise qualité	S
KAU_Sm	28,15	1140,00	3,77	358,30	8,38	133,85	0,08	73,00	288,60	86,67	Mauvaise qualité	Sm
KED_W	11,11	1155,00	16,35	188,38	1,18	118,71	0,17	38,00	57,60	10,00	Légèrement affecté	W
KED_S	23,06	800,00	5,93	114,73	3,52	152,88	0,13	38,00	60,00	40,00	Légèrement affecté	S
KED_Sm	30,46	1289,67	4,03	197,59	6,88	117,07	0,44	38,00	58,11	27,00	Modérément touché	Sm
KEU_W	10,72	1149,00	16,97	157,39	2,36	123,40	0,20	67,00	57,60	14,00	Légèrement affecté	W
KEU_S	21,94	800,00	6,34	314,72	3,91	223,65	0,17	67,00	11,52	65,00	Modérément touché	S
KEU_Sm	29,26	1420	5,29	193,79	9,93	160,17	0,16	67,00	38,56	74,00	Modérément touché	Sm
KFD_W	9,39	1806,00	15,56	478,90	12,80	168,70	0,07	94,00	260,00	38,00	Fortement touché	W
KFD_S	22,78	1100,00	7,75	769,71	7,27	179,63	0,05	94,00	65,28	100,00	Fortement touché	S
KFD_Sm	30,19	1692,67	3,19	455,59	10,63	150,97	0,04	94,00	272,85	97,67	Fortement touché	Sm
KFU_W	10,56	1873,00	14,57	400,64	11,17	165,57	0,10	104,00	11,52	22,00	Mauvaise qualité	W
KFU_S	21,67	1100,00	7,74	31,38	6,07	167,70	0,08	104,00	200,00	90,00	Modérément touché	S
KFU_Sm	29,26	1689,67	3,20	281,18	9,90	151,59	0,06	104,00	58,22	33,53	Modérément touché	Sm
KKD_W	11,85	1135,00	11,60	99,04	2,77	124,96	0,25	31,00	19,20	13,00	Légèrement affecté	W
KKD_S	19,76	800,00	6,83	79,87	2,22	130,26	0,17	31,00	48,00	65,00	Légèrement affecté	S
KKD_Sm	26,81	1402,33	5,42	287,28	3,75	185,96	0,22	31,00	58,28	30,33	Modérément touché	Sm

## Chapitre V : Composition des communautés diatomiques et les principaux facteurs écologiques de leur distribution

KKU_W	13,64	1140,50	10,03	212,68	2,50	127,87	0,29	43,00	31,36	9,00	Légèrement affecté	W
KKU_S	21,81	900,00	7,02	79,79	3,20	120,90	0,20	43,00	112,00	70,00	Légèrement affecté	S
KKU_Sm	28,40	1578,50	7,22	226,89	4,91	217,12	0,29	43,00	85,18	39,00	Modérément touché	Sm
KMD_W	11,39	904,00	16,81	288,36	0,71	104,65	0,25	39,00	57,60	22,00	Modérément touché	W
KMD_S	22,78	300,00	8,55	163,86	1,51	92,04	0,25	39,00	72,00	24,00	Légèrement affecté	S
KMD_Sm	30,46	933,00	5,91	214,21	2,26	123,41	0,30	39,00	63,27	23,33	Modérément touché	Sm
KMU_W	10,00	892,00	14,80	85,10	0,58	109,34	0,50	47,00	38,40	5,00	Légèrement affecté	W
KMU_S	19,50	500,00	8,15	34,41	0,15	89,03	0,20	47,00	38,40	15,00	Légèrement affecté	S
KMU_Sm	29,54	950,00	5,57	107,73	2,02	107,79	0,27	47,00	35,68	21,33	Légèrement affecté	Sm
GBD_W	12,50	463,00	11,31	43,82	0,80	78,10	0,20	46	176,00	212,00	Modérément touché	W
GBD_S	18,75	743,00	7,37	112,68	0,75	104,08	0,33	46	273,64	220,00	Modérément touché	S
GBD_Sm	29,50	850,00	7,48	108,97	1,07	80,90	0,22	46	199,50	123,00	Modérément touché	Sm
GBU_W	11,05	473,00	10,06	34,30	2,21	103,09	0,33	85	18,00	15,00	Légèrement affecté	W
GBU_S	15,29	727,00	7,00	45,55	1,31	119,28	0,10	85	125,72	61,00	Légèrement affecté	S
GBU_Sm	27,50	873,50	7,71	90,98	1,85	81,59	0,29	85	72,29	79,50	Légèrement affecté	Sm
GFD_W	12,60	710,00	9,97	33,97	9,77	76,55	0,07	183	194,00	95,00	Légèrement affecté	W
GFD_S	19,25	835,50	7,53	166,98	0,43	62,80	0,27	183	76,63	10,00	Légèrement affecté	S
GFD_Sm	28,91	723,95	7,49	260,80	5,89	120,93	0,03	183	148,85	26,00	Modérément touché	Sm
GFU_W	14,40	744,00	11,73	40,72	8,15	78,10	0,08	201	182,40	77,00	Légèrement affecté	W
GFU_S	17,00	882,00	7,72	115,26	1,03	90,07	0,08	201	197,42	20,00	Légèrement affecté	S
GFU_Sm	26,35	1731,50	8,44	247,44	4,57	196,56	0,10	201	135,22	19,50	Modérément touché	Sm
GGD_W	12,68	530,00	11,56	40,20	1,19	101,53	0,25	54	307,20	216,00	Modérément touché	W
GGD_S	18,82	764,50	8,20	91,07	1,01	124,00	0,09	54	165,57	101,00	Légèrement affecté	S
GGD_Sm	29,88	969,50	7,26	156,65	1,59	131,42	0,11	54	278,90	177,50	Mauvaise qualité	Sm
GGU_W	11,50	527,00	11,42	24,32	1,07	99,96	0,33	80	414,00	230,00	Mauvaise qualité	W
GGU_S	15,50	761,50	7,70	122,60	0,34	142,68	0,12	80	260,10	200,00	Modérément touché	S
GGU_Sm	31,50	931,50	7,53	156,08	1,22	129,65	0,15	80	275,71	139,50	Modérément touché	Sm
GMD_W	13,58	835,00	3,39	675,38	7,94	145,26	0,14	238	460,00	243,00	Fortement touché	W
GMD_S	18,65	1011,70	1,99	892,63	11,84	161,87	0,03	238	343,84	110,00	Fortement touché	S
GMD_Sm	31,14	1369,50	2,03	763,48	8,05	166,97	0,13	238	293,87	153,00	Fortement touché	Sm
GMU_W	10,55	834,00	3,52	693,11	7,75	132,77	0,10	264	280,00	227,00	Fortement touché	W
GMU_S	17,75	1119,50	2,01	741,91	7,56	165,41	0,04	264	391,76	140,00	Fortement touché	S
GMU_Sm	28,91	1335,00	1,94	800,65	10,70	154,70	0,18	264	353,28	205,50	Fortement touché	Sm
GOD_W	10,49	1045,00	8,47	100,90	8,97	160,88	0,04	72	228,00	110,00	Modérément touché	W
GOD_S	15,65	828,50	5,23	216,93	2,16	181,91	0,02	72	323,24	212,50	Mauvaise qualité	S
GOD_Sm	29,83	1087,50	1,66	943,27	12,06	251,65	0,01	72	373,90	194,00	Fortement touché	Sm
GOU_W	12,08	1025,00	10,26	208,90	9,58	156,20	0,05	84	235,84	186,00	Mauvaise qualité	W
GOU_S	16,45	786,50	7,08	402,22	0,91	122,10	0,03	84	438,60	230,00	Mauvaise qualité	S
GOU_Sm	30,99	1083,50	1,99	824,75	9,72	131,29	0,02	84	345,92	170,00	Fortement touché	Sm

**Légende pour la lecture du tableau:**

T: température, Cond: conductivité, OD: oxygène dissout, Nt: azote total,  $PO_4^{3-}$ : phosphates, Cl<sup>-</sup>: chlorure, Vit: vitesse du courant, DCO: Demande Chimique en Oxygène, DBO<sub>5</sub>: Demande Biochimique en Oxygène en cinq jours, S: printemps, W: hiver, Sm: été.

En ce qui concerne la pollution, les stations échantillonnées variaient de modérément à considérablement touchées. Parmi les stations impactées, les sites KFU-W et KFD-W, recevant des apports importants de pollution organique et chimique provenant des eaux usées et des rejets industriels sont caractérisés par la présence des taxons tolérants *Craticula accomoda* et *N. umbonata* qui reflètent la mauvaise qualité de ces dernières. **Çetin et al. (2021)** ont démontré que ces espèces étaient également prédominantes en hiver, avec un pourcentage de 12,5 % pour *C. accomoda* et de 15,6 % pour *N. umbonata*. D'après **Rybak et al. (2019)**, les espèces de *Craticula* se trouvent dans les eaux douces et saumâtres, favorisant les environnements eutrophes et sont tolérantes aux contaminants organiques.

Les sites d'échantillonnage situés en aval des cours d'eau représentent les points les plus endommagés abritant les taxons tolérants à la pollution, tels que *N. palea*, *N. capitellata*, *N. veneta*, *G. parvulum*, ainsi que *M. permitis*. Ces marqueurs de pollution ont déjà été trouvés dans des régions contaminées dans le cadre de diverses études, notamment (**Cochero et al., 2017 ; Kheiri et al., 2018 ; Rybak et al., 2019 ; Bezzeghoud et Mansour, 2021**) en plus du livre de **Lange-Bertalot et al. (2017)**. D'après **Castillejo et al. (2018)** ainsi que **Karaouzas et al. (2018)**, les populations soumises à des eaux polluées accueillent des espèces résistantes à la pollution organique.

**Fawzi et al. (2001)** ont affirmé dans leur recherche menée sur le cours d'eau Hassar au Maroc que l'abondance considérable de *Craticula subminuscula*, *G. parvulum*, *N. palea*, de même le complexe formé par *Nitzschia inconspicua* et *Nitzschia frustulum* indique l'état pollué de ces eaux. Alors que **Tornés et al. (2007)** ont défini l'espèce *N. palea* comme extrêmement tolérante et résistante à la contamination organique.

### V.3. Investigation des relations entre les facteurs environnementaux

Les résultats de l'analyse de corrélation réalisée sur les dix paramètres environnementaux sont présentés dans (*Fig. V.2*).

Les résultats obtenus ont révélé que les chlorures sont associés de façon substantielle et positive à la conductivité de l'eau dans le sous-bassin Safsaf (*Fig. V.2a*) (coefficient de Pearson ( $r$ ) = 0,90 ;  $p < 0,05$ ). L'OD est défavorable à la DBO<sub>5</sub> et à la DCO avec  $r = 0,64$  et  $0,69$ , respectivement ;  $p < 0,05$ . Les phosphates sont corrélés positivement avec l'azote total (Nt) dans le sous-bassin Kébir ( $r = 0,61$  ;  $p < 0,001$ ). Il a été démontré que l'OD a une relation négative avec la température ( $r = 0,44$  ;  $p < 0,05$ ) (*Fig. V.2b*). *Annexe 1* présente les différents niveaux de signification de  $p$  values.

*Rajendran et Mansiya (2015)* ont noté que la température est l'un des éléments les plus essentiels des milieu aquatiques influençant la concentration de l'OD. La conductivité avait une corrélation positive avec les concentrations de chlorure dans le sous-bassin Guebli ( $r = 0,64$  ;  $p < 0,05$ ) (*Fig. V.2c*). L'OD présente une corrélation négative avec l'azote total (Nt) ( $r = 0,91$  ;  $p < 0,05$ ). D'après *Gradilla-Hernández et al. (2020)*, l'oxydation de l'azote par l'activité bactérienne conduit à l'appauvrissement en oxygène des eaux de surface.

#### Légende pour la lecture de la figure (*Fig. V.2*):

T: température, Cond: conductivité, OD: oxygène dissout, Nt: azote total, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: phosphate, Cl: chlorure, Vit: vitesse du courant, DCO: Demande Chimique en Oxygène et DBO<sub>5</sub> : Demande Biochimique en Oxygène. Les lettres indiquent les trois sous-bassins: (a) pour Safsaf, (b) pour Kébir et (c) pour Guebli. La couleur des carrés est proportionnelle au coefficient de Pearson (**rouge pour corrélation négative** et **bleu pour corrélation positive**). Les nombres à l'intérieur des carrés reflètent la valeur précise de Pearson et les cadres présentent les résultats avec  $p < 0,05$ .

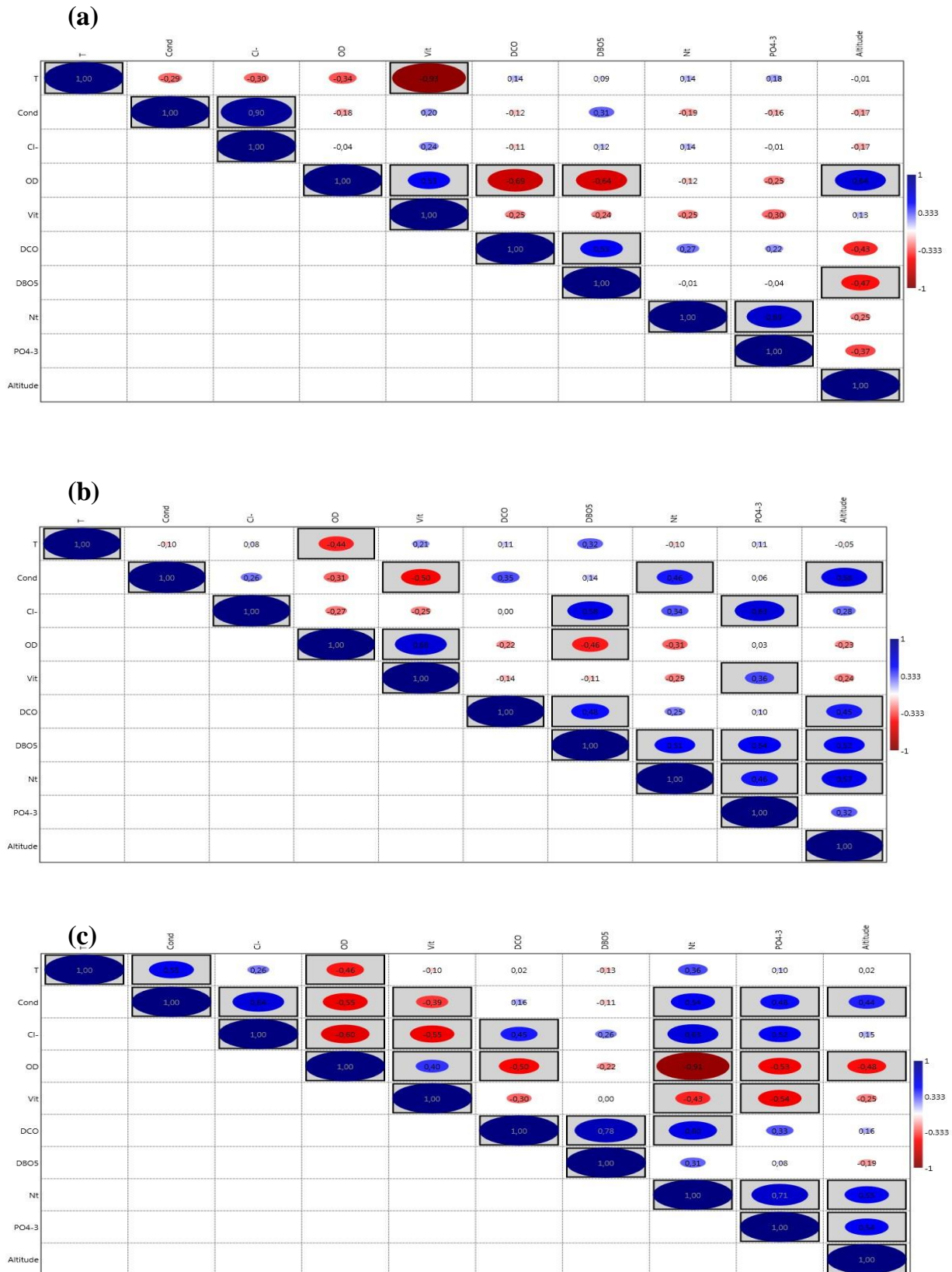


Figure V.2: Corrélogrammes des différentes variables environnementales examinées dans les bassins hydrographiques étudiés.

## V.4.Dendrogrammes et espèces indicatrices

Les résultats de l'analyse des grappes hiérarchiques d'agglomération regroupant les sites d'échantillonnage sont illustrés dans les dendrogrammes de la **Figure V.3**. Chaque grappe possède un ensemble de localités regroupées selon leur espèce indicatrice.

L'analyse IndVal a été utilisée pour obtenir les espèces indicatrices pour chaque groupe de localités, et les valeurs  $p$  résultantes sont affichées dans le **Tableau V.3**. Nous avons trouvé 16 espèces indicatrices communes qui sont de bons indicateurs dans les indices de diatomées européens et qui sont incluses dans Omnidia ([https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB\\_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing](https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing)) avec la valeur du paramètre indexé (IPV) = 3.

### Légende pour la lecture du tableau (Tab. V.3) :

\*Niveaux de signification: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . Les codes d'espèces indicatrices sont soulignés sur les ACC. Les espèces en caractère gras sont généralement considérées comme de bons indicateurs de la qualité de l'eau des cours d'eau européens (voir la valeur du paramètre indexé (IPV=3) dans la colonne des valeurs:[https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB\\_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing](https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing)).

**Tableau V.3:** Liste des espèces indicatrices de diatomées des trois sous-bassins: Safsaf, Kébir et Guebli.

sous-bassins	Noms des espèces	Codes des espèces	Valeurs de p	Groupes
Safsaf	<i>Nitzschia fonticola</i>	NFON	0,033*	1
	<i>Nitzschia soratensis</i>	NSTS	0,016*	1
	<i>Craticula (Eolimna) subminuscula</i>	ESBM	0,031*	2
	<i>Nitzschia frustulum</i>	NIFR	0,013*	3
	<i>Amphora copulata</i>	ACOP	0,024*	3
	<i>Nitzschia clausii</i>	NCLA	0,034*	3
	<i>Nitzschia tryblionella</i>	NTRY	0,039*	3
	<i>Hantzschia abundans</i>	HABU	0,047*	3
	<i>Navicula erifuga</i>	NERI	0,004**	4
	<i>Navicula cryptocephala</i>	NCRY	0,044*	4
	<i>Nitzschia umbonata</i>	NUMB	0,048*	4
	<i>Cymatopleura elliptica</i>	CELL	0,001***	5
	<i>Navicula tripunctata</i>	NTPT	0,006***	5

	<i>Navicula cryptotenella</i>	NCTE	0,029*	5
<b>Kébir</b>	<i>Nitzschia frustulum</i>	NIFR	0,007***	1
	<i>Cocconeis euglypta</i>	CEUG	0,016*	1
	<i>Craticula (Eolimna) subminuscula</i>	ESBM	0,006**	1
	<i>Cocconeis pediculus</i>	CPED	0,001***	2
	<i>Cymbella excisa</i>	CAEX	0,006**	2
	<i>Encyonopsis microcephala</i>	ENCM	0,015*	2
	<b><i>Gyrosigma acuminatum</i></b>	<b>GYAC</b>	0,030*	2
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	RABB	0,034*	2
	<b><i>Bacillaria paradoxa</i></b>	<b>BPAR</b>	0,031*	2
	<b><i>Craticula accomoda</i></b>	<b>CRAC</b>	0,016*	3
	<b><i>Nitzschia umbonata</i></b>	<b>NUMB</b>	0,001***	3
	<i>Planothidium frequentissimum</i>	PLFR	0,002**	4
	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	ADMI	0.008**	4
	<i>Tryblionella constricta</i>	TRCO	0,032*	4
	<i>Navicula gregaria</i>	NGRE	0,047*	4
	<b><i>Navicula rostellata</i></b>	<b>NROS</b>	0,008**	4
	<b><i>Diadesmis confervacea</i></b>	<b>DCOF</b>	0,003**	5
	<i>Sellaphora pupula</i>	SPUP	0,001***	5
	<i>Navicula (Fallacia) arvensis</i>	NARV	0,001***	5
	<i>Navicula (Sellaphora) difficillima</i>	NDIF	0,013*	5
<b>Guebli</b>	<i>Navicula radiosa</i>	NRAD	0,001***	1
	<i>Geissleria decussis</i>	GDEC	0,002**	1
	<i>Achnanthes exigua</i>	AEXG	0,048*	1
	<i>Surirella angusta</i>	SANG	0,001***	2
	<b><i>Nitzschia capitellata</i></b>	<b>NCPL</b>	0,001***	3
	<b><i>Navicula phyllepta</i></b>	<b>NPHY</b>	0,031**	3
	<b><i>Gomphonema tergestinum</i></b>	<b>GTER</b>	0,006**	3
	<i>Cymatopleura solea</i>	CSOL	0,001***	4
	<i>Cymatopleura elliptica</i>	CELL	0,001***	4
	<b><i>Caloneis amphisbaena</i></b>	<b>CAMP</b>	0,001***	4
	<i>Tryblionella levidensis</i>	TLEV	0,001***	4
	<b><i>Caloneis amphisbaena fo. subsalina</i></b>	<b>CASS</b>	0,003**	4



### Légende pour la lecture de la figure (Fig. V.3) :

Les lettres indiquent les trois sous-bassins : (a) pour Safsaf, (b) pour Kébir et (c) pour Guebli. Les majuscules indiquent les saisons: W: l'hiver, Sm: l'été et S pour le printemps. Les cadres colorés représentent les différents groupes : bleu= 1<sup>er</sup> groupe, vert= 2<sup>ème</sup>groupe, rouge= 3<sup>ème</sup>groupe, orange= 4<sup>ème</sup>groupe, noir= 5<sup>ème</sup>groupe.

La **FigureV.3** présente les dendrogrammes des espèces identifiées dans les bassins étudiés. Les sites dans les différents dendrogrammes ont été identifiés en fonction de la présence d'espèces indicatrices. Les sites d'échantillonnage de chaque grappe présentaient également des conditions environnementales semblables. Cinq grappes ont été identifiées pour les sous bassins Safsaf et de Kébir (**Fig. V.3a et 3b**), tandis que le dendrogramme du sous-bassin Guebli a révélé quatre groupements (**Fig. V.3c**). Le premier groupe du sous-bassin Safsaf regroupe les sites des cours d'eau Safsaf et Zeramna collectés au printemps et caractérisés par des concentrations élevées de Nt allant de 73,01 à 747,74 mg/l et DCO (99,55 à 163,97 mg/l), y compris deux espèces du genre *Nitzschia* notamment l'espèce indicatrice *Nitzschia fonticola*. Cette diatomée a également été identifiée dans des rivières contaminées du nord-est de la France (**Rimet, 2009**).

*C. subminuscula* est l'espèce solitaire dans le deuxième groupe moins diversifié. Cette espèce est considérée comme tolérante aux nutriments et liée aux concentrations de phosphate et de nitrate (**Della Bella et al., 2007**). Elle a été associée également à des teneurs élevées de contaminants dans l'eau notamment les sulfates, l'azote et les phosphates au cours d'une étude de biosurveillance menée en Afrique du Sud (**Taylor et al., 2007**) et correspond également au environnements impactés en Europe.

Le troisième groupe est le plus diversifié des groupes, avec cinq diatomées y compris trois espèces du genre *Nitzschia*: *N. frustulum*, *N. clausii* ainsi que *N. tryblionella*. D'après **Benhassane et al.(2020)**, les espèces du genre *Nitzschia* telles que *N. palea*, *N. capitellata* et *N. frustulum* sont des taxons polysaprophes qui pourraient persister dans des écologies riches en matière organique ou polluées.

Les stations échantillonnées en période hivernale ont été rassemblées dans les grappes deux et trois et ont démontré des niveaux maximums de vitesse du courant (4,25 cm/s) et d'oxygène dissout (13,44 mg/l). Cette élévation d'OD est attribuée à la vitesse du vent, les eaux de pluies saturées d'oxygène atmosphérique et les forts débits qui favorisent la diffusion de l'air dans les cours d'eau pendant la saison de haute eau (*Makhoukh et al., 2011*).

Le quatrième groupe comprenait tous les sites estivaux avec des températures élevées variant entre 24,1 et 29,99 °C et une faible vitesse du courant (0,52 cm/s). La présence du genre *Navicula*, comme *N. erifuga* et *N. cryptocephala* (**Tab. V.3**) dans ce groupe (**Fig. V.2a**), indique leur préférence pour des températures élevées; la température moyenne était d'environ 29,14 °C. *Heramza et al. (2021)* ont noté que ce genre favorise les températures élevées de la saison estivale ainsi que les environnements légèrement contaminés. D'après *Cointet (2019)*, la température constitue un facteur important affectant le développement des microalgues. Le dernier groupe comprend les deux sites SAD-S et SAU-S d'haute altitude (85 et 89 m, respectivement) et les trois espèces *C.elliptica*, *N.tripunctata* et *N.cryptotenella*. L'altitude, la température, la conductivité, le phosphore total, les nitrates et la DBO<sub>5</sub> sont parmi les principaux paramètres environnementaux déterminant la dispersion et la répartition des diatomées dans les cours d'eau (*Jakovljević et al., 2016*).

Concernant le sous-bassin Kébir, le premier groupe est composé des stations légèrement touchées y compris KKD-W, K KU-W, KMD-S, KMU-W, KMU-S, KMU-Sm (**voir Tab. V.2 pour abréviations des sites d'échantillonnage**), ainsi que trois taxons *N. frustulum*, *C. euglibta* et *C. subminuscula*. Le deuxième groupe, qui comprenait des sites dont la majorité ayant une conductivité supérieure à 1000 µS/cm, avait la plus grande diversité d'espèces. La conductivité, en particulier, est l'un des principaux éléments environnementaux déterminant la forme et la distribution des communautés de diatomées (*Rimet, 2009*).

La troisième grappe, qui comporte les deux sites affectés d'oued Fendek, présente les valeurs de conductivité les plus élevées avec les deux taxons, *C.accomoda* et *N. umbonata*, suivie du quatrième groupe, qui comprenait les stations riches en éléments

nutritifs avec des charges élevées de DBO<sub>5</sub> et de DCO ainsi que des valeurs de chlorure les plus élevées (521,85 mg/l). Ces teneurs élevées peuvent être la conséquence des activités anthropiques qui influencent la qualité de l'eau au niveau du sous-bassin Kébir, impliquant l'usage abusif d'engrais agricoles, les eaux usées urbaines ainsi que les rejets non traités d'activités industrielles (*Kaddeche et al., 2022*).

D'après *Porter-Goff et al. (2013)* les taux de chlorure sont fortement liés au développement urbain et représentent un déterminant majeur dans la structure des communautés de diatomées dans les cours d'eau.

Ce groupe comprend cinq taxons y compris les deux espèces de *Navicula*; *N. gregaria* et *N. rostellata* (**Fig. V.3b, Tab. V.3**) démontrant une affinité pour les stations riches en nutriments, ce qui indique l'état trophique de ces régions. Comme l'ont révélé *Chaïb et al. (2011)*, *Chaïb et Tison-Rosebery (2012)*, *El Haouati et al. (2015)* et *Negadi et al. (2021)* ces espèces ont colonisé des rivières riches en nutriments avec une forte charge en azote et en phosphore.

*Noga et al. (2014)* ont signalé que l'espèce *N. gregaria* était tolérante aux eaux eutrophes. *Blanco et Bécares (2010)* ont affirmé que l'état trophique ainsi que la pollution de l'eau affectent la structure et la répartition de ces communautés de diatomées. Le dernier groupe incorpore des sites légèrement ou modérément touchés ou la vitesse du courant varie de 0,16 à 0,29 cm/s et se caractérisent par des concentrations les plus élevées d'oxygène dissout (16,97 mg/l) avec quatre taxons; *Navicula (Fallacia) arvensis*, *Sellaphora pupula*, *Navicula (Sellaphora) difficillima* et *Diadesmis confervacea*.

La première grappe de cours d'eau dans le sous-bassin Guebli comprend des stations avec une faible conductivité de l'eau (de 463 à 873,5 µS/cm) et une vitesse du courant élevée (maximum 0,33 cm/s) avec trois taxons. Le deuxième groupe moins varié avec seulement une seule espèce de la famille des Surirellaceae, englobe des sites avec des concentrations élevées d'oxygène dissout. *Sevindik et Kucuk, (2016)* ont noté à

travers l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) que l'oxygène dissout présente un impact important sur la répartition des espèces de diatomées.

Ce deuxième groupe est suivi du troisième avec trois espèces et comprend des sites présentant une conductivité de l'eau plus élevée que les stations précédentes, ainsi que de haute altitude. *Marcel et al. (2017)* ont noté que les faibles valeurs de conductivité sont généralement naturelles, mais des conductivités plus élevées peuvent être naturelles ou causées par une intervention humaine.

La dernière grappe présentant la plus grande variété avec cinq diatomées y compris *Cymatopleura solea*, *Cymatopleura elliptica*, *Caloneis amphisbaena*, *Tryblionella levidensis* et *Caloneis amphisbaena fo. Subsalina* (*Fig. V.3b, Tab. V.3*) et comprend les stations les plus touchées, avec des concentrations élevées de DBO<sub>5</sub>, de DCO, de chlorures et de nutriments (Nt et phosphates). Ces taux élevés de ces marqueurs de pollution sont expliqués par les eaux usées domestiques que reçoit le sous-bassin Guebli, ce qui a une incidence sur la qualité de l'eau (*Mecibah et al., 2019*).

### **V.5.Détermination de la longueur du gradient**

Les résultats de l'Analyse des Correspondances (AC) sont présentés dans (*Fig. V.4*).

Au niveau du bassin Safsaf, le premier axe de l'AC (F1) a fourni 17,09% de l'inertie totale, tandis que le second a contribué à 12,93% (*Fig. V.4a*). Les deux premiers axes de l'AC représentent 26,23 % de la variance totale dans le sous bassin Kébir (*Fig. V.4b*). Alors qu'au niveau du sous-bassin Guebli, les deux premiers axes de l'AC expliquent 13,31 et 11,27% respectivement de la variabilité totale (*Fig. V.4c*).

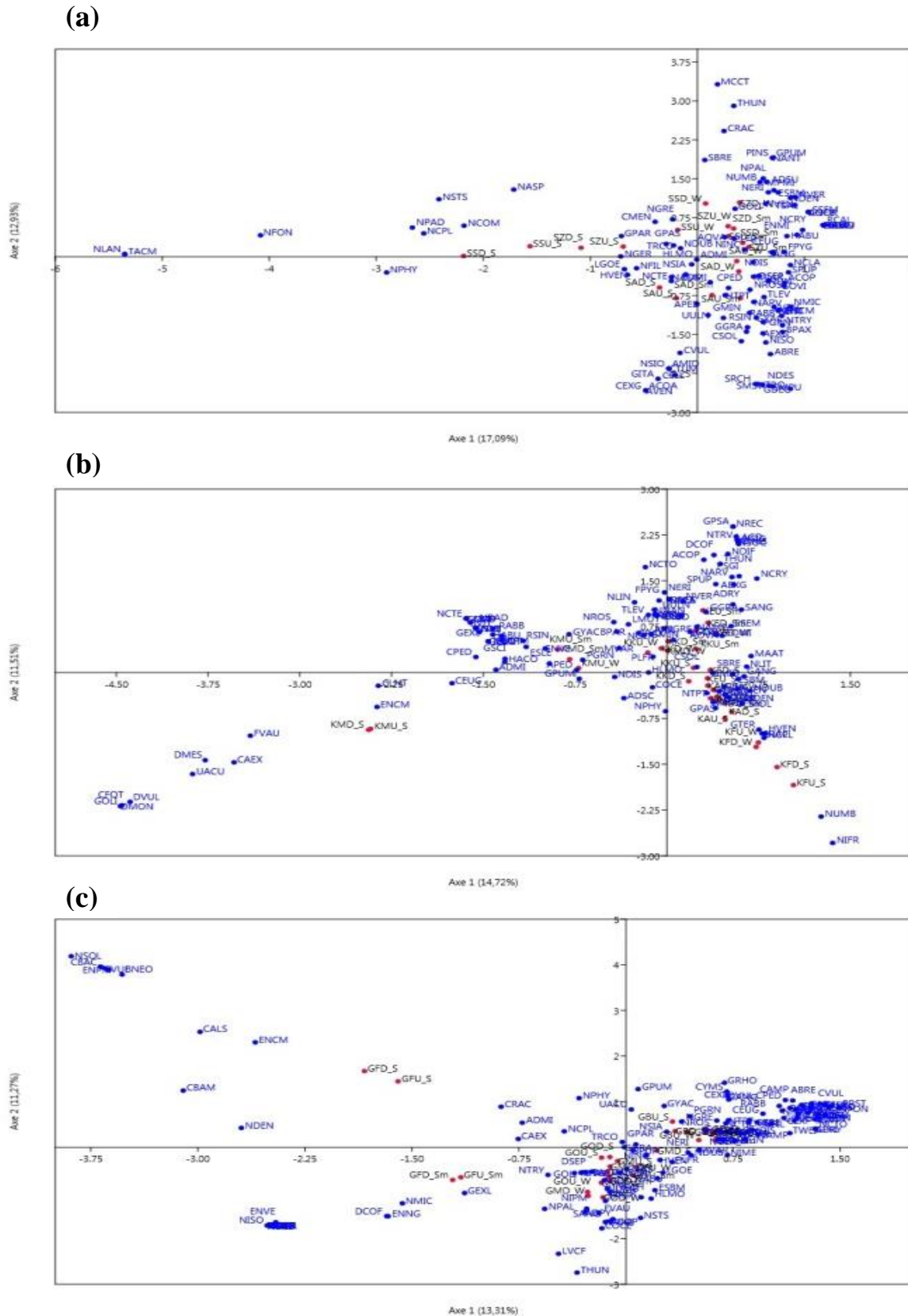
L'analyse multivariée AC réalisée nous a permis de déterminer la longueur du gradient. D'après les graphes générés des trois bassins examinés (*Fig. V.4*), la longueur du gradient est supérieure à deux (>2) pour les trois bassins examinés, ce qui indique une réponse unimodale et non linéaire. Donc il s'agit d'une relation unimodale qui relie les espèces aux variables environnementales, d'où le choix de l'analyse de

l'ACC réalisée dans le but d'étudier la distribution des espèces de diatomées en relation avec les différents gradients environnementaux.

Les recherches de *De Jonge et al. (2008)* ainsi que *Porter-Goff et al. (2013)* ont également appliqué l'analyse multivariée des correspondances pour déterminer la longueur du gradient. Les résultats de cette méthode dans ces deux études ont révélé que la longueur du gradient était inférieure à 3 indiquant une réponse linéaire entre l'abondance des espèces et les facteurs environnementaux, ainsi l'Analyse de Redondance (ARD) semble la plus appropriée que l'analyse de l'ACC pour examiner les relations linéaires entre les différentes espèces et les variables environnementales étudiées.

**Légende pour la lecture de la figure (Figure V.4):**

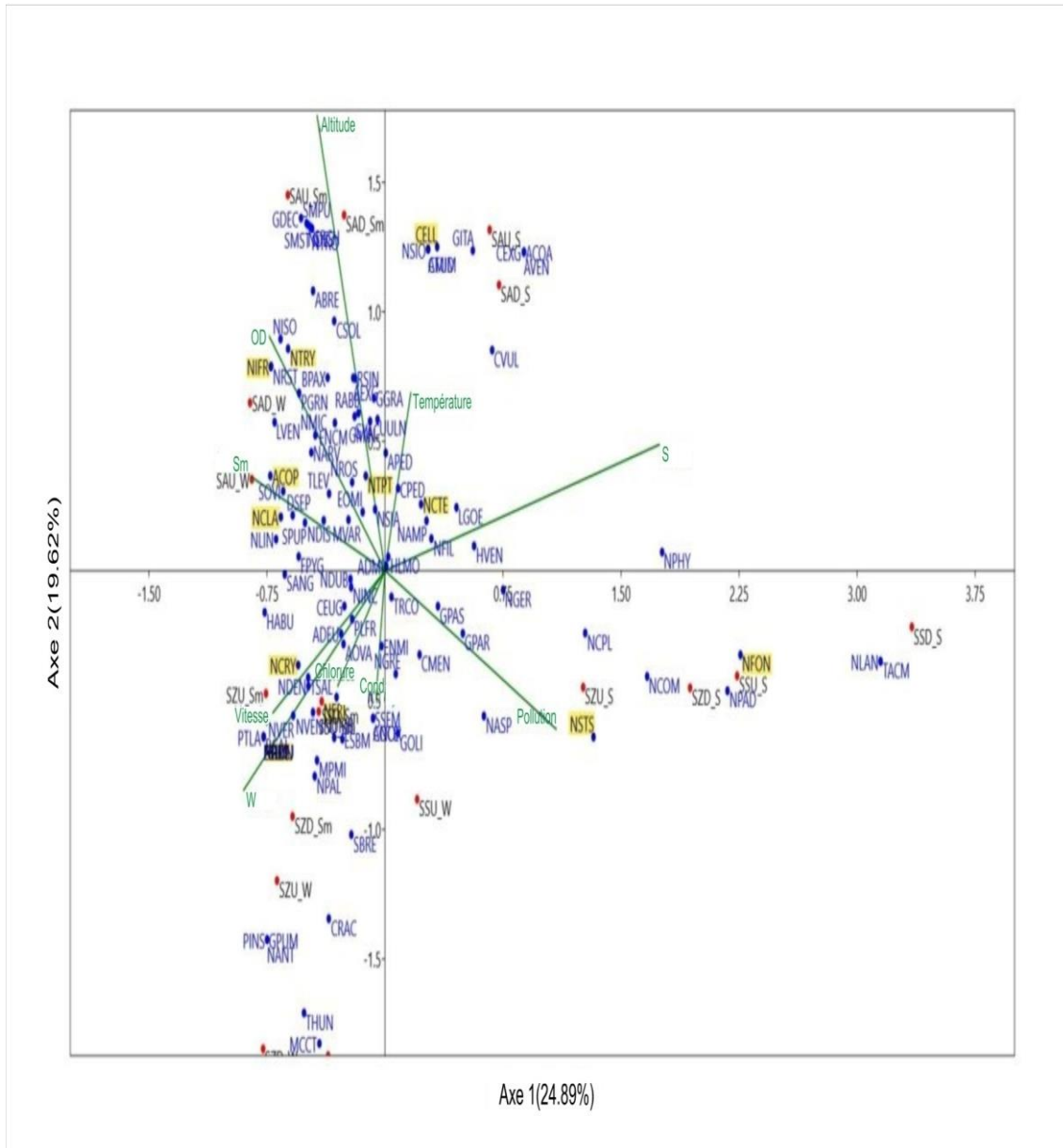
Les lettres indiquent les trois sous-bassins: **(a)** pour Safsaf, **(b)** pour Kébir et **(c)** pour Guebli. Les noms des sites sont écrits en noir avec des lettres majuscules indiquant les saisons: W: l'hiver, Sm: l'été et S pour le printemps. Les codes d'espèces sont indiqués en bleu. Voir *Tab. (III.1)* pour les codes des sites et *Tab. (V.1)* pour les codes des espèces.



**Figure V.4:** Biplots d'ordination basés sur l'Analyse des Correspondances (AC) des espèces de diatomées sur les sites échantillonnés dans les trois bassins hydrographiques: (a) Safsaf, (b) Kébir et (c) Guebli.

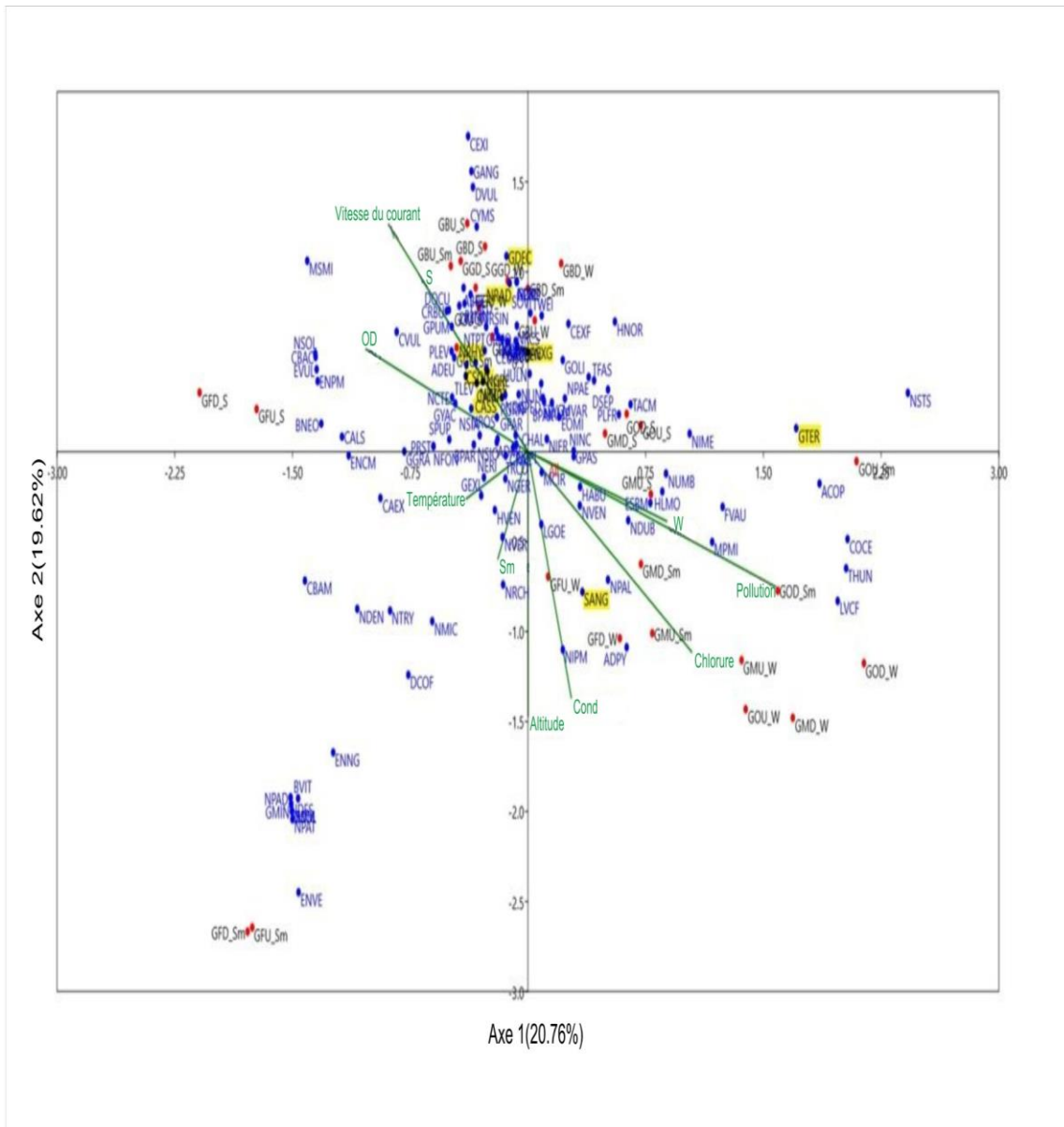
## V.6. Facteurs environnementaux affectant la répartition des assemblages de diatomées

Les *Figures (V.5, V.6 et V.7)* illustrent les résultats d'analyse de l'ACC. Les trois ordinations ont révélé les principaux facteurs abiotiques contrôlant la répartition des sites d'échantillonnage pour chaque bassin hydrographique.



**Figure V.5:** Triplot d'ordination basé sur l'Analyse Canonique par Correspondance (ACC) des espèces de diatomées sur les sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées dans le bassin hydrographique Safsaf.





**Figure V.7:**Triplot d'ordination basé sur l'Analyse Canonique par Correspondance (ACC) des espèces de diatomées sur les sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées dans le bassin hydrographique Guebli.

**Légende pour les trois figures des ACCs:**

Les variables environnementales sont représentées par des flèches en vert. OD: oxygène dissout, Cond: conductivité, W: pour l'hiver, Sm: été et S pour le printemps. Les noms des sites sont écrits en noir avec des lettres majuscules indiquant les saisons. Les codes d'espèces sont indiqués en bleu. Certains codes de taxons sont cachés. Voir **Tab. (III.1)** pour les codes des sites et **Tab. (V.1)** pour les codes des espèces.

Les deux premiers axes expliquent 44,51 % de la variance totale dans le sous-bassin Safsaf (**Fig. V.5**). Les stations ont été placées le long du premier axe en fonction d'un gradient saisonnier, les échantillons printaniers étant représentés sur le côté positif droit de l'axe et les échantillons estivaux et hivernaux, sur le côté gauche.

Les sites échantillonnés en été et en hiver ont été tracés le long du deuxième axe. Notant la présence de *N. frustulum* (NIFR) ( $p = 0,013$ ), *Amphora copulata* (ACOP) ( $p = 0,024$ ), *Nitzschia clausii* (NCLA) ( $p = 0,034$ ), *Hantzschia abundans* (HABU) ( $p = 0,047$ ), et *Nitzschia tryblionella* (NTRY) ( $p = 0,039$ ) sur la partie positive de l'axe, et *Craticula subminuscula* (ESBM) ( $p = 0,031$ ) sur la partie négative.

Les sites estivaux présentant la vitesse de courant la plus faible étaient habités par *Navicula erifuga* (NERI) ( $p = 0,004$ ), *Navicula cryptocephala* ( $p = 0,044$ ) et *N. umbonata* (NUMB) ( $p = 0,048$ ). Des diatomées comme *Cymatopleura elliptica* (CELL) ( $p = 0,001$ ), *Navicula tripunctata* (NTPT) ( $p = 0,006$ ) et *N. cryptotenella* (NCTE) ( $p = 0,029$ ) se trouvent dans le quadrant supérieur. Le vecteur de pollution a pu être vu dans le deuxième quart à droite de l'ACC1. Ce paramètre était liée à *Nitzschia fonticola* (NFON) ( $p = 0,033$ ) et *Nitzschia soratensis* (NSTS) ( $p = 0,016$ ).

Les deux premiers axes de l'ACC sur le sous-bassin Kébir expliquent respectivement 25,95% et 20,03 % de l'inertie totale. Le premier axe distingue les sites pollués de ceux à faible conductivité de l'eau, comme l'indique la présence d'espèces telles que *N. frustulum* (NIFR) ( $p = 0,007$ ), *Cocconeis euglypta* (CEUG) ( $p = 0,016$ ) et *Craticula subminuscula* (ESBM) ( $p = 0,006$ ). Les sites d'échantillonnage hivernaux et estivaux étaient regroupés dans le quadrant supérieur, tandis que les sites d'échantillonnage printaniers étaient regroupés dans le quadrant inférieur. Les stations ayant une vitesse du courant et des apports élevés d'oxygène dissout ont été montrées dans le quadrant supérieur, qui a été caractérisé par la présence de *Diadsmis confervacea* (DCOF) ( $p = 0,003$ ), *Sellaphora pupula* (SPUP) ( $p = 0,001$ ), *Fallacia arvensis* (NARV) ( $p = 0,001$ ) et *Sellaphora difficilima* (NDIF) ( $p = 0,013$ ).

La face opposée était marquée par la présence de *Cocconeis pediculus* (CPED) ( $p = 0,001$ ), *Cymbella excisa* (CAEX) ( $p = 0,006$ ), *Encyonopsis microcephala* (ENCM)

(0,015), *Bacillaria paradoxa* (BPAR) ( $p = 0,031$ ), *Gyrosigma acuminatum* (GYAC) ( $p = 0,030$ ), and *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB) ( $p = 0,034$ ) avec des sites d'échantillonnage présentant une conductivité d'eau élevée.

Les stations impactées étaient disposées autour du vecteur de pollution : les diatomées montrant une préférence pour ce type d'environnement étaient *C. accomoda* (CRAC) ( $p = 0,016$ ) et *N. umbonata* (NUMB) ( $p = 0,001$ ), tandis que les taxons *Navicula gregaria* (NGRE) ( $p = 0,047$ ), *Planothidium frequentissimum* (PLFR) ( $p = 0,002$ ), *A. minutissimum* (ADMI) ( $p = 0,008$ ), *Tryblionella constricta* (TRCO) ( $p = 0,032$ ) et *Navicula rostellata* (NROS) ( $p = 0,008$ ) ont été regroupés sur la partie droite du tracé de l'ACC (**Fig. V.6, Tab. V.3**)

Pour le sous-bassin Guebli (**Fig. V.7**), le premier axe de l'ACC a contribué à 20,76 % de l'inertie totale et le second à 19,62 %. Le long du premier axe, un gradient saisonnier a été observé, distinguant les stations échantillonnées au printemps de ceux échantillonnées en été et en hiver. Alors que le deuxième axe fait apparaître le gradient de pollution séparant les sites à haute altitude et chlorures avec la présence de *Cymatopleura solea* (CSOL) ( $p = 0,001$ ), *C. elliptica* (CELL) ( $p = 0,001$ ), *Caloneis amphisbaena* (CAMP) ( $p = 0,001$ ), *Tryblionella levidensis* (TLEV) ( $p = 0,001$ ) et *Caloneis amphisbaena f. subsalina* (CASS) ( $p = 0,003$ ), des sites de faible conductivité avec des valeurs de vitesse et d'oxygène élevées.

*Navicula radiosa* (NRAD) ( $p = 0,001$ ), *Geissleria decussis* (GDEC) ( $p = 0,002$ ), *Achnanthes exigua* (AEXG) ( $p = 0,048$ ) et *Surirella angusta* (SANG) ( $p = 0,001$ ) représentent les espèces les plus indicatives, alors que *Nitzschia capitellata* (NCPL) ( $p = 0,001$ ), *Navicula phyllepta* (NPHY) ( $p = 0,031$ ), ainsi que *Gomphonema tergestinum* (GTER) ( $p = 0,006$ ) étaient les taxons les plus représentatifs identifiés dans les sites d'échantillonnage de l'Oued Fessa.

Les résultats des analyses de l'ACC ont révélé trois gradients environnementaux régulant la distribution des diatomées dans les trois sous-bassins, qui comprennent la conductivité, la température et la pollution. Certaines études ont démontré les liens entre la communauté diatomique et les variables environnementales à l'aide de

l'analyse Co-Inertie (ACI) et de l'analyse des Corrélations Canoniques (ACorC), citant l'exemple de Oued Kébir-Est où la flore diatomique est contrôlée par des conditions environnementales différentes notamment un gradient saisonnier élevé entre les inondations et la sécheresse, des eaux acides à neutres, des conductivités élevées ainsi que la pollution (*Chaïb et al., 2011*; *Chaïb ; Tison-Rosebery, 2012*). La température et la conductivité ont le plus grand impact sur la répartition des communautés de diatomées dans les cours d'eau de la zone humide de Chott Chergui (*Negadi et al., 2021*). D'après *Kivrak et Uygun (2012)*, la composition et la répartition des assemblages de diatomées dans le cours d'eau Akarçay en Turquie sont influencées par des facteurs physico-chimiques de l'eau tels que la conductivité, le  $\text{PO}_4^{3-}$  et la  $\text{DBO}_5$ .

*Nehar et al. (2015)*, ont signalé que la composition et la répartition des espèces de diatomées sont associées à des stress anthropiques et sont influencées par divers paramètres environnementaux comme les chlorures, le pH et la température. De même, *Heramza et al. (2021)* ont examiné la distribution spatiotemporelle des diatomées dans le barrage d'Aïn Dalia, en se concentrant sur les effets des nutriments ( $\text{NO}_2^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$ ), des matières en suspension, de la température et de l'oxygène dissout sur la répartition des taxons.

De plus, *El Haouati et al. (2015)* ont souligné l'interaction entre les caractéristiques environnementales du lac de Reghaia et les diatomées, ce qui indique l'effet direct des nutriments ( $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NH}_4^+$ ), de la température, de la conductivité et de l'oxygène sur la prévalence d'espèces distinctes de diatomées.

## V.7. Résultats des différents indices de diversité calculés et l'IBD

### V.7.1. Résultats des indices de diversité

Les résultats des indices de diversité calculés dans les trois bassins hydrographiques sont présentés dans *Tableau V.4*. *Figure V.8* illustre les graphes des indices de diversité et régularité calculés pour les trois bassins examinés. L'indice de diversité H' varie de 2,35 à 4,97 au niveau du sous-bassin Safsaf, de 1,62 à 4,61 dans Kébir alors qu'au sein du sous-bassin Guebli, il varie de 2,55 à 5,04. En général, au niveau des trois bassins hydrographiques étudiés, l'indice de diversité varie de 1,62 à 5,04, tandis que l'indice de régularité (E) varie de 0,54 à 0,99 (*Tab. V.4, Fig. V.8*).

**Tableau V.4:** Résultats des indices de diversité obtenus au cours de chaque saison pour les 26 sites d'échantillonnage répartis dans les trois bassins hydrographiques. Voir *Tab.III.1* pour l'explication des codes de sites. W indique l'hiver, S indique l'été et S pour le printemps.

sous-bassins	Codes des sites	Richesse	IBD 2014	Diversité (H')	Régularité (E)
Safsaf	SSU_W	28	7,6	4,69	0,98
	SSU_S	18	6,2	3,67	0,89
	SSU_Sm	24	7,9	4,27	0,94
	SSD_W	23	6,1	4,22	0,93
	SSD_S	16	7,1	3,42	0,86
	SSD_Sm	25	10,25	4,26	0,92
	SZU_W	33	8,9	4,60	0,91
	SZU_S	22	9,5	4,18	0,94
	SZU_Sm	33	9,9	4,83	0,97
	SZD_W	14	6,1	2,35	0,62
	SZD_S	17	6,5	3,45	0,86
	SZD_Sm	26	8,2	4,21	0,89
	SAU_W	31	8,8	4,70	0,95
	SAU_S	29	11,05	4,48	0,93
	SAU_Sm	34	10,5	4,79	0,94
	SAD_W	35	8,7	4,97	0,97
	SAD_S	31	10,75	4,6	0,95
	SAD_Sm	30	10,25	4,59	0,94
Kébir	KKU-W	29	10,7	4,50	0,93
	KKU-S	31	7,0	4,61	0,93
	KKU-Sm	22	7,73	4,08	0,91
	KKD-W	30	7,5	4,43	0,90
	KKD-S	30	7,1	4,18	0,85

	KKD-Sm	26	9,33	4,39	0,93
	KMU-W	28	13,8	4,56	0,95
	KMU-S	23	16,5	4,12	0,91
	KMU-Sm	29	14,53	4,52	0,94
	KMD-W	26	9,3	4,48	0,95
	KMD-S	24	16,5	4,03	0,88
	KMD-Sm	29	13,63	4,48	0,92
	KEU-W	19	7,1	3,98	0,94
	KEU-S	24	6,4	4,32	0,94
	KEU-Sm	26	7,5	4,36	0,93
	KED-W	24	9,1	4,40	0,96
	KED-S	30	6,4	4,50	0,92
	KED-Sm	24	7,4	4,37	0,95
	KFU-W	11	2,2	3,13	0,90
	KFU-S	8	1	1,62	0,54
	KFU-Sm	14	4,7	3,18	0,84
	KFD-W	13	3,1	3,02	0,82
	KFD-S	9	1	2,28	0,72
	KFD-Sm	16	4,33	3,46	0,88
	KAU-W	18	6,2	3,00	0,72
	KAU-S	14	4,0	3,40	0,89
	KAU-Sm	18	6,6	3,76	0,91
	KAD-W	18	5,3	3,11	0,75
	KAD-S	14	3,2	3,38	0,89
	KAD-Sm	13	4,3	3,17	0,88
<b>Guebli</b>	GGU-W	32	12,6	4,71	0,94
	GGU-S	32	11,25	4,71	0,95
	GGU-Sm	34	10,05	4,95	0,98
	GGD-W	33	11,2	4,86	0,96
	GGD-S	31	10,8	4,75	0,96
	GGD-Sm	32	10,75	4,72	0,95
	GFU-W	26	10,5	4,35	0,93
	GFU-S	19	14,05	3,58	0,85
	GFD-Sm	23	13,05	4,08	0,9
	GFD-W	21	9,4	3,62	0,82
	GFD-S	20	15,7	3,77	0,89
	GFD-Sm	23	13,05	4,08	0,9
	GBU-W	37	11,2	5,04	0,97
	GBU-S	24	14,65	4,22	0,93
	GBU-Sm	30	12,1	4,76	0,97
	GBD-W	33	11,9	4,99	0,99
	GBD-S	29	10,3	4,54	0,94
	GBD-Sm	31	10,15	4,86	0,98
	GMU-W	25	7,2	3,53	0,76
	GMU-S	12	3,7	2,78	0,83

	GMU-Sm	17	6,75	3,47	0,86
	GMD-W	15	6,0	2,60	0,67
	GMD-S	21	6,25	3,92	0,9
	GMD-Sm	19	4,95	3,32	0,78
	GOU-W	13	5,6	2,55	0,69
	GOU-S	21	8,9	3,81	0,87
	GOU-Sm	19	9,05	3,66	0,87
	GOD-W	13	6,4	2,95	0,80
	GOD-S	24	10,45	4,07	0,9
	GOD-Sm	21	7,5	3,75	0,86



Les résultats des indices de diversité ont révélé une grande diversité dans notre zone d'étude par rapport aux autres cours d'eau examinées à travers l'Algérie (*Fig. V.8*), comparés aux résultats de la diversité de l'Oued Kébir (*Chaïb et Tison-Rosebery, 2012*) avec une valeur de  $H'$  qui varie de 1,47 à 4,46, le cours d'eau Hammam et l'estuaire de Cheliff (*Nehar et al., 2015*) avec des scores de 1,41 à 2,51 et de 0,95 à 1,96 respectivement, Oued Mina (*Negadi et al., 2018*) de 2,69 à 3,16 ainsi que les bassins du côtier oranais et Chelif (*Bezzeghoud et Mansour, 2021*) où les valeurs de  $H'$  varient de 2,53 à 4,1.

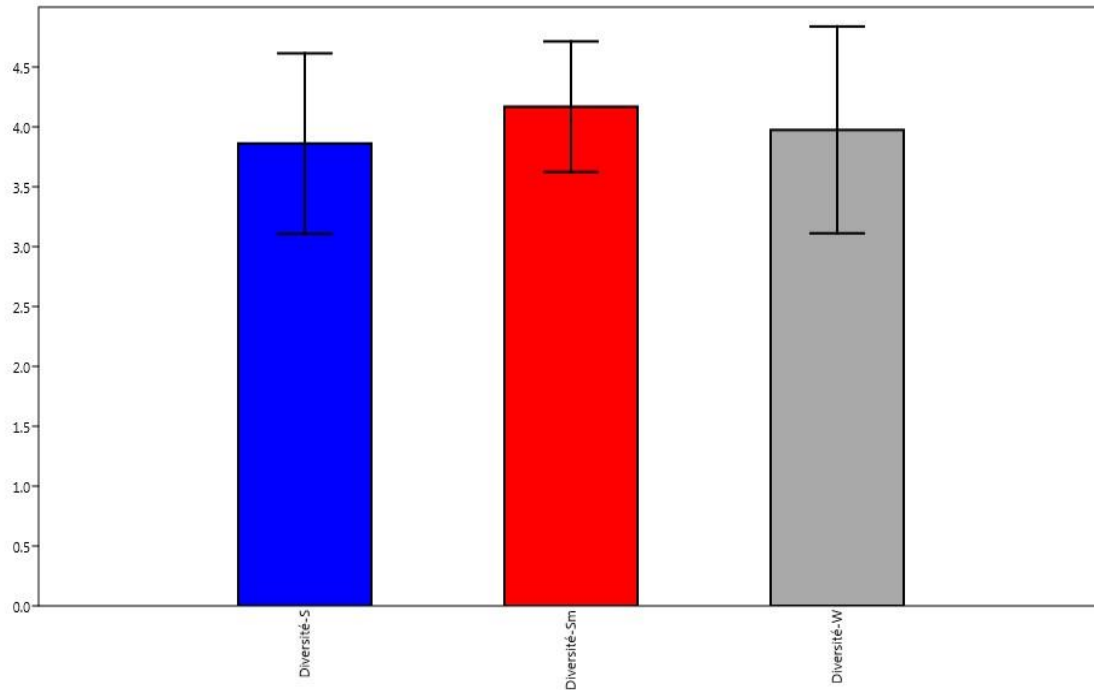
De même, les communautés de diatomées au lac Oubeïra au niveau des deux stations examinées (*Chabaca et al., 2020*) étaient moins diversifiées que celles enregistrées dans les bassins que nous avons étudiés, avec des moyennes de diversité de  $H' = 2,34$  et 2,22 respectivement.

*A. minutissimum* était fréquente dans le sous-bassin Kébir en période de basse eau, dépassant 17 % dans le site 10 échantillonné au printemps, tandis qu'à Guebli, cette espèce était la plus abondante au printemps, atteignant 17,91 % en abondance relative. D'autres recherches ont également noté la dominance de cette diatomée avec des abondances allant jusqu'à 75 % à Kébir Est (*Chaïb and Tison-Rosebery, 2012*) et 55 % à El Hammam (*Nehar et al., 2015*) en été, avec des moyennes de diversité et régularité estimées de  $H' = 2,5$ ,  $E = 0,8$  et  $H' = 1,9$ ,  $E = 0,6$ , respectivement. De même, sous-dominante (21,26 %) au printemps dans le bassin de Mina (*Negadi et al., 2018*), avec une moyenne de 2,5 et de 0,8 dans la diversité et la régularité, respectivement.

## V. 7.2. Différences et variations entre les saisons examinées

La *Figure V.9* présente la variabilité entre les trois saisons en fonction de l'indice de diversité  $H'$ .

Les barres d'erreur sont inégales indiquant des variances hétérogènes cela signifie qu'il y'a une variation entre les trois saisons.



**Figure V.9:**Diagramme en barres avec écart-type des variations de la diversité mesurée au cours des trois saisons. Les lettres pour indiquer les trois saisons : W pour l’hiver, S: le printemps et Sm pour l’été. Les barres d’erreur représentent l’écart type.

Les résultats du test de permutation de la diversité entre les trois saisons sont présentés dans **Tab. V.5**.

**Tableau V.5:**Résultats du test de permutation de la diversité entre les trois saisons. W : hiver, S:été, et S : printemps. Les valeurs de P sont considérées statistiquement significatives à 5 %

	<b>Sm</b>	<b>S</b>	<b>W</b>
<b>Sm</b>		0,0001	0,0001
<b>S</b>	0,0001		0,0001
<b>W</b>	0,0001	0,0001	
<b>Taxons</b>	152	117	100
<b>Fisher alpha</b>	20,07	16,03	13,65

Le test de permutation de la diversité a mis en évidence une p-value = 0,0001 qui est nettement supérieure au seuil de signification (0,05) entre les trois saisons printemps, été et hiver, ce qui suggère que ces trois saisons diffèrent significativement les unes des autres dans la diversité (*Tab. V.5*).

Les tests de permutation ont été appliqués dans de nombreuses études pour comparer la diversité entre différentes données, citant le travail de *Neustupa et Škaloud (2008)* qui ont fait une comparaison à travers un test de permutation sur l'indice de diversité de Shannon sur des ensembles de données des deux types d'environnement: forêt fermée et d'espace découvert. De plus l'étude de *Rother et al.(2021)* au cours de laquelle un test de permutation de la diversité a été effectué pour évaluer les variations de la diversité des espèces entre les zones de bambous et non bambous dans une forêt tropicale au Brésil.

Les résultats ont révélé une différence significative au sein des régions sans bambou avec un  $p=0.0001$ , tandis qu'aucune différence n'a été signalée pour les collectes des zones de bambou ( $p=0.08$ ). *Ponce et al.(2018)* ont également appliqué le test de permutation de la diversité pour analyser les différences dans la diversité des proies consommées par les espèces de faucons entre les stations échantillonnées au Chili.

Dans le *Tableau V.7*, les résultats concernant le nombre de taxons et l'indice de Fisher alpha sont présentés. L'analyse de comparaison a été réalisée en utilisant l'indice de Fisher alpha car il offre une grande fiabilité et une sensibilité moindre dans la comparaison des échantillons de tailles différentes par rapport à d'autres indices de diversité (*Spear,2017 ; Chamorroet al., 2022*).

Les conclusions ont montré que l'été est la saison la plus variée, avec 152 taxons et un Fisher alpha d'environ 20,07, suivi par le printemps avec 117 taxons et un Fisher alpha de 16,03. En revanche, la saison hivernale semble être la saison la moins variée, avec un Fisher alpha de 13,65 et un nombre de taxons inférieur (100) par rapport aux deux autres saisons (*Tab. V.5*).

Certaines études menées en Algérie sont arrivées aux mêmes résultats que les nôtres, signalant une diversité maximale en période estivale, notamment dans la lagune

de Mellah (*Draredja et al., 2019*) et le barrage d'Aïn Dalia (*Heramza et al., 2021*). Contrairement à ces résultats, La saison de hautes eaux, en revanche, a été la plus diversifiée dans la zone humide de Chott Chergui (*Negadi et al., 2021*), alors que les assemblages de diatomées dans le lac Reghaia, ont été plus diversifiés au printemps et à l'automne (*El Haouati et al., 2015*).

La diversité spécifique élevée pendant l'été dans nos stations échantillonnées peut s'expliquer par les taux élevés signalés en été des principaux facteurs régulant la répartition des diatomées, tels que la température, la conductivité et la pollution (disponibilité des nutriments). La température, la lumière, la concentration en éléments nutritifs, le mouvement des masses d'eau et même la salinité, d'après *Bussard (2015)*, ont tous un impact sur le développement et la distribution des algues. Alors que *Patrick (1971)* a affirmé que la diversité et la richesse des espèces d'algues augmentent avec la température en général, bien que cela soit contrôlé par les conditions climatiques des bassins. De plus, *Kivrak (2006)* a noté qu'une conductivité élevée peut indiquer une concentration ionique accrue due à l'évaporation, à la minéralisation de la matière organique ou à de faibles niveaux d'eau pendant les périodes sèches.

*Ros et al. (2009)* ont noté que la diversité maximale et la richesse spécifique des assemblages de diatomées étaient liées au débit, à la profondeur, à l'oxygène dissout et aux quantités de sulfate au niveau du cours d'eau Chícamo; effluent de la rivière Segura située Sud-Est de l'Espagne. De plus, *Verma et al. (2016)* ont affirmé que la grande diversité des diatomées peut être attribuée à l'apport modéré en nutriments issu des différentes activités agricoles.

D'après *Tan (2015)*, la densité de diatomées dans les communautés d'algues benthiques contribue de manière significative au fonctionnement de l'écosystème benthique. Dans l'étude de *Hilaluddin et al. (2020)*, comme les dinoflagellés se sont développés de façon exponentielle et étaient dominantes pendant la saison des pluies, les diatomées ont fourni plus de 90 % de la biomasse totale du phytoplancton pendant la période sèche et moins de 70 % pendant la saison hivernale. Alors que dans la

recherche de *Taş et al. (2019)*, durant toutes les saisons, les diatomées étaient le groupe d'algues dominant l'épilithon du cours d'eau Turnasuyu.

### V.7.3. Résultats de l'Indice Biologique de Diatomées (IBD)

Concernant l'Indice Biologique de Diatomées (IBD), il varie de 1 à 16,5 dans les sites étudiés. La valeur de l'IBD la plus élevée (11,05) a été enregistrée à la station 5 échantillonnée au printemps (SAU-S) dans le sous-bassin Safsaf, tandis qu'au niveau du sous-bassin Guebli, la valeur la plus élevée a été obtenue à la station 20 échantillonnée au printemps (GFD-S). Le meilleur score IBD estimé à 16,5 a été enregistré dans deux sites du sous-bassin Kébir, situés en amont et en aval d'oued mougger KMU-S et KMD-S, respectivement (**Tab. V.4**).

*Chaïb et Tison-Rosebery (2012)* ont précédemment évalué l'indice biologique de diatomées (IBD) dans la rivière Kébir-Est, et Malgré la prédominance de l'espèce *A. minutissimum* (75%) à la station d'Ain Assel (pendant les mois secs devenant une mare temporaire) avec des teneurs en nutriments ( $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NH}_4^+$ ) de 0,5 et 1 mg/l respectivement, ce site a montré une valeur de l'IBD la plus élevée (18/20), qui ne correspondait pas à la mauvaise qualité de l'eau de cette station.

*A. minutissimum* était une espèce abondante durant toutes les saisons au cours de l'étude de *Taş et al. (2019)* au niveau du cours d'eau Turnasuyu en Turquie. Alors que dans *Tan et al. (2013)*, cette espèce était parmi les espèces représentant plus de 5 % de la composition des diatomées. Tandis que *Tolotti et al. (2018)* ont conclu que cette espèce a dominé la région minière et présenté une réponse tératogène à des teneurs en métal le long du Torrent Gromolo en Italie.

L'espèce *N. umbonata* était la plus fréquente au site 13 (KFU\_S) échantillonné au printemps, avec une abondance de 70,41 %, ce qui a entraîné une baisse significative des valeurs de diversité et de régularité ( $H' = 1,62$ ,  $E = 0,54$ ), reflétant la faible qualité de l'eau de la station (IBD = 1). La présence de cette espèce est liée à la pollution (*Duong et al., 2007*).

*Chaïb et al. (2011)* ont découvert cette diatomée dans des zones liées à la pollution à Kébir Est, qui est généralement associée à *N. palea* et *Navicula veneta*.

*Çetin et al. (2021)* ont signalé une abondance élevée de cette espèce (15,6 %) dans une rivière contaminée au niveau du bassin de Kızılırmak en Turquie.

L'IBD a été examiné également avec l'indice IPS dans une autre étude de surveillance (*Bezzeghoud et Mansour, 2021*) menée le long des deux bassins Chelif et côtiers oranais situés nord-ouest de l'Algérie. Les résultats des indices testés ont révélé que la qualité de l'eau au niveau des deux bassins est de mauvaise à bonne et ceci a été approuvé par les communautés des espèces indicatrices de diatomées peuplant les stations étudiées.

**Chapitre VI:**  
**Développement de l'Indice**  
**Diatomique Algérien**  
**(BDIAR)**

## VI.1. Indice diatomique BDIAR

Le BDIAR est un nouvel indice diatomique créé pour la biosurveillance des cours d'eau algériens. L'indice est basé sur les abondances des taxons de diatomées, leurs valeurs autoécologiques ainsi que la conductivité de l'eau comme principale variable indiquant les conditions environnementales.

## VI.2. Sélection de la variable clé pour l'élaboration de l'indice

Les résultats de l'analyse des moindres carrés partiels (PLS) sont illustrés dans la *Figure (VI.1)*. Le graphique en barres généré à partir de l'analyse multivariée de PLS indique l'importance relative des gradients environnementaux étudiés. Tenant en compte des valeurs absolues et non pas des signes positives ou négatives des charges. Parmi toutes les variables examinées, la conductivité est classée comme étant le premier facteur avec des charges élevées (0,99), et représente ainsi la variable la plus significative (*Fig. VI.1*).

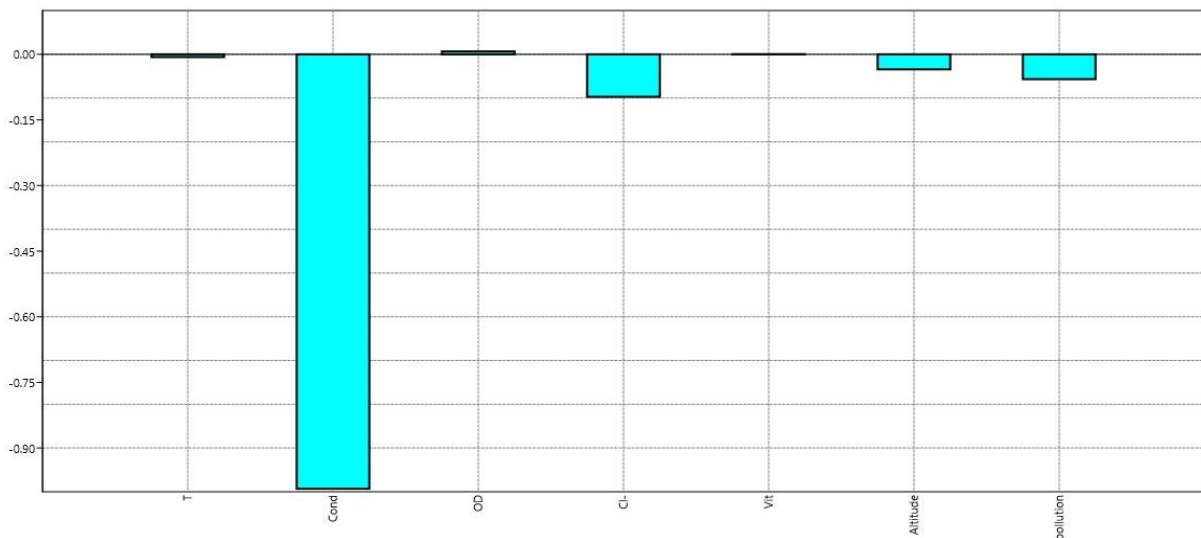
Notre première étude d'investigation le long du bassin Cotier Constantinois Centre en utilisant l'analyse Canonique des Correspondance (ACC) (*Kaddeche et al., 2022*) a révélé que la conductivité est la variable clé déterminant la distribution des populations de diatomées. De nombreuses recherches de biosurveillance dans les cours d'eau algériens ont validé nos résultats et démontré le cadre géochimique particulier des hydrosystèmes algériens, caractérisé par des teneurs élevées de conductivité (*Chaïb et Tison-Rosebery, 2012 ; Nehar et al., 2015 ; Bezzeghoud et Mansour, 2021*).

Dans ce contexte, la conductivité a été sélectionnée comme base pour le développement de l'Indice de Diatomées pour la biosurveillance des Rivières Algériennes (BDIAR) qui a été développé comme une méthode pour évaluer l'état écologique des cours d'eau en Algérie. Comme l'ont signalé *Stenger-Kovács et al. (2023b)*, la salinisation, l'un des principaux dangers écologiques mondiaux de l'ère moderne, présente diverses répercussions sur les milieux aquatiques. La salinité est l'un des éléments importants pour définir les variations régionales et temporelles de la structure et de la productivité du phytoplancton (*Stenger-Kovács et al., 2023a*). D'après *Phlips et al. (2023)* elle peut augmenter en raison des activités naturelles et

anthropiques. De nombreuses recherches ont été menées sur l'influence de la salinisation sur les écosystèmes aquatiques, notamment les plus récentes par *Jeppesen et al. (2023)*, *Moyano Salcedo et al. (2023)*, et *Stenger-Kovács et al. (2023a)*.

### VI.3. Valeurs autoécologiques des diatomées

Les taxons de diatomées différaient dans leurs préférences écologiques en fonction de la conductivité de l'eau. Notre indice BDIAR est basé sur de nouvelles données autoécologiques, y compris les valeurs optimales S et de tolérance V, pour plus de 157 taxons de diatomées en utilisant l'approche de la moyenne pondérée (*ter Braak et van Dame, 1989*). Cette méthode a été largement utilisée pour inférer les valeurs des indicateurs taxonomiques, étudier l'interaction des diatomées par rapport au pH et à la conductivité (*Potapova et Charles, 2003 ; Kovács et al., 2006*) et analyser d'autres facteurs environnementaux (*Weilhoefer et Pan, 2008 ; Liu et al., 2018*).



**Figure VI.1:** Graphique en barres des différentes variables environnementales examinées.

#### Légende pour la lecture de la figure:

T: température, Cond: conductivité, OD: oxygène dissout, Cl<sup>-</sup>: chlorures, V : vitesse du courant.

Le **Tableau VI.1** énumère les espèces de diatomées utilisées dans le BDIAR et celles qui sont également incluses dans d'autres indices et présente les valeurs d'optimum(S) et de tolérance (V) calculées pour chaque espèce. Les valeurs optimales pour la conductivité mesurée pour les espèces de diatomées identifiées sont indiquées sur la **Figure VI.2**.

**Tableau VI.1:** Liste des espèces de diatomées avec leurs valeurs d'optimum (S) et de tolérance (V) compte tenu de la conductivité, ainsi que leur inclusion dans les études de *Kovacs et al. (2018)* et *Carayon et al. (2019)*. Les signes +/- pour indiquer les espèces incluses et non incluses dans les deux indices étrangers calculés.

Espèces	Codes	S	V	Stenger-Kovacs et al., 2018	Carayon et al., 2019
<i>Achnanthe brevipes</i> Agardh	ABRE	1135,6	337,18	-	+
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow in Cleve et Grunow	AEXG	1031,2	306,11	-	-
<i>Achnantheidium eutrophilum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	ADEU	930,3	125,61	-	+
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI	980,5	418,39	+	+
<i>Achnantheidium pyrenaicum</i> (Hustedt) Kobayasi	ADPY	1213,2	295,95	-	+
<i>Achnantheidium rivulare</i> Potapova & Ponader	ADRI	1176	147,28	-	-
<i>Achnantheidium</i> sp.	ADCS	1128	460,07	-	-
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bertalot	ADMS	1354,6	92,16	+	+
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald	ACOP	1428,3	233,08	+	+
<i>Amphora indistincta</i> Levkov	AMID	812,2	258,19	+	+
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	AOVA	1205,9	334,3	-	+
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	APED	1012	417,19	-	+
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) Hendey	BPAX	906,7	260,83	+	+
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin in Linnaeus	BPAR	1057,8	247,86	-	-
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	BNEO	867,2	30,63	-	+
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross in Hartley	BVIT	1132,2	486,88	-	+
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	CAMP	781,2	190,55	+	+
<i>Caloneis amphisbaena</i> f. <i>subsalina</i> (Donkin) Van der Werff & Huls	CASS	792,9	247,99	-	-
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	CBAC	853,4	31,99	-	+

<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	CMOL	1204,3	535,79	-	+
<i>Caloneis</i> sp.	CALS	852,9	204,85	-	-
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	CEUG	970,6	451,92	-	+
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg	CLNT	622,8	360,25	-	-
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	CPED	954,8	415,1	-	+
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G. Mann in Round et al.	CRAC	1252,1	410,42	-	+
<i>Craticula buderi</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	CRBU	864,3	16,21	+	+
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot&Metzeltin	ESBM	1322,1	374,42	+	+
<i>Cyclotella fottii</i> Hustedtin Huber Pestalozzi	CFOT	457,7	115,53	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	1192,9	428,14	+	+
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	COCE	1081,3	142,12	-	-
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brebisson ex Kützing) W. Smith	CELL	933,7	305,29	-	-
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson in Breb. et Godey) W. Smith	CSOL	1105,7	358,36	-	-
<i>Cymbella exigua</i> Krammer	CEXI	738	10,51	-	-
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	CAEX	603,1	332,18	-	-
<i>Cymbella excisiformis</i> Krammer	CEXF	468	7,07	-	+
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson)Van Heurck	CTUM	1027,2	302,98	-	-
<i>Cymbella</i> sp.	CYMS	732,5	10,74	-	-
<i>Cymbella vulgata</i> Krammer	CVUL	1241,7	293,46	-	+
<i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer	CBAM	1020,4	435,48	-	+
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	DCOF	1228,9	174,22	-	+
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	DMON	469,4	232,47	+	+
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	DMES	467	253,35	-	+
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	DVUL	495,7	194,02	-	+
<i>Diploneis oculata</i> (Brébisson in Desmazières) Cleve	DOCU	863,9	16,33	-	+
<i>Diploneis separanda</i> Lange-Bertalot	DSEP	1129,9	450,37	-	+
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	ENMI	1073,3	226,56	-	+
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann	ESLE	1282,1	388,35	-	+
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG	1000,4	539,15	-	+
<i>Encyonema perminutum</i> Krammer	ENPM	858,2	32,87	-	-
<i>Encyonema ventricosum</i> (Kützing) Grunow in Schmidt & al.	ENVE	1234,6	399,39	-	+

<i>Encyonema vulgare</i> Krammer	EVUL	855,9	32,62	-	+
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	ENCM	840,4	300,3	-	+
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & Reichardt	ECPM	955,5	91,18	+	+
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & Reichardt	ESUM	1223,1	712,42	-	+
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	EOMI	1028,1	326,15	-	+
<i>Navicula arvensis</i> Hustedt	NARV	1237	226,75	-	+
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) A.J. Stickle & D.G. Mann in Round et al.	FPYG	1175,7	385,01	+	+
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen	FVAU	666,4	307,32	+	+
<i>Geissleria decussis</i> (Ostrup) Lange-Bertalot & Metzeltin	GDEC	984,1	419,62	-	-
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GANG	765,1	37,55	-	+
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grun.) Lange-Bertalot & Reichardt	GEXL	834,8	95,88	-	+
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA	1136	396,96	-	+
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	GITA	1239,3	284,24	-	+
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	GMIN	1188,5	405,38	-	+
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	GOLI	680,6	613,43	+	+
<i>Gomphonemaparvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR	1230,2	475,86	+	+
<i>Gomphonemapumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	GPUM	872,8	303,53	-	+
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	GPAS	1324,4	510,85	+	-
<i>Gomphonema tergestinum</i> (Grunow in Van Heurck) Schmidt in Schmidt & al.	GTER	1121,6	245,62	-	+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYAC	989,3	343,32	+	+
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (Sullivan et Wormley) Cleve	GSCI	850,1	402,57	-	+
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov	HLMO	1199,7	469,66	-	+
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	HVEN	1236,4	398,5	+	+
<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	HABU	1036,6	340,35	+	+
<i>Luticola acidoclinata</i> Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Metzeltin	LACD	1372,2	88,81	-	+
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LGOE	1107,7	343,08	-	+
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LMUT	1373	326,8	-	+
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LVEN	1469	225,88	-	+
<i>Luticola ventricifusa</i> Lange-Bertalot	LVCF	834,6	0,69	-	+
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	MAAT	1156,3	20,69	-	+
<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	MPMI	1214,1	398,16	+	+

<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	964,4	269,33	+	+
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.A. Agardh	MCIR	782	43,37	-	+
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	NANT	914,1	83,15	-	+
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	1181	462,7	+	+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	1041,8	404,78	+	+
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	NCTO	1100,5	272,99	+	+
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	NERI	1237,6	474,11	-	+
<i>Navicula germainii</i> Wallace	NGER	1180,1	417,3	-	+
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	NGRE	1082,6	472,09	-	+
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	NPHY	1147,1	432,81	-	+
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	NRAD	667,1	205,75	+	+
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	NRCS	857,7	235,36	-	+
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	NRCH	691,2	107,44	-	+
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	987,5	324,87	-	+
<i>Navicula simulata</i> Manguin	NSIA	1110,4	346,8	-	+
<i>Navicula</i> sp.	NASP	2008,6	1001,38	-	-
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	NTPT	996,4	345,55	+	+
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	NTRV	1358,4	92,02	-	+
<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN	1139,1	370,38	+	+
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	1159,9	480,97	+	+
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al.	NCPL	1171,1	345,24	+	+
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	NCLA	1419,9	220,86	-	+
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	NCOM	1694,3	848,49	+	+
<i>Nitzschia denticula</i> Grunow in Cleve & Grunow	NDEN	1099,6	373,22	-	-
<i>Nitzschia desertorum</i> Hustedt	NDES	1267,5	474,02	-	+
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	NDIS	1005,5	433,95	-	+
<i>Nitzschia dubia</i> W.M.Smith	NDUB	1239,7	317,35	-	+
<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck	NFIL	1133	260,21	-	+
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller	NFON	1394,3	518,89	+	+
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	NIFR	1723,1	271,97	+	+
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	1178,2	411,47	+	+
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M.Smith	NLIN	875	309,54	-	+

<i>Nitzschia media</i> Hantzsch.	NIME	648,8	262,34	-	+
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	NMIC	1188,5	363,17	-	+
<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN	1283,9	184,3	-	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	NPAL	1169,2	358,45	+	+
<i>Nitzschia palea var. debilis</i> (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow	NPAD	1726,9	809,88	+	+
<i>Nitzschia palea var. tenuirostris</i> Grunow in Van Heurck	NPAT	1305,7	703,85	+	-
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck	NPAE	802,4	28,81	+	-
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch in Rabenhorst	NREC	1472,3	67,87	-	+
<i>Nitzschia rosenstockii</i> Lange-Bertalot	NRST	1571,5	83,11	-	-
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.M. Smith	NSIG	1338,3	89,14	-	+
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	NSIO	972,3	136,23	-	+
<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler	NSOL	852,8	31,77	-	+
<i>Nitzschia solita</i> Hustedt	NISO	1342,4	486,47	+	+
<i>Nitzschia soratensis</i> Morales & Vis	NSTS	1597,4	627,01	-	+
<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	NSOC	1345,9	91,29	-	+
<i>Nitzschia tropica</i> Hustedt	NTRO	1393,7	9,12	-	+
<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch in Rabenhorst	NTRY	1197,1	436,56	-	-
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	NUMB	1220,2	311,6	-	+
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch in Rabenhorst	NVER	1116	270,37	-	+
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	PSGI	1152,2	4,23	-	+
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	PLFR	1107,8	418,41	+	+
<i>Planothidium granum</i> (Hohn&Hellerman) Lange-Bertalot	PGRN	1034,5	311,9	-	+
<i>Planothidium minutissimum</i> (Krasske) Lange-Bertalot	PLMN	860,9	16,57	-	-
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	PLEV	828,8	114,93	-	+
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek& Stoermer	RSIN	921,3	370,41	-	+
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	RABB	994,9	479,13	+	+
<i>Sellaphora difficillima</i> Hustedt	NDIF	1402,5	111,17	-	+
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy	SPUP	1204,2	328,98	-	+
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	SSEM	1213,5	313,86	-	+
<i>Seminavis pusilla</i> (Grunow) E.J. Cox & G.Reid	SMPU	1396,6	8,68	-	-
<i>Seminavis strigosa</i> (Hustedt) Danieledis & Economou-Amilli	SMST	1394,8	9,18	-	-

<i>Stauroneis reichardtii</i> Lange Bertalot, Cavacini Tagliaventi & Alfinito	SRCH	1393,4	9,06	-	-
<i>Surirella angusta</i> Kützing	SANG	1226,9	515,7	-	+
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer et Lange-Bertalot	SBRE	992,9	487,53	+	+
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	SOVI	1381,8	386,56	+	+
<i>Tryblionella acuminata</i> W.M. Smith	TACM	1126,3	297,62	-	-
<i>Tabularia fasciculata</i> (Agardh) Williams et Round	TFAS	805,7	29,59	+	+
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle	TWEI	981,4	314,09	-	-
<i>Tryblionella constricta</i> Gregory	TRCO	1139,9	468,79	-	-
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	THUN	1275,6	232,1	+	+
<i>Tryblionella levidensis</i> W.M. Smith	TLEV	1134,8	340,8	-	+
<i>Tryblionella salinarum</i> (Grunow) Pantocsek	TSAL	1317,9	237,88	-	+
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal in Aboal et al.	UACU	644,9	251,94	+	+
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN	1100,8	455,06	+	+

Le BDIAR partage 49 taxons de diatomées avec le DISP, et 126 taxons avec l'indice de Carayon. Différentes communautés biologiques sont utilisées pour évaluer l'état écologique des cours d'eau, et les diatomées sont largement employées comme indicateurs de la qualité de l'eau (*Lobo et al., 2016 ; Çelekli et Lekesiz, 2020*).

*Cyclotella fottii* (CFOT) a obtenu l'optimum de conductivité le plus bas (<500 µS/cm), tandis que *Navicula sp.* était caractéristique de la valeur de conductivité la plus élevée (>1000µS/cm).

Les faibles conductivités estimées de 800 µS/cm correspondent à *Gomphonema angustatum* (GANG), *Meridion circulare* (MCIR) et *Navicula radiosa* (NRAD).

La majorité des taxons observés dans cette étude sont communs dans des environnements différents (lotiques et lentiques) (*Marchetto et Sforzi, 2018 ; Çelekli et al., 2019 ; Negadi et al., 2021 ; Vidal et al., 2021 ; Çetin et al., 2021*), mais les préférences et les tolérances écologiques propres à chaque espèce sont rarement décrites. Comme l'indiquent *Stenger-Kovács et al. (2023a)*, la conductivité et la teneur en ions sont les éléments les plus importants déterminant les communautés de diatomées.

*N. umbonata* (NUMB) et *N. frustulum* (NIFR) figurent parmi les diatomées présentant des valeurs d'optimum exceptionnellement élevées excédant 1250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . D'après **Lengyel et al. (2015)**, l'espèce NIFR exige des apports élevés de température et de conductivité. Ce taxon a également été identifié par **Oğuz et al. (2020)** au niveau du bassin versant de la rivière Burdur en Turquie à partir des conditions fraîches aux salines, confirmant ses caractéristiques euryhalines. De plus, les espèces du genre *Nitzschia* telles que *N. palea*, *N. capitellata* et *N. frustulum* sont des taxons polysaprobies qui pourraient persister dans des écologies riches en matière organique ou polluées (**Benhassane et al., 2020**).

Les espèces *Navicula recens* (NRCS) et *A. minutissimum* (ADMI) ont des abondances significatives aux valeurs moyennes qui varient entre 800 et 1050  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ces espèces oligohalophiles ont été identifiées le long des cours d'eau Kébir-Est et El Hammam dans le nord et le nord-ouest de l'Algérie (**Chaïb et Tison-Rosebery, 2012 ; Nehar et al., 2015**). **Stenger-Kovács et al. (2006)** ont étudié la variation saisonnière de *A. minutissimum* en termes d'aspects physicochimiques au niveau du cours d'eau nommé Torna en Hongrie, et ont conclu que cette diatomée est un indicateur de perturbation naturelle, indiquant un lien positif significatif avec les trois indices de diatomées ITD, IBD et EPI-D. De plus, cette espèce a été identifiée également dans le travail de **Lobo et al. (2015)** au cours d'une étude au niveau de deux bassins brésiliens pour le développement d'un nouvel indice trophique (TWQI) de la qualité de l'eau, et a été classifiée dans le groupe des espèces de diatomées ayant une faible tolérance à l'eutrophisation.

Des espèces telles que *Cyclotella ocellata* (COCE), *Gomphonema tergestinum* (GTER) favorisaient des valeurs de conductivité élevées qui surpassent 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . De nombreuses espèces de *Navicula* également ont été incorporées dans ce groupe, notamment *N. gregaria* (NGRE), *N. phyllepta* (NPHY), *N. simulata* (NSIA) et *N. veneta* (NVEN), ainsi que certaines *Nitzschia sp.*, telles que *N. amphibia* (NAMP), *N. palea* (NPAL) et *N. inconspicua* (NINC) (**Fig. VI.2**). D'après **Lazrak et al. (2022)** *Nitzschia inconspicua*, considéré comme taxon eutrophe, représente un excellent indicateur des niveaux élevés de pollution trophiques.

Des espèces tolérantes à la pollution telles que *Fallacia pygmaea* (FPYG), *M. permitis* (MPMI), *S. pupula* (SPUP), *C. accomoda* (CRAC) ainsi que *N. capitellata* (NCPL) ont démontré également une préférence pour des concentrations élevées de conductivité dépassant 1170 $\mu$ S/cm. La présence de ces taxons a été liée à une forte minéralisation dans les études menées en Algérie par, **Chaïb et al. (2011)** et **Kaddeche et al. (2022)**.

L'étude de **Stenger-Kovács et al. (2023a)** a affirmé que la salinisation augmente la prolifération et l'invasion d'espèces marines et saumâtres dans les eaux douces, ainsi que la prolifération et l'invasion d'espèces d'eau douce qui tolèrent une conductivité accrue et/ou nécessitent des exigences.

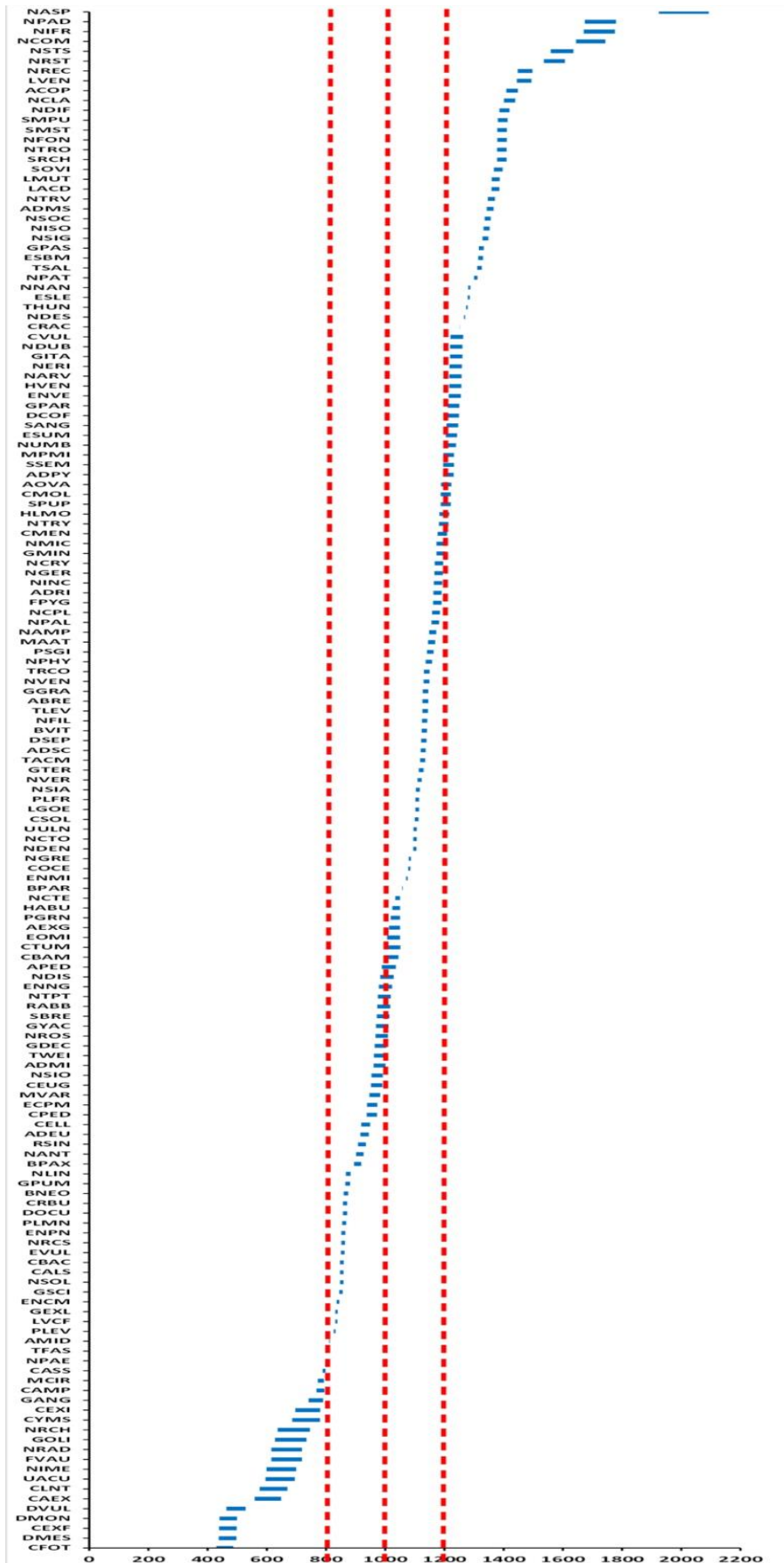


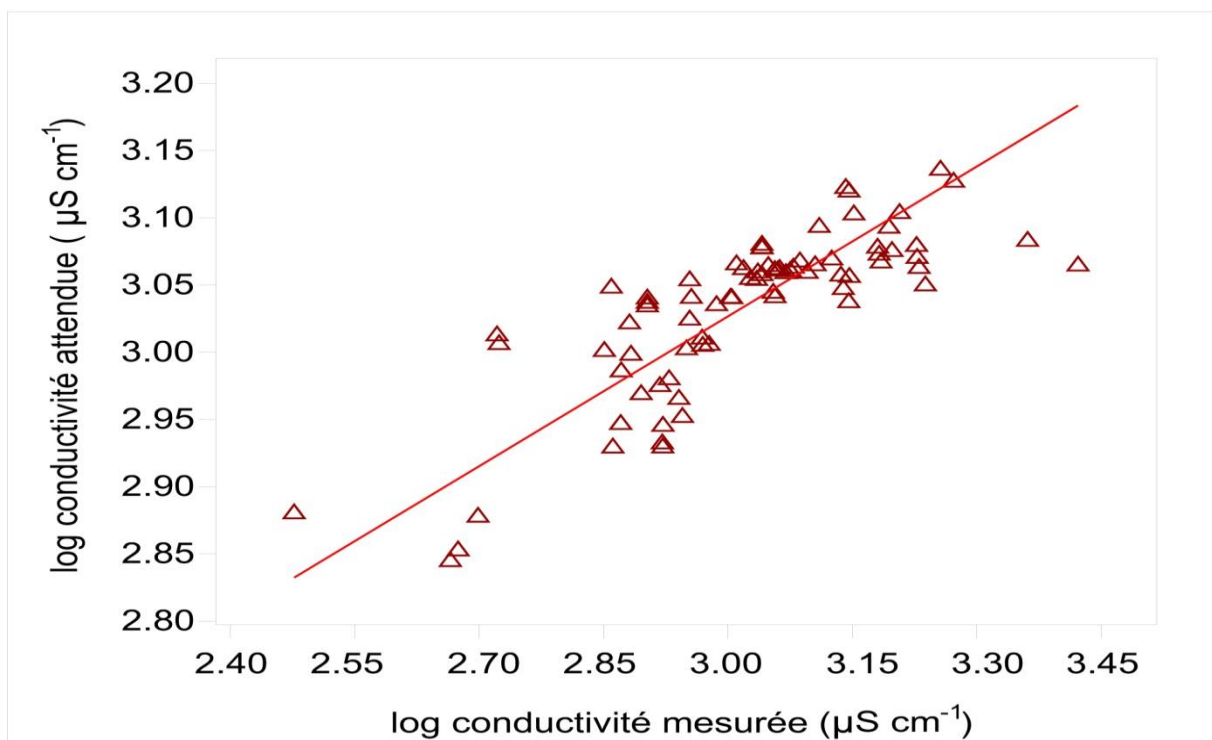
Figure VI.2: Valeurs optimales déduites pour les taxons de diatomées du bassin Côtiers Constantinois Centre.

### Légende pour la lecture de la figure :

Les lignes pointillées représentent les limites de conductivité : les espèces d'eau douce (< 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) indiquant une bonne qualité, les espèces oligohalophiles (entre 800 et 1050  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), les espèces halophiles (entre 1050 et 1250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) indiquant une mauvaise qualité et les espèces saumâtres (>1250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) indiquant une très mauvaise qualité. Les codes d'espèces sont expliqués dans le *Tableau (VI.1)*.

### VI.4. Analyse de régression

Les relations entre les valeurs de conductivité observées et attendues sont illustrées dans la *Figure (VI.3)*.



**Figure VI.3:** Diagramme de dispersion montrant la relation entre les valeurs mesurées et les valeurs attendues de conductivité des communautés de diatomées.  $p = 0,0001$ ,  $p < 0,05$ ,  $r^2 = 0,64$  (avec transformation logarithmique).

Les résultats obtenus ont révélé une association positive importante entre les valeurs observées et prédites de conductivité en fonction de la composition des diatomées. La Régression Linéaire des Axes Majeurs Réduits (AMR) a démontré une association positive significative ( $p = 0,0001$ ) entre les valeurs de conductivité observées et celles

dérivées des données sur les diatomées. Avec un coefficient de détermination élevé ( $r^2$ ) =0,64 ce qui signifie que les valeurs attendues dépendant de 64 % des valeurs observées, démontrant la grande précision du BDIAR et validant ses capacités et son efficacité à inférer la conductivité dans les cours d'eau. D'après *Kumar et Prabhakar (2012)*,  $r^2$  est utilisé pour évaluer le degré d'ajustement, plus sa valeur est élevée autrement dit approche de 1, mieux le modèle mathématique s'adapte aux données réelles, et les résidus sont plus petits.

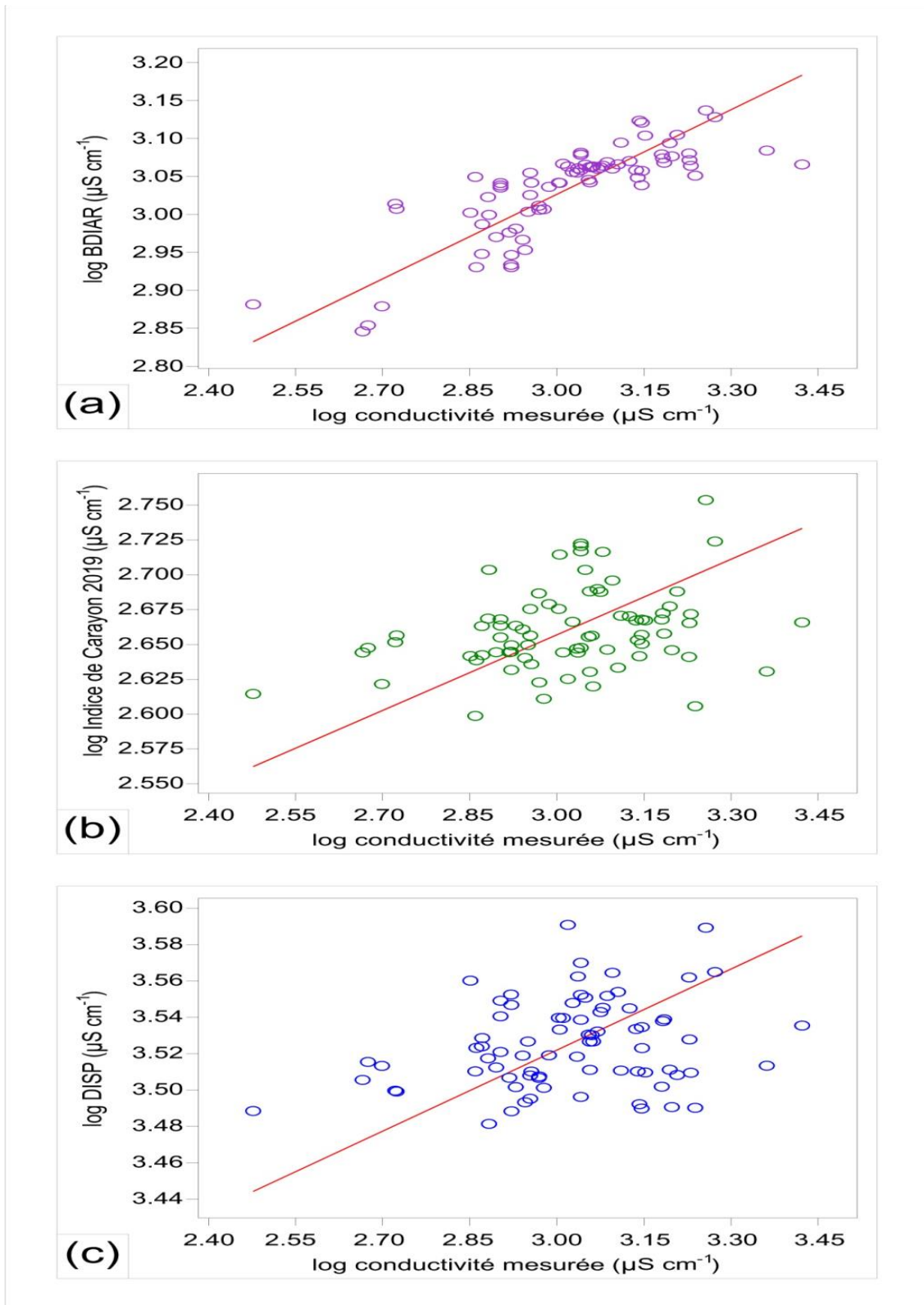
### VI.5. Résultats de comparaison avec les indices étrangers

Les résultats ont montré que notre métrique développée présente une forte corrélation avec la conductivité. En revanche, malgré leur utilité pour inférer les valeurs de conductivité dans d'autres écosystèmes, les indices calculés DISP et Carayon se sont révélés moins adaptés dans le cas particulier des cours d'eau algériens. Le faible potentiel de ces modèles, démontré par les valeurs  $p$  et  $r$ , met en évidence l'importance de construire des indices locaux basés sur des paramètres autoécologiques adéquats de la flore indigène de diatomées.

Le *Tableau (VI.2)* et la *Figure (VI.4)* montrent les relations entre la conductivité mesurée et le BDIAR, ainsi que d'autres indices examinés (DISP et indice de Carayon). Le BDIAR a montré un lien extrêmement significatif avec la conductivité avec  $r = 0,80$  et  $p = 0,0001$ . Les résultats des indices étrangers examinés étaient également significatifs, pour le DISP:  $r = 0,20$ ,  $p = 0,03$  alors que l'indice de Carayon:  $r = 0,30$  et  $p = 0,01$ . Le *Tableau (VI.2)* montre les valeurs  $r$  et  $p$ .

**Tableau VI.2:** Corrélations entre la conductivité observée et les indices BDIAR, DISP ainsi que l'indice de Carayon. À 5 %, les valeurs de  $p$  sont jugées statistiquement significatives.

Indices	r	p
BDIAR	0,80	0,0001
DISP	0,20	0,03
Indice de Carayon2019	0,30	0,01



**Figure VI.4:** Représentation graphique X-Y montrant l'efficacité du BDIAR par rapport à deux approches comparables pour l'inférence de conductivité dans les cours d'eau en fonction des valeurs de conductivité observées et obtenues par (a) le modèle BDIAR, (b) l'indice de Carayon et al. 2019, et (c) l'indice DISP.

Les données des tests ANOVA et Pearson sont présentées dans le **Tableau VI.3**. Les deux analyses ont indiqué une relation substantielle entre le BDIAR et la conductivité avec  $p = 0,0001$  et  $F= 191,23$ . En termes d'indice de Carayon,  $p = 0,03$  ( $F=53,906$ ). Dans le cas de DISP,  $p = 0,08$  ( $F=50,82$ ).

L'analyse statistique de la variance (ANOVA) est fréquemment utilisée pour évaluer la signification des modèles créés (*Singh et Rao, 2007*).

**Tableau VI.3:** Tests d'ANOVA et corrélation de Pearson entre la conductivité observée, BDIAR et les indices étrangers calculés. SS: est pour la somme des carrés, df: est pour les degrés de liberté, et F: indique la valeur F de Fisher.

	SS	df	F	Valeurs $p$ de Pearson
<b>DISP</b>				
Régression	0,045048	1	50,82	0,08
SS total	0,11242			
<b>Indice de Carayon 2019</b>				
Régression	0,066746	1	53,906	0,03
SS total	0,16085			
<b>BDIAR</b>				
Régression	0,28157	1	191,23	0,0001
SS total	0,39347			

Cependant, nos résultats sont en accord avec des travaux antérieurs qui mettent en évidence la crédibilité des indices basés sur les données florales régionales et autoécologiques locales par rapport aux indices importés de différentes régions (*Pipp, 2001; Rimet et al., 2004, 2005 ; Álvarez-Blanco et al., 2011*). Cela s'explique par le spectre floristique présent dans les régions d'utilisation de l'indice, ainsi que par les changements environnementaux entre les régions qui modifient la sensibilité des espèces aux éléments physiques et chimiques de l'eau (*Álvarez-Blanco et al., 2011*).

En conséquence, de nombreux auteurs (*Álvarez-Blanco et al., 2013 ; Fernández et al., 2018 ; Masouras et al., 2021*) ont affirmé que les indices de diatomées établies dans des régions géographiques spécifiques sont moins fiables dans des régions autres que celles où les relations espèces-environnement ont d'abord été

étudiées, ce qui indique que les diatomées peuvent avoir des exigences autoécologiques différentes dans diverses zones.

Prenant l'exemple de l'étude de *Nehar et al. (2015)* au cours de laquelle les auteurs ont testé dix-sept (17) indices de diatomées et ont conclu que seulement l'indice trophique de ROTT (IT) et l'indice trophique des diatomées (ITD) reflètent le mieux la qualité de l'eau parmi les indices examinés bien que les valeurs autoécologiques doivent être révisées.

Un autre exemple est celui de la recherche de *Fawzi et al. (2001)* qui ont évalué également une variété des indices diatomiques et sont arrivés à la conclusion que l'IDAP est mieux adapté pour évaluer la qualité de l'eau au niveau du cours d'eau Hassar au Maroc.

Tandis que *Tan et al. (2013)* ont noté que l'indice DESCY ne fait pas de distinction entre la pollution anthropique et l'eutrophisation naturelle, ce qui signifie qu'il serait inefficace pour détecter l'eutrophisation anthropique lorsque les concentrations naturelles d'éléments nutritifs ou d'ions sont élevées.

De ce fait et à cause de ces particularités de chaque région du monde, différents pays ont créé de nouveaux indices adaptés à leurs caractéristiques écologiques spécifiques basés sur les espèces de diatomées ce qui a conduit à l'augmentation continue du nombre d'indices biotiques locaux citant les exemples aux États-Unis de l'indice de diatomées (*Potapova et Charles, 2007*), en Hongrie l'indice trophique des diatomées pour les lacs (TDIL) (*Stenger-Kovács et al., 2007*), en Espagne l'indice de diatomées de Duero (DDI), en Turquie l'indice trophique de la Turquie (TIT) (*Çelekli et al., 2019*), en France l'indice multimétrique pour l'évaluation de la qualité écologique de l'eau (*Carayon et al., 2020*), et au Brésil l'indice trophique de diatomées (*da Silva-Lehmkuhl et al., 2022*).

## VI.6. Matrice de confusion, analyse de K-moyennes et silhouette

Les résultats de la matrice de confusion sont présentés dans le *Tableau (VI. 4)*.

### *Explication de la classification:*

La classe 1 (faible conductivité  $<800 \mu\text{S/cm}$ , espèces d'eau douce) est de bonne qualité, la classe 2 (conductivité moyenne  $800-1050 \mu\text{S/cm}$ , espèces oligohalophiles) est de qualité moyenne, la classe 3 (haute conductivité  $1050-1250 \mu\text{S/cm}$ , espèces halophiles) indique une mauvaise qualité, et la classe 4 (conductivité très élevée  $>1250 \mu\text{S/cm}$ , espèces saumâtres) implique une très mauvaise qualité.

**Tableau VI.4:** Résultats de la matrice de confusion

Classes	1	2	3	4
1	<b>67%</b>	33%	0%	0%
2	0%	<b>59%</b>	41%	0%
3	0%	0%	<b>90%</b>	10%
4	0%	0%	79%	<b>21%</b>

Le nombre de stations correctement classées est indiqué par les pourcentages en caractère gras en position diagonale, tandis que le pourcentage restant correspond au nombre de stations classées par erreur. **Classe 1** : 67% des stations de la classe 1 ont été classées correctement, le pourcentage restant (31%) représentent les stations classées par erreur.

**Classe 2** : 59% des sites échantillonnés sont correctement classés tandis que 41% sont classés incorrectement.

**Classe 3** : 90% des stations de cette classe sont correctement classées alors que les 10% restant sont classées par erreur

**Classe 4** : 21% des sites appartenant à la classe 4 sont correctement classés, tandis que 79% sont ceux incorrectement classés.

Les résultats des deux tests de Chi-carrés et les statistiques de Kappa sont résumés dans le *Tableau (VI.5)*. La valeur de  $p$  obtenue à partir du test du Chi carré est extrêmement significative ( $p=0.000001$  Fisher exact), démontrant que les deux ensembles de données sont certainement connectés et liés.

En outre, selon *Landis et Koch (1977)*, le degré d'accord entre les deux classes testé en utilisant les statistiques de Kappa à partir de Kappa avec la pondération linéaire = 0,86, prouvant ainsi une concordance et un accord presque parfaits.

**Tableau VI.5:** Résultats des tests de Chi-carrés et les statistiques de Kappa

Chi carré		Statistiques de Kappa		
		Observation en proportion du maximum possible		Force de concordance
Fisher exact	$p < 0,000001$	Kappa avec pondération linéaire	0,86	Presque parfait

Cette analyse de classification a prouvé la performance comparative du BDIAR par rapport à d'autres recherches pertinentes (*Stenger-Kovács et al., 2007; Álvarez-Blanco et al., 2013 ; Toudjani et al., 2017 ; da Silva-Lehmkuhl et al., 2022*). Lorsque les stations d'échantillonnage sont classées selon les préférences écologiques des diatomées, il existe un lien très significatif entre les classifications observées et attendues ( $p < 0,05$ ,  $Kappa=0,86$ ) (*Tab. VI.5*). Cette constatation confirme la pertinence et l'efficacité du BDIAR en tant qu'approche pour estimer les valeurs de conductivité et classer les sites en fonction de leur état de qualité de l'eau. Ces résultats pourraient être pertinentes non seulement en Algérie, mais aussi dans d'autres régions présentant des caractéristiques environnementales similaires.

Les résultats obtenus confirment l'importance des espèces de diatomées comme indicatrices des milieux aquatiques, notamment les cours d'eau, ainsi notre étude concorde avec celle de *Lobo et al. (2016)* qui ont noté qu'une caractérisation ponctuelle des populations de diatomées dans les rivières peut fournir des évaluations plus précises des conditions environnementales que la simple surveillance chimique.

# **Conclusion générale et perspectives**

## Conclusion générale et perspectives

---

La présente étude constitue la première initiative pour définir la composition de diatomées benthiques du bassin Côtier Constantinois Centre dans le Nord-Est de l'Algérie, couvrant les trois sous bassins Safsaf, Kebir et Guebli.

C'est la première tentative également pour créer un indice diatomique adapté à nos conditions environnementales spécifiques qui soit à la fois précis et adéquat pour l'utilisation en Algérie, et avec la capacité d'être appliqué dans des systèmes lotiques ayant des conditions environnementales similaires.

La recherche actuelle est menée dans le but de définir les liens entre les différentes variables environnementales et les communautés de diatomées, de déterminer les variables clés contrôlant la composition des espèces diatomiques, ainsi que leurs valeurs d'optimum et de tolérance et enfin d'élaborer un indice diatomique adapté à nos conditions climatiques et environnementales pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau.

Les résultats obtenus ont révélé l'identification de 186 taxons de diatomées appartenant à 48 genres avec sept (7) familles, dont la famille des Naviculaceae était la plus abondante avec une abondance estimée de 47,87%. Dans les trois bassins étudiés les taxons *Achnantheidium minutissimum* (3,80 %), *Nitzschia umbonata* (3,41 %) et *Navicula phyllepta* (2,88 %) ont été les plus dominants parmi toutes les espèces au printemps.

Nos résultats floristiques concordent avec ceux de **Baudrimont (1974)**, ainsi que le livre de **Lange-Bertalot et al. (2017)** avec des espèces connues pour être cosmopolites, indiquant une conductivité élevée et des eaux riches en nutriments. La majorité des taxons de diatomées identifiés dans nos sites d'échantillonnage sont également communs et se trouvent généralement dans les cours d'eau ainsi que les systèmes lenticles algériens étudiés (**Chaïb et al., 2011 ; Chaïb et Tison-Rosebery, 2012 ; El Haouati et al., 2015 ; Nehar et al., 2015 ; Draredja et al., 2019 ; Chabaca et al., 2020 ; Heramza et al., 2021 ; Negadi et al., 2021**).

Les échantillons d'été avaient des températures, des conductivités et des apports de nutriments plus élevés que les échantillons de printemps, tandis que les échantillons d'hiver avaient une vitesse du courant et des concentrations d'oxygène dissout plus

## Conclusion générale et perspectives

---

élevées. En termes de pollution, les stations échantillonnées variaient de modérément à considérablement touchées. Ces dernières reçoivent des apports importants de pollution organique et chimique provenant des rejets industriels et domestiques et sont caractérisées par la présence des taxons tolérants *Craticula accomoda* et *Nitzschia umbonata* ce qui reflète la mauvaise qualité de ces stations.

L'analyse ACC a révélé que la température, la conductivité et la pollution étaient les facteurs les plus importants influençant la répartition des assemblages de diatomées dans les trois bassins hydrographiques étudiés.

Les résultats des indices de diversité (Shannon et régularité) ont indiqué une grande diversité dans notre zone d'étude par rapport aux autres cours d'eau examinés à travers l'Algérie (*Chaïb et Tison-Rosebery, 2012; Negadi et al., 2018 ; Bezzeghoud et Mansour, 2021*). La permutation de la diversité a montré une disparité significative entre les saisons étudiées ( $p=0,0001$ ). L'été était la saison la plus variée, avec une valeur de Fisher alpha de 20,07 et 152 taxons par rapport aux autres saisons. L'indice développé BDIAR est basé sur l'abondance des taxons de diatomées, leurs profils écologiques avec la conductivité comme le principal facteur reflétant les conditions environnementales dans les stations examinées. Notre recherche fournit les valeurs autoécologiques (optimum S et tolérance V) pour 157 espèces de diatomées pour la première fois en Algérie.

Les résultats de la régression ont révélé une association positive significative entre les valeurs observées (mesurées) et attendues (prédites) de conductivité en fonction de la composition des diatomées avec les valeurs attendues dépendant de 64 % des valeurs observées. Par conséquent, nos résultats concordent avec ceux d'études antérieures mettant l'accent sur la fiabilité des indices fondés sur des données florales régionales et locales lorsqu'on les compare aux indices importés d'autres régions (*Pipp, 2001; Rimet et al., 2004 ; Rimet et al., 2005 ; Álvarez- Blanco et al., 2011*).

Les résultats de l'analyse d'ANOVA et la corrélation de Pearson ont montré que notre métrique a une forte corrélation avec la conductivité en comparaison avec les indices étrangers calculés (DISP et indice de Carayon).

## Conclusion générale et perspectives

---

Contrairement aux recherches précédentes qui viennent de déterminer l'efficacité de leurs indices à l'aide de statistiques de régression, nous sommes allés plus loin en prouvant que l'application de notre métrique conduit à une classification correcte des sites, à travers l'analyse de Chi-carrés et les statistiques de Kappa, ce qui correspond à l'objectif ultime de la politique environnementale.

Le BDIAR est applicable dans les programmes de biosurveillance dans tous les systèmes d'eau douce soumis à l'élévation de la salinité et partageant des conditions environnementales similaires, pas seulement les cours d'eau algériens.

Enfin, en termes de perspectives, nous avons noté les observations suivantes:

- Les travaux sur les diatomées en Algérie sont limités ; des recherches examinant d'autres régions dans l'Est, l'Ouest et le reste de l'Algérie doivent être envisagées pour couvrir le territoire algérien entier et enrichir la base de données de la flore diatomique algérienne.
- Réalisation des recherches sur les systèmes lenticules également pour caractériser la composition des communautés de diatomées de ces habitats et comprendre mieux leurs exigences, leurs taxonomies et leurs préférences écologiques dans les contextes géographique et climatique algériens variés et particuliers.
- Développer la base de données de notre indice élaboré BDIAR pour l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau algériens, dans le cadre des programmes et projets de bioindication et de préservation des écosystèmes aquatiques menés par les observatoires nationaux de l'environnement et développement durable algériens.

# **Références**

# **Bibliographiques**

### A

Abd El-Karim, M. S. (2014). Epipellic algal distribution in Ismailia Canal and the possible use of diatoms as bioindicators and a biomonitoring tool. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(4), 385-393.

Abdelkarim, M. S. (2020). Biomonitoring and bioassessment of running water quality in developing countries: A case study from Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 313-324.

ABH. (2000). (*Agence de Bassin Hydrographique: Constantinois-Seybousse-Mellegue*). *Les cahiers de l'agence. Bassin des Côtiers Constantinois. Cahier numéro 04*.

Ács, É., Borics, G., Fehér, G., Kiss, K. T., Reskóne, N. M., & Várbíró, G. (2009). Implementation of the European Water Framework Directive to assess the water quality in Hungarian running waters with diatoms.

AFNOR, Association Française de Normalisation. (2007). *Qualité écologique des milieux-Qualité de l'eau-Détermination de l'Indice Biologique Diatomées(IBM)*. Paris, NFT 90-354.1-79.

Alam, M., Rais, S., & Aslam, M. (2012). Hydrochemical investigation and quality assessment of ground water in rural areas of Delhi, India. *Environmental Earth Sciences*, 66, 97-110.

Almeida, S. F., Elias, C., Ferreira, J., Tornés, E., Puccinelli, C., Delmas, F., ... & Sabater, S. (2014). Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment*, 476, 768-776.

Álvarez-Blanco, I., Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., & Bécares, E. (2013). The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environmental monitoring and assessment*, 185, 969-981.

Alvarez-Blanco, I., Cejudo-Figueiras, C., Bécares, E., & Blanco, S. (2011). Spatiotemporal changes in diatom ecological profiles: implications for biomonitoring. *Limnology*, 12, 157-168.

Alverson, A. J., Manoylov, K. M., & Stevenson, R. J. (2003). Laboratory sources of error for algal community attributes during sample preparation and counting. *Journal of Applied Phycology*, 15, 357-369.

## Références bibliographiques

---

Améziane, T., Dauta, A., & Le Cohu, R. (2003). Origin and transport of phytoplankton in a large river: the Garonne, France. *Archiv für Hydrobiologie*, 385-404.

Archibald, R. E. M. (1972). Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality. *Water Research*, 6(10), 1229-1238.

Armstrong, H. et Brasier, M. (1980). *Microfossils* (2nd éd.). Blackwell. 296 p.

Atici, T., Tokatli, C., & Cicek, A. (2018). Diatoms of Seydisuyu Stream Basin (Turkey) and assessment of water quality by statistical and biological approaches. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 36(1), 271-288.

Ayça, O. Ğ. U. Z., KALELİ, M. A., ALBAY, R. A., DEMO, L. K., Dorak, Z., Gaygusuz, Ö., ... & Albay, M. (2020). Composition and distribution of benthic diatoms in different habitats of Burdur River Basin. *Turkish Journal of Water Science and Management*, 4(1), 31-57.

### B

Bae, M. J., Kwon, Y., Hwang, S. J., Chon, T. S., Yang, H. J., Kwak, I. S., ... & Park, Y. S. (2011). Relationships between three major stream assemblages and their environmental factors in multiple spatial scales. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 47, pp. S91-S105). EDP Sciences.

Balian, E. V., Segers, H., Martens, K., & Lévêque, C. (2008). *The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results* (pp. 627-637). Springer Netherlands.

Bate, G., Smailes, P., & Adams, J. (2004). A water quality index for use with diatoms in the assessment of rivers. *Water Sa*, 30(4), 493-498.

Battarbee, R. W., Jones, V. J., Flower, R. J., Cameron, N. G., Bennion, H., Carvalho, L., & Juggins, S. (2001). *Diatoms* (pp. 155-202). Springer Netherlands.

Battegazzore, M., Morisi, A., Gallino, B., & Fenoglio, S. (2004). Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research*, 19(2), 149-165.

Baudrimont, R. (1974). Recherches sur les Diatomées des eaux continentales de l'Algérie. Ecologie et paléo-écologie. Mémoire. *Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, nouvelle série-12*, 265. (in French).

Behrenfeld, M. J., Halsey, K. H., Boss, E., Karp-Boss, L., Milligan, A. J., & Peers, G. (2021). Thoughts on the evolution and ecological niche of diatoms. *Ecological Monographs*, 91(3), e01457.

## Références bibliographiques

---

- Beltrami, M. E., Ciutti, F., Cappelletti, C., Lösch, B., Alber, R., & Ector, L. (2012). Diatoms from Alto Adige/Südtirol (Northern Italy): characterization of assemblages and their application for biological quality assessment in the context of the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 695(1), 153-170.
- Benhassane, L., Oubraim, S., Mounjid, J., Fadlaoui, S., & Loudiki, M. (2020). Monitoring Impacts of Human Activities on Bouskoura Stream (Periurban of Casablanca, Morocco): 3. Bio-Ecology of Epilithic Diatoms (First Results). *Nature Environment & Pollution Technology*, 19.
- Benkaci, T., & Dechemi, N. (2018). Comparative performances analysis of four daily rainfall-runoff models, applied on semi-arid watersheds (Algeria). *Larhyss Journal p-issn 1112-3680/e-issn 2521-9782*, (36), 21-39.
- Benrabah, S., Bousnoubra, H., Kherici, N., & Cote, M. (2013). Caractérisation de la qualité des eaux de l'oued Kebir Quest (Nord Est algerien). *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, 26, 30-39.
- Berthon, V., Bouchez, A., & Rimet, F. (2011). Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia*, 673(1), 259-271.
- Besse-Lototskaya, A., Verdonshot, P. F., Coste, M., & Van de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, 11(2), 456-467.
- Bezzeghoud, B., & Mansour, B. (2022). Bioindication by epilithic diatoms in two hydrographic basins (Chelif and coast of Oran) north-west Algerian.
- Biggs, B. J. (2000). New Zealand periphyton guideline. *Detecting, Monitoring and Managing Enrichment of Streams*. NIWA, Christchurch.
- Birks, H. J. B., Braak, C. T., Line, J. M., Juggins, S., & Stevenson, A. C. (1990). Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical transactions of the royal society of London. B, Biological Sciences*, 327(1240), 263-278.
- Blanco Lanza, S., Cejudo Figueiras, C., Álvarez Blanco, I., Bécares Mantecón, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2010). Atlas de las diatomeas de la Cuenca del Duero= Diatom atlas of the Duero Basin.
- Blanco, S., & Bécares, E. (2010). Are biotic indices sensitive to river toxicants? A comparison of metrics based on diatoms and macro-invertebrates. *Chemosphere*, 79(1), 18-25.

## Références bibliographiques

---

- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Tudesque, L., Bécares, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2012). Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics?. *Hydrobiologia*, 695, 199-206.
- Blanco, S., Ector, L., Huck, V., Monnier, O., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., & Bécares, E. (2008). Diatom assemblages and water quality assessment in the Duero Basin (NW Spain). *Belgian Journal of Botany*, 39-50.
- Blinn, D. W. (1993). Diatom community structure along physicochemical gradients in saline lakes. *Ecology*, 74(4), 1246-1263.
- Blinn, D., & Herbst, D. (2003). Use of diatoms and soft algae as indicators of environmental determinants in the Lahontan Basin, USA. *Annual report for California state water resources board. Contract agreement*, 704558.
- Bosak, S., Burić, Z., Djakovac, T., & Viličić, D. (2009). Seasonal distribution of plankton diatoms in Lim Bay, northeastern Adriatic Sea. *Acta Botanica Croatica*, 68(2), 351-365.
- Boudeffa, K., Fekrache, F., & Bouchareb, N. (2020). Physicochemical and biological water quality assessment of the Guebli River, northeastern Algeria. *Rasayan J. Chem*, 13(1), 168-176.
- Bouleknafet, Z., & Derradji, E. F. (2017). Hydrogéologie et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau dans la plaine du kebir ouest. *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, 34, 85-94.
- Breuer, G., Lamers, P. P., Martens, D. E., Draaisma, R. B., & Wijffels, R. H. (2013). Effect of light intensity, pH, and temperature on triacylglycerol (TAG) accumulation induced by nitrogen starvation in *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource technology*, 143, 1-9.
- Burliga, A. L., & Kociolek, J. P. (2016). Diatoms (Bacillariophyta) in rivers. *River algae*, 93-128.
- Bussard, A. (2015). *Capacités d'acclimatation des diatomées aux contraintes environnementales* (Doctoral dissertation).
- Butcher, R. W. (1947). Studies in the ecology of rivers: VII. The algae of organically enriched waters. *The Journal of Ecology*, 186-191.

### C

- Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574.
- Cameron, N. G. (2013). Diatoms. *Encyclopedia of Quaternary Science: Second Edition*, 522-525.
- Carayon, D., Eulin-Garrigue, A., Vigouroux, R., & Delmas, F. (2020). A new multimetric index for the evaluation of water ecological quality of French Guiana streams based on benthic diatoms. *Ecological Indicators*, 113, 106248.
- Carayon, D., Tison-Rosebery, J., & Delmas, F. (2019). Defining a new autoecological trait matrix for French stream benthic diatoms. *Ecological Indicators*, 103, 650-658.
- Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., ... & Lobo, E. A. (2018). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes rendus biologiques*, 341(4), 256-263.
- CEC. (2000). *Council of European Communities Directive 2000/60/EEC of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of European Communities*, L327/1.
- Çelekli, A., & Lekesiz, Ö. (2020). Eco-assessment of West Mediterranean basin's rivers (Turkey) using diatom metrics and multivariate approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(22), 27796-27806.
- Celekli, A., LEKESİZ, H., & Yavuzatmaca, M. (2021). Bioassessment of water quality of surface waters using diatom metrics. *Turkish Journal of Botany*, 45(5), 379-396.
- Çelekli, A., Toudjani, A. A., Lekesiz, H. Ö., & Çetin, T. (2018). Ecological quality assessment of running waters in the North Aegean catchment with diatom metrics and multivariate approach. *Limnologica*, 73, 20-27.
- Celekli, A., TOUDJANI, A., GÜMÜŞ, E. Y., Kayhan, S., LEKESİZ, H., & Cetin, T. (2019). Determination of trophic weight and indicator values of diatoms in Turkish running waters for water quality assessment. *Turkish Journal of Botany*, 43(1), 90-101.
- Celekli, A., TOUDJANI, A., GÜMÜŞ, E. Y., Kayhan, S., LEKESİZ, H., & Cetin, T. (2019). Determination of trophic weight and indicator values of diatoms in Turkish running waters for water quality assessment. *Turkish Journal of Botany*, 43(1), 90-101.

## Références bibliographiques

---

- Çetin, T., & Demir, N. (2019). The use of phytobenthos for the ecological status assessment in Upper Sakarya Basin, Turkey. *Applied Ecology & Environmental Research*, 17(4).
- Çetin, T., Solak, C. N., & Yılmaz, E. (2021). Testing the performance of European diatom indices for evaluating the ecological status in the Kızılırmak basin, Turkey: flowing waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 43567-43578.
- Chabaca, H., Marniche, F., & Tadjine, A. (2020). Diatoms diversity in Oubeïra Lake, northeastern Algeria. *Biodiversity Journal*, 11(2), 573-580.
- Chaib, N., & Tison-Rosebery, J. (2012). Water quality assessment and application of the biological diatom index in the Kebir-East wadi, Algeria. *African Journal of Aquatic Science*, 37(1), 59-69.
- Chaib, N., Alfarhan, A. H., Al-Rasheid, K. A., & Samraoui, B. (2011). Environmental determinants of diatom assemblages along a North African wadi, the Kebir-East, North-East Algeria. *Journal of Limnology*, 70(1), 33.
- Chamorro, S., Moyón, J., Araya, F., Salazar, J., Navarro, J. C., Bécáres, E., & Blanco, S. (2022). The ecology of diatoms inhabiting cryoconite holes in Antisana Glacier, Ecuador. *Journal of Glaciology*, 68(267), 204-208.
- Charles, D. F., Kelly, M. G., Stevenson, R. J., Poikane, S., Theroux, S., Zgrundo, A., & Cantonati, M. (2021). Benthic algae assessments in the EU and the US: Striving for consistency in the face of great ecological diversity. *Ecological Indicators*, 121, 107082.
- Chavent, M., Kuentz, V., Liquet, B., & Saracco, L. (2011). ClustOfVar: An R package for the clustering of variables. *arXiv preprint arXiv:1112.0295*.
- Ciutti, F. R. A. N. C. E. S. C. A., Cappelletti, C. R. I. S. T. I. N. A., Monauni, C., Siligardi, M., & Dell'Uomo, A. (2000). Qualità biologica e funzionalità del torrente Fersina (Trentino). *Dendronatura*, 20(2), 12-22.
- Cochero, J., Licursi, M., & Gómez, N. (2017). Effects of pulse and press additions of salt on biofilms of nutrient-rich streams. *Science of the Total Environment*, 579, 1496-1503.
- Cointet, E. (2019). *Diatomées benthiques marines: une ressource originale de souches" oléagineuses" pour une application en santé et nutrition* (Doctoral dissertation, Nantes).

## Références bibliographiques

---

Coste, M. (1982). Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. *Rapport Cemagref QE Lyon-AF Bassin Rhône Méditerranée Corse*, 218.

Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J., & Delmas, F. (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological indicators*, 9(4), 621-650.

### D

da Silva-Lehmkuhl, A. M., Blanco, S., & Bicudo, D. C. (2022). A new Trophic Diatom Index for Tropical Reservoirs (TDIR). *Hydrobiologia*, 849(21), 4651-4666.

Davies, S. P., & Jackson, S. K. (2006). The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4), 1251-1266.

De Jonge, M., Van de Vijver, B., Blust, R., & Bervoets, L. (2008). Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 407(1), 615-629.

Della Bella, V., Puccinelli, C., Marcheggiani, S., & Mancini, L. (2007). Benthic diatom communities and their relationship to water chemistry in wetlands of central Italy. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 43, No. 2, pp. 89-99). EDP Sciences.

Dell'Uomo, A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. *Use of algae for monitoring rivers*, 65-72.

Dell'Uomo, A. (2004). *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. *Linee Guida* (pp. 1-101). APAT.

Descy, J. P. (1979). A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beiheft*, 64, 305-323.

Descy, J. P., & Coste, M. (1991). A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(4), 2112-2116.

Draredja, M. A., Barour, C., Hocine, F., Boualleg, C., & Mohamed, L. (2019). Diatoms diversity and dynamics in a southern Mediterranean lagoon (Mellah, Algeria). *Biodiversity Journal*, 10(2).

## Références bibliographiques

---

Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.

Duong, T. T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D. K., & Boudou, A. (2007). Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators*, 7(4), 839-851.

### E

El Haouati, H., Arab, A., Tudesque, L., Lek, S., & Samraoui, B. (2015). Study of the diatoms of Reghaia Lake, northern Algeria. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 70(1), 44-57.

Estefan, G., Sommer, R., & Ryan, J. (2013). Methods of soil, plant, and water analysis. *A manual for the West Asia and North Africa region*, 3, 65-119.

### F

Fawzi, B., Chlaida, M., Oubraim, S., Loudiki, M., Sabour, B., & Bouzidi, A. (2001). Application de certains indices diatomiques à un cours d'eau marocain: Oued Hassar. *Revue des sciences de l'eau*, 14(1), 73-89.

Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., De La Linde, A., García, E., López, M., & Sousa, M. (2018). Design and testing of a new diatom-based index for heavy metal pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 74, 170-192.

Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology*, 42-58.

Fore, L. S., & Grafe, C. (2002). Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biology*, 47(10), 2015-2037.

Freitas, N. C. W., Heinrich, C. G., Etges, T., de Souza Celente, G., & Lobo, E. A. (2021). Assessment of potential reference sites for evaluating the ecological status of subtropical and temperate Brazilian lotic systems using the epilithic diatom community. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 8698-8708.

### G

Gale, D. (2016). Diatoms as indicators of ecological change in freshwater reservoirs of South East Queensland.

## Références bibliographiques

---

Garacci, M. (2018). *Evaluation de la réponse cellulaire et moléculaire d'une diatomée benthique d'eau douce à l'exposition à des nanoparticules carbonées* (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III).

Gasse, F., Barker, P., Gell, P. A., Fritz, S. C., & Chalief, F. (1997). Diatom-inferred salinity in palaeolakes: an indirect tracer of climate change. *Quaternary Science Reviews*, 16(6), 547-563.

Gasse, F., Juggins, S., & Khelifa, L. B. (1995). Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 117(1-2), 31-54.

Gassiole, G. (2014). *Diatomées épilithiques des cours d'eau pérennes de l'île de la Réunion: taxinomie-écologie* (Doctoral dissertation, Université de Bordeaux).

Gbadebo, A. M., Dimowo, B. O., Taiwo, A. M., & Omoniyi, I. T. (2019). Application of Diatom-Based Indices in River Quality Assessment: A Case Study of Lower Ogun River (Abeokuta, Southwestern Nigeria) Using Epilithic Diatoms. In *Limnology-Some New Aspects of Inland Water Ecology*. IntechOpen.

Gelis, M. N., Sathicq, M. B., Jupke, J., & Cocheron, J. (2022). DiaThor: R package for computing diatom metrics and biotic indices. *Ecological Modelling*, 465, 109859.

Gold, C. (2002). *Étude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau: approches expérimentales in situ et en laboratoire* (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).

Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173-181.

Gradilla-Hernández, M. S., de Anda, J., Garcia-Gonzalez, A., Meza-Rodríguez, D., Yebra Montes, C., & Perfecto-Avalos, Y. (2020). Multivariate water quality analysis of Lake Cajititlán, Mexico. *Environmental monitoring and assessment*, 192(1), 5.

## H

Hamaidi-Chergui, F., Brahim Errahmani, M., Benouaklil, F., & Hamaidi, M. S. (2013). Preliminary study on physico-chemical parameters and phytoplankton of Chiffa River (Blida, Algeria). *Journal of Ecosystems*, 2013.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T et Ryan, P.D. (2001). *PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis*. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

## Références bibliographiques

---

- Harding, W. R., & Taylor, J. C. (2011). *The South African Diatom Index (SADI): a preliminary index for indicating water quality in rivers and streams in southern Africa: Report to the Water Research Commission*. Water Research Commission.
- Harding, W. R., Archibald, C. G. M., & Taylor, J. C. (2005). The relevance of diatoms for water quality assessment in South Africa: A position paper. *Water Sa*, 31(1), 41-46.
- Harper, W. V. (2014). Reduced major axis regression. *Wiley StatsRef: statistics reference online*, 1-6.
- Hattikudur, R., Alakananda, B. et Ramachandra, T. (2014). Diatoms as bioindicators. *Conference on Conservation and Sustainable Management of Wetland Ecosystems in Western Ghats*.
- Heramza, K., Barour, C., Djabourabi, A., Khati, W., & Bouallag, C. (2021). Environmental parameters and diversity of diatoms in the Aïn Dalia dam, Northeast of Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(9).
- Heydarian, M., Doyle, T. E., & Samavi, R. (2022). MLCM: Multi-label confusion matrix. *IEEE Access*, 10, 19083-19095.
- Hilaluddin, F., Yusoff, F. M., & Toda, T. (2020). Shifts in diatom dominance associated with seasonal changes in an estuarine-mangrove phytoplankton community. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(7), 528.
- Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H., & Johnson, C. B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 50-67.
- Hoagland, K. D., Rosowski, J. R., Gretz, M. R., & Roemer, S. C. (1993). Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *Journal of phycology*, 29(5), 537-566.
- Hofmann, G., Werum, M., & Lange-Bertalot, H. (2011). *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis; über 700 der häufigsten Arten und ihrer Ökologie*. Gantner.
- Hustedt, F. (1957). Die diatomeenflora des Flußsystems der weser im gebiet der hansestadt bremen. *Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen*, 34, 181-440.

### I

Ingebrigtsen, R. A., Hansen, E., Andersen, J. H., & Eilertsen, H. C. (2016). Light and temperature effects on bioactivity in diatoms. *Journal of Applied Phycology*, 28, 939-950.

Ivorra, N., Bremer, S., Guasch, H., Kraak, M. H., & Admiraal, W. (2000). Differences in the sensitivity of benthic microalgae to Zn and Cd regarding biofilm development and exposure history. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(5), 1332-1339.

### J

Jakovljević, O. S., Popović, S. S., Vidaković, D. P., Stojanović, K. Z., & Krizmanić, J. Ž. (2016). The application of benthic diatoms in water quality assessment (Mlava River, Serbia). *Acta Botanica Croatica*, 75(2), 199-205.

Jeppesen, E., Canedo-Arguelles, M., Entrekin, S., Sarma, S. S. S., & Padisák, J. (2023). Effects of induced changes in salinity on inland and coastal water ecosystems: editor summary. *Hydrobiologia*, 850(20), 4343-4349.

Jiang, X., Zhang, L., Gao, G., Yao, X., Zhao, Z., & Shen, Q. (2019). High rates of ammonium recycling in northwestern Lake Taihu and adjacent rivers: An important pathway of nutrient supply in a water column. *Environmental pollution*, 252, 1325-1334.

Jones, V. (2013). Diatom introduction. *Encyclopedia of quaternary science*, 471-480.

Jüttner, I., Rothfritz, H., & Ormerod, S. J. (1996). Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, 36(2), 475-486.

### K

Kaddeche, H., Noune, F., Dzizi, S., Chaib, N., Boudjellab, Z. E., & Blanco, S. (2022). Determinant factors of diatom assemblage's distribution along the Coastal Central Constantine (Northeastern Algeria). *Aquatic Ecology*, 56(4), 1245-1269.

Kale, A., & Karthick, B. (2015). The diatoms: Big significance of tiny glass houses. *Resonance*, 20, 919-930.

## Références bibliographiques

---

- Kalyoncu, H., & Şerbetcı, B. (2013). Applicability of diatom-based water quality assessment indices in Dari stream, Isparta-Turkey. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 7(6), 386-394.
- Karaouzas, I., Smeti, E., Vourka, A., Vardakas, L., Mentzafou, A., Tornés, E., ... & Kalogianni, E. (2018). Assessing the ecological effects of water stress and pollution in a temporary river-Implications for water management. *Science of the Total Environment*, 618, 1591-1604.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of applied phycology*, 7, 433-444.
- Kelly, M. G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., ... & Vizinet, J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of applied Phycology*, 10, 215-224.
- Kelly, M. G., Penny, C. J., & Whitton, B. A. (1995). Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia*, 302, 179-188.
- Kheiri, S., Solak, C. N., Edlund, M. B., Spaulding, S., Nejadstarrari, T., Asri, Y., & Hamdi, S. M. M. (2018). Biodiversity of diatoms in the Karaj River in the Central Alborz, Iran. *Diatom Research*, 33(3), 355-380.
- Khelfaoui, F., Zouini, D., & Tandjir, L. (2014). Quantitative and qualitative diagnosis of water resources in the Saf-Saf river basin (north east of Algeria). *Desalination and water Treatment*, 52(10-12), 2017-2021.
- Kim, H. Y. (2017). Statistical notes for clinical researchers: Chi-squared test and Fisher's exact test. *Restorative dentistry & endodontics*, 42(2), 152-155.
- Kivrak, E. (2006). Seasonal and long term changes of the phytoplankton in the Lake Tortum in relation to environmental factors, Erzurum, Turkey. *Biologia*, 61, 339-345.
- Kivrak, E., & Uygun, A. (2012). The structure and diversity of the epipelagic diatom community in a heavily polluted stream (the Akarçay, Turkey) and their relationship with environmental variables. *Journal of Freshwater Ecology*, 27(3), 443-457.
- Knijnenburg, T. A., Wessels, L. F., Reinders, M. J., & Shmulevich, I. (2009). Fewer permutations, more accurate P-values. *Bioinformatics*, 25(12), i161-i168.
- Kociolek, J. P., Theriot, E. C., Williams, D. M., Julius, M., Stoermer, E. F., & Kingston, J. C. (2015). Centric and araphid diatoms. In *Freshwater Algae of North America* (pp. 653-708). Academic Press.

## Références bibliographiques

---

Kolkwitz, R. et Marson, M. (1908). *Ökologie der pflanzliche Saprobien. Berichte der Deutsche Botanische Gesellschaften* 26: 505–519.

Kovács, C., Kahlert, M., & Padisák, J. (2006). Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology*, 18, 105-117.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (1988-1991). *Bacillariophyceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2(2–4). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.*

Kumar, M. P., & Prabhakar, C. (2012). Physico-chemical parameters of river water: a review. *Int J Pharm Biol Arch*, 3, 1304-1312.

Kumar, R., Sahoo, A., Satyanarayana, K., & Rao, G. (2013). Some studies on cutting force and temperature in machining Ti-6Al-4V alloy using regression analysis and ANOVA. *International Journal of Industrial Engineering Computations*, 4(3), 427-436.

### L

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *biometrics*, 159-174.

Lange-Bertalot, H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft*, 64, 285-304.

Lange-Bertalot, H., Hofmann, G., Werum, M., Cantonati, M., & Kelly, M. G. (2017). *Freshwater benthic diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment* (Vol. 942). Schmittner-Oberreifenberg: Koeltz Botanical Books.

Lavoie, I., Campeau, S., Fallu, M. A., & Dillon, P. J. (2006). Diatoms and biomonitoring: should cell size be accounted for?. *Hydrobiologia*, 573, 1-16.

Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M., & Dillon, P. J. (2006). A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(8), 1793-1811.

Lazizi, A., & Laifa, A. (2020). Assessment of the Surface Water Quality: A Case of Wadi El-Kébir West Watershed, Skikda, North-East Algeria. *Nature Environment & Pollution Technology*, 19.

## Références bibliographiques

---

Lazrak, K., Tazart, Z., Berger, E., Mouhri, K., & Loudiki, M. (2022). Spatial variation in benthic diatom communities in relation to salinity in the arid Drâa river basin (Southern Morocco). *Applied Ecology & Environmental Research*, 20(5).

Lebeau, T., & Robert, J. M. (2003). Diatom cultivation and biotechnologically relevant products. Part I: Cultivation at various scales. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60, 612-623.

Leboucher, T. (2018). *Importance des processus de dispersion neutre dans la structuration spatiale des communautés de diatomées benthiques des cours d'eau, à l'échelle intercontinentale Implications en termes de biodiversité et de tolérance* (Doctoral dissertation, Thèse Université de Bordeaux, Ecole doctorale sciences et environnements ED 304, spécialité écologie évolutive, fonctionnelle et des communautés).

Leclercq, L., & Maquet, B. (1987). *Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante: application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge), comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques*. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.

Lecointe, C., Coste, M., & Prygiel, J. 1. (1993). "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269(1), 509-513.

Lee, S. W., Hwang, S. J., Lee, J. K., Jung, D. I., Park, Y. J., & Kim, J. T. (2011). Overview and application of the national aquatic ecological monitoring program (NAEMP) in Korea. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 47, No. S1, pp. S3-S14). EDP Sciences.

Leflaive, J., Boulêtreau, S., Buffan-Dubau, E., & Ten-Hage, L. (2008). Temporal patterns in epilithic biofilm-relation with a putative allelopathic activity. *Fundamental and Applied Limnology*, 173(2), 121.

Lengyel, E., Kovács, A. W., Padisák, J., & Stenger-Kovács, C. (2015). Photosynthetic characteristics of the benthic diatom species *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow isolated from a soda pan along temperature-, sulfate-and chloride gradients. *Aquatic Ecology*, 49, 401-416.

Lenoir, A., & Coste, M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In *International symposium, Volksbildungsheim Grillhof Vill, AUT, 17-19 September 1995* (pp. 29-43). Universität Innsbruck.

## Références bibliographiques

---

Li, X. L., Marella, T. K., Tao, L., Li, R., Tiwari, A., & Li, G. (2017). Optimization of growth conditions and fatty acid analysis for three freshwater diatom isolates. *Phycological Research*, 65(3), 177-187.

Liu, B., McLean, C. E., Long, D. T., Steinman, A. D., & Stevenson, R. J. (2018). Eutrophication and recovery of a Lake inferred from sedimentary diatoms originating from different habitats. *Science of the Total Environment*, 628, 1352-1361.

Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., & Bender, E. P. (2002). *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. Edunisc.

Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Gómez, N., & Ector, L. (2004). Review of the use of microalgae in South America for monitoring rivers, with special reference to diatoms. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 105-114.

Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. *River algae*, 245-271.

Lobo, E. A., Schuch, M., Heinrich, C. G., Da Costa, A. B., Düpont, A., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental monitoring and Assessment*, 187, 1-13.

Lopez, P. J., Descles, J., Allen, A. E., & Bowler, C. (2005). Prospects in diatom research. *Current opinion in Biotechnology*, 16(2), 180-186.

### M

Majdi, N., Mialet, B., Boyer, S., Tackx, M., Leflaive, J., Boulêtreau, S., ... & Buffan-Dubau, E. (2012). The relationship between epilithic biofilm stability and its associated meiofauna under two patterns of flood disturbance. *Freshwater Science*, 31(1), 38-50.

Makhouk, M., Sbaa, M., Berrahou, A., & Van Clooster, M. (2011). Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (9).

Malviya, S. (2015). *Global Diatom Biodiversity: An Assessment Using Metabarcoding Approach* (Doctoral dissertation, Paris 11).

Mann, D. G. (1999). The species concept in diatoms. *Phycologia*, 38(6), 437-495.

## Références bibliographiques

---

- Mann, D. G., & Droop, S. J. M. (1996). Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. In *Biogeography of Freshwater Algae: Proceedings of the Workshop on Biogeography of Freshwater Algae, Held During the Fifth International Phycological Congress, Qingdao, China, June 1994* (pp. 19-32). Springer Netherlands.
- Mann, D. G., & Vanormelingen, P. (2013). An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of eukaryotic microbiology*, 60(4), 414-420.
- Marcel, R., Berthon, V., Castets, V., Rimet, F., Thiers, A., Labat, F., & Fontan, B. (2017). Modelling diatom life forms and ecological guilds for river biomonitoring. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 1.
- Marchetto, A., & Sforzi, T. (2018). Using benthic diatoms for estimating lake ecological quality: Comparing different taxonomic resolution. *Advances in Oceanography and Limnology*, 9(1).
- Masouras, A., Karaouzas, I., Dimitriou, E., Tsirtsis, G., & Smeti, E. (2021). Benthic diatoms in river biomonitoring—present and future perspectives within the water framework directive. *Water*, 13(4), 478.
- McCormick, P. V., & Cairns, J. (1994). Algae as indicators of environmental change. *Journal of applied phycology*, 6, 509-526.
- McHugh, M. L. (2012). Interrater reliability: the kappa statistic. *Biochemia medica*, 22(3), 276-282.
- McKenna, S., Meyer, M., Gregg, C., & Gerber, S. (2016). s-CorrPlot: an interactive scatterplot for exploring correlation. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 25(2), 445-463.
- Mecibah, Ilyes, Medjani, Fethi et Djidel, Mohamed. (2019). Assessment of surface water quality in the Guebli River watershed ( Northeast of Algeria ). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 14(3):50-62.
- Medlin, L. K., Kooistra, W. H., Sims, P., & Wellbrock, U. (1997). Is the origin of the diatoms related to the end-Permian mass extinction?. *Nova Hedwigia*, 1-11.
- Merzoug, A. N., & Merazig, H. (2012). *Water pollution of oued medjerda in Algerian souk ahras region* (pp. 527-540). IntechOpen.
- Michels, A. (1998). Use of diatoms (Bacillariophyceae) for water quality assessment in two tropical streams in Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, 46(S6), 143-152.

## Références bibliographiques

---

Morin, S. (2006). *Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques. Approches in situ et expérimentales* (Doctoral dissertation, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I).

Morin, S., Duong, T. T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., ... & Coste, M. (2008). Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution*, 151(3), 532-542.

Moyano Salcedo, A. J., Estévez, E., Salvadó, H., Barquín, J., & Cañedo-Argüelles, M. (2023). Human activities disrupt the temporal dynamics of salinity in Spanish rivers. *Hydrobiologia*, 850(20), 4531-4546.

Mufur, A. M., Awah, M. T., Nono, G. D. K., Tamfuh, P. A., Wotchoko, P., & Beyala, K. K. V. (2021). Physico-chemical and bacteriological characterisation of surface water in Bamenda (North West Cameroon). *Applied Water Science*, 11(12), 185.

Munn, M. D., Black, R. W., & Gruber, S. J. (2002). Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 221-237.

Murtagh, F., & Legendre, P. (2014). Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion?. *Journal of classification*, 31, 274-295.

## N

Nayar, R. (2020). Assessment of water quality index and monitoring of pollutants by physico-chemical analysis in water bodies: a review. *International Journal of Engineering Research and Technology*, 9(01).

Ndiritu, G. G., Gichuki, N. N., & Triest, L. (2006). Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity & Conservation*, 15, 3267-3293.

Negadi, M., Hassani, A., Hammou, M. A., Dahmani, W., Miara, M. D., Kharytonov, M., & Zhukov, O. (2018). Diversity of Diatom epilithons and quality of water from the subbasin of Oued Mina (district of Tiaret, Algeria). *Ukrainian Journal of Ecology*, 8(1), 103-117.

Negadi, M., Mohamed, A. H., Mohamed Djamel, M., Bendif, H., & Blake, P. (2021). Floristic diversity and Ecology of Epilithic Diatoms of the Chott Chergui wetland (North-West of Algeria). *Genetics & Biodiversity Journal*, 5(2), 186-197.

## Références bibliographiques

---

Nehar, B. (2016). Contribution à l'Etude des Diatomées Benthiques de quelques cours d'eau de l'Oranie: Taxonomie et Ecologie. *Université d'Oran*.

Nehar, B., Blanco, S., & Hadjadj-Aoul, S. (2015). Diversity and ecology of diatoms in northwest of Algeria: case of El-Hammam stream and estuary of Cheliff river. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 37-52.

Neustupa, J., & Škaloud, P. (2008). Diversity of subaerial algae and cyanobacteria on tree bark in tropical mountain habitats. *Biologia*, 63, 806-812.

Nicolosi Gelis, M.M., Sathicq, M. B., Jupke, J., & Cochero, J. (2022). DiaThor: R package for computing diatom metrics and biotic indices. *Ecological Modelling*, 465, 109859.

Noga, T., Kochman, N., Peszek, Ł., Stanek-Tarkowska, J., & Pajaczek, A. (2014). Diatoms (Bacillariophyceae) in rivers and streams and on cultivated soils of the Podkarpacie Region in the years 2007–2011. *Journal of Ecological Engineering*, 15(1), 6-25.

### O

Oğuz, A., Kaleli, A., Akçaalan, R., Köker, L., Dorak, Z., Gaygusuz, Ö., ... & Albay, M. (2020). Composition and distribution of benthic diatoms in different habitats of Burdur River Basin. *Turkish Journal of Water Science and Management*, 4(1), 31-57.

Olley, J., Brooks, A., Spencer, J., Pietsch, T., & Borombovits, D. (2013). Subsoil erosion dominates the supply of fine sediment to rivers draining into Princess Charlotte Bay, Australia. *Journal of environmental radioactivity*, 124, 121-129.

### P

Pahl, S. L., Lewis, D. M., Chen, F., & King, K. D. (2010). Heterotrophic growth and nutritional aspects of the diatom *Cyclotella cryptica* (Bacillariophyceae): Effect of some environmental factors. *Journal of bioscience and bioengineering*, 109(3), 235-239.

Pajunen, V., Luoto, M., & Soininen, J. (2016). Stream diatom assemblages as predictors of climate. *Freshwater Biology*, 61(6), 876-886.

Passy, S. I. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic botany*, 86(2), 171-178.

## Références bibliographiques

---

- Patil, J. S. (2003). *Studies on ecology of diatoms* (Doctoral dissertation, Goa University).
- Patrick, R. (1971). The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnology and Oceanography*, 16(2), 405-421.
- Phlips, E. J., Badylak, S., Mathews, A. L., Milbrandt, E. C., Montefiore, L. R., Morrison, E. S., ... & Stelling, B. (2023). Algal blooms in a river-dominated estuary and nearshore region of Florida, USA: the influence of regulated discharges from water control structures on hydrologic and nutrient conditions. *Hydrobiologia*, 1-27.
- Pipp, E. (2001). A regional diatom-based trophic state indication system for running water sites in Upper Austria and its overregional applicability. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(6), 3376-3380.
- Pirouz, D. M. (2006). An overview of partial least squares. *Available at SSRN 1631359*.
- Poikane, S., Kelly, M., & Cantonati, M. (2016). Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of the Total Environment*, 568, 603-613.
- Ponader, K. C., Charles, D. F., & Belton, T. J. (2007). Diatom-based TP and TN inference models and indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators*, 7(1), 79-93.
- Ponce, C., Carevic, F. S., & Carmona, E. R. (2018). Seasonal diet by a generalist raptor: the case of the variable hawk (*Geranoaetus polyosoma*) at Atacama Desert, northern Chile. *New Zealand Journal of Zoology*, 45(2), 171-179.
- Porter-Goff, E. R., Frost, P. C., & Xenopoulos, M. A. (2013). Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecological Indicators*, 32, 97-106.
- Potapova, M. G., Charles, D. F., Ponader, K. C., & Winter, D. M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*, 517, 25-41.
- Potapova, M., & Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater biology*, 48(8), 1311-1328.
- Potapova, M., & Charles, D. F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological indicators*, 7(1), 48-70.

## Références bibliographiques

---

Prygiel, J., & Coste, M. (1993, September). Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: bilan et perspectives. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 29, No. 3, pp. 255-267). EDP Sciences.

Prygiel, J., & Coste, M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J. C., Ector, L., ... & Zydek, N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90–354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14, 27-39.

Prygiel, J., Coste, M. (1996). Les diatomées et les indices diatomiques dans les réseaux de mesure de la qualité des cours d'eau français: Historique et Avenir. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (341-342), 65-79.

Prygiel, J., Leveque, L., & Iserentant, R. (1996). Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des Sciences de l'Eau*, 9(1), 97-113.

Punhani, A., Faujdar, N., Mishra, K. K., & Subramanian, M. (2022). Binning-Based Silhouette Approach to Find the Optimal Cluster Using K-Means. *IEEE Access*, 10, 115025-115032.

## R

R Development Core Team. (2020). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Rajendran, A., & Mansiya, C. (2015). Physico-chemical analysis of ground water samples of coastal areas of south Chennai in the post-Tsunami scenario. *Ecotoxicology and environmental safety*, 121, 218-222.

Ramade, F. (2009). *Éléments d'écologie: Ecologie fondamentale-4e édition*. Dunod.

Reavie, E. D., Smol, J. P., & Dillon, P. J. (2002). Inferring long-term nutrient changes in southeastern Ontario lakes: comparing paleolimnological and mass-balance models. *Hydrobiologia*, 481, 61-74.

Reggam, A., Bouchelaghem, H., & Houhamdi, M. (2015). Qualité physico-chimique des eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): caractérisation et analyse en composantes principales. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(5), 1417-1425.

## Références bibliographiques

---

- Reid, M. (2005). Diatom-based models for reconstructing past water quality and productivity in New Zealand lakes. *Journal of paleolimnology*, 33, 13-38.
- Reid, M. A., Tibby, J. C., Penny, D., & Gell, P. A. (1995). The use of diatoms to assess past and present water quality. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 57-64.
- Riato, L., Leira, M., Della Bella, V., & Oberholster, P. J. (2018). Development of a diatom-based multimetric index for acid mine drainage impacted depressional wetlands. *Science of the Total Environment*, 612, 214-222.
- Rimet, F. (2009). Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia*, 636(1), 137-151.
- Rimet, F. (2012). Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683(1), 1-24.
- Rimet, F., & Bouchez, A. (2012). Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems*, (406), 01.
- Rimet, F., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., & Ector, L. (2005). Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *Journal of Applied Phycology*, 17, 119-128.
- Rimet, F., Ector, L., Cauchie, H. M., & Hoffmann, L. (2004). Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia*, 520, 105-117.
- Rirongarti, R. (2019). *Etude des diatomées actuelles des lacs du Tchad: Taxonomie, Diversité et Calibration* (Doctoral dissertation, Aix-Marseille).
- Robakiewicz, E., de Matos, D., Stone, J. R., & Junginger, A. (2021). Hydrochemistry and Diatom Assemblages on the Humpata Plateau, Southwestern Angola. *Geosciences*, 11(9), 359.
- Roeder, D. R. (1977). Relationships between phytoplankton and periphyton communities in a central Iowa stream. *Hydrobiologia*, 56, 145-151.
- Romanuk, T. N., & Levings, C. D. (2003). Associations between arthropods and the supralittoral ecotone: dependence of aquatic and terrestrial taxa on riparian vegetation. *Environmental Entomology*, 32(6), 1343-1353.

## Références bibliographiques

---

Ros, M. D., Marín-Murcia, J. P., & Aboal, M. (2009). Biodiversity of diatom assemblages in a Mediterranean semiarid stream: implications for conservation. *Marine and Freshwater Research*, 60(1), 14-24.

Rother, D. C., Costa, P. P., Silva, T. D., Valdemarin, K. S., & Rodrigues, R. R. (2021). How bamboo influences the seed bank and biotic and abiotic factors of a Brazilian tropical forest. *Acta Botanica Brasilica*, 35, 179-187.

Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. et Pipp, E. (1997). *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fliessgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, Austria.*

Rott, E., Pfister, P., Dam, H. Van, Pipp, E., Pall, K., Binder, N., & et Ortler, K. (1999). *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenzen; taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Wasserwirtschaftskataster Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwi.*

Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *Diatoms: biology and morphology of the genera.* Cambridge university press.

Rumeau, A., & Coste, M. (1988). Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (309), 1-69.

Rybak, M., Noga, T., & Poradowska, A. (2019). Diversity in anthropogenic environment—permanent puddle as a place for development of diatoms. *Journal of Ecological Engineering*, 20(8).

## S

Sakaa, B., Merdas, S., Mostephaoui, T., Chaffai, H., Hani, A., & Djabri, L. (2015). The application of ANNs and multivariate statistical techniques to characterize a relationship between total dissolved solids and pressure indicators: a case study of the Saf-Saf river basin, Algeria. *Desalination and Water Treatment*, 57(28), 12963-12976.

Salmaso, F., Quadroni, S., Compare, S., Gentili, G., & Crosa, G. (2019). Benthic diatoms as bioindicators of environmental alterations in different watercourses of northern Italy. *Environmental monitoring and assessment*, 191, 1-17.

## Références bibliographiques

---

Schiefele, S., & Kohmann, F. (1993). Bioindikation der trophie in Fliessgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht Nr. 102 01 504.

Schiefele, S., & Schreiner, C. (1991). Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt rivers in Germany and Austria. Teoksessa: Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G. (toim.): Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, 25-32.

Schneider, A., Hommel, G., & Blettner, M. (2010). Linear regression analysis: part 14 of a series on evaluation of scientific publications. *Deutsches Ärzteblatt International*, 107(44), 776.

Sevindik, T. O., & Kucuk, F. (2016). Benthic diatoms as indicators of water quality in the Acarlar Floodplain Forest (Northern Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(10), 4013-4025.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, IL: The University of Illinois Press, 1-117.

Shen, R., Ren, H., Yu, P., You, Q., Pang, W., & Wang, Q. (2018). Benthic diatoms of the Ying River (Huaihe River Basin, China) and their application in water trophic status assessment. *Water*, 10(8), 1013.

Sims, P. A., Mann, D. G., & Medlin, L. K. (2006). Evolution of the diatoms: insights from fossil, biological and molecular data. *Phycologia*, 45(4), 361-402.

Singh, D., & Rao, P. V. (2007). A surface roughness prediction model for hard turning process. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 32, 1115-1124.

Sládeček, V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 14(5), 555-566.

Soininen, J. (2004). Benthic diatom community structure in boreal streams: Distribution patterns along environmental and spatial gradients. University of Helsinki, Finland. ISBN 952-91-7426-8 (nid.), ISBN 952-10-1937-9 (PDF)

Soininen, J. (2005). Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic ecology*, 38, 495-501.

Soininen, J. (2007). Environmental and spatial control of freshwater diatoms-a review. *Diatom research*, 22(2), 473-490.

## Références bibliographiques

---

Solak, C. N. & Acs, E. (2011). Water quality monitoring in European and Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(2).

Soler, C. (2010). *Impact des conditions de croissance sur le métabolisme et les interactions Si-OC des diatomées Conséquences sur la vitesse de reminéralisation de la silice biogène et de la matière organique* (Doctoral dissertation, Université de Bretagne Occidentale).

Sorhannus, U. (2007). A nuclear-encoded small-subunit ribosomal RNA timescale for diatom evolution. *Marine Micropaleontology*, 65(1-2), 1-12.

Spear, E. R. (2017). Phylogenetic relationships and spatial distributions of putative fungal pathogens of seedlings across a rainfall gradient in Panama. *Fungal Ecology*, 26, 65-73.

Srivastava, P., Verma, J., Grover, S., & Sardar, A. (2016). On the importance of diatoms as ecological indicators in river ecosystems: a review. *Indian J. Plant Sci*, 5(1), 70-86.

Stenger-Kovács, C., Béres, V. B., Buczkó, K., Al-Imari, J. T., Lázár, D., Padisák, J., & Lengyel, E. (2023b). Review of phenotypic response of diatoms to salinization with biotechnological relevance. *Hydrobiologia*, 1-24.

Stenger-Kovács, C., Béres, V. B., Buczkó, K., Tapolczai, K., Padisák, J., Selmeczy, G. B., & Lengyel, E. (2023a). Diatom community response to inland water salinization: a review. *Hydrobiologia*, 1-37.

Stenger-Kovács, C., Buczko, K., Hajnal, E., & Padisák, J. (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589, 141-154.

Stenger-Kovács, C., Körmendi, K., Lengyel, E., Abonyi, A., Hajnal, É., Szabó, B., ... & Padisák, J. (2018). Expanding the trait-based concept of benthic diatoms: Development of trait-and species-based indices for conductivity as the master variable of ecological status in continental saline lakes. *Ecological Indicators*, 95, 63-74.

Stenger-Kovács, C., Lengyel, E., Crossetti, L. O., Üveges, V., & Padisák, J. (2013). Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecological Indicators*, 24, 138-147.

Stenger-Kovács, C., Padisák, J., & Bíró, P. (2006). Temporal variability of *Achnanthes minutissimum* (Kützinger) Czarnecki and its relationships to chemical and hydrological features of the Torna-stream, Hungary.

## Références bibliographiques

---

Stevenson, R. J., Pan, Y. D., & van Dam, H. (2010). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms (pp. 57–85). Retrieved from: CABDirect2. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. [Google Scholar].

Straub, F., Derleth-Sartori, P., & Lods-Crozet, B. (2014). Les diatomées (algues silicatées), indicatrices de la qualité des cours d'eau vaudois: synthèse 2005 à 2013. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles*, 94(1), 73-106.

Suzuki, R., & Shimodaira, H. (2006). Pvclust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22(12), 1540-1542.

Szczepocka, E., & Szulc, B. (2009). The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(1), 17-26.

Szczepocka, E., Szulc, B., Szulc, K., Rakowska, B., & Żelazna-Wieczorek, J. (2014). Diatom indices in the biological assessment of the water quality based on the example of a small lowland river. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43, 265-273.

Szulc, B., & Szulc, K. (2013). The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42, 188-194.

### T

Tan, X. (2015). *Environmental influences on benthic algal communities and their application for biomonitoring of Australian and Chinese Rivers* (Doctoral dissertation, Ph. D Dissertation. Griffith University, Brisbane).

Tan, X., Ma, P., Bunn, S. E., & Zhang, Q. (2015). Development of a benthic diatom index of biotic integrity (BD-IBI) for ecosystem health assessment of human dominant subtropical rivers, China. *Journal of environmental management*, 151, 286-294.

Tan, X., Sheldon, F., Bunn, S. E., & Zhang, Q. (2013). Using diatom indices for water quality assessment in a subtropical river, China. *Environmental science and pollution research*, 20, 4164-4175.

Tan, X., Zhang, Q., Burford, M. A., Sheldon, F., & Bunn, S. E. (2017). Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in microbiology*, 601.

## Références bibliographiques

---

- Tang, T., Tang, T., Tan, L., Gu, Y., Jiang, W., & Cai, Q. (2017). Identifying community thresholds for lotic benthic diatoms in response to human disturbance. *Scientific Reports*, 7(1), 4134.
- Tapolczai, K., Bouchez, A., Stenger-Kovács, C., Padisák, J., & Rimet, F. (2016). Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. *Hydrobiologia*, 776, 1-17.
- Taş, B., Tepe, Y., Ustaoglu, F., & Alptekin, S. (2019). Benthic algal diversity and water quality evaluation by biological approach of Turnasuyu Creek, NE Turkey. *Desalination and water treatment*, 155, 402-415.
- Taukulis, F. E., & John, J. (2009). Development of a diatom-based transfer function for lakes and streams severely impacted by secondary salinity in the south-west region of Western Australia. *Hydrobiologia*, 626, 129-143.
- Taylor, D., Dalton, C., Leira, M., Jordan, P., Chen, G., León-Vintró, L., ... & Nolan, T. (2006). Recent histories of six productive lakes in the Irish Ecoregion based on multiproxy palaeolimnological evidence. *Hydrobiologia*, 571, 237-259.
- Taylor, J. C., Prygiel, J., Vosloo, A., de la Rey, P. A., & van Rensburg, L. (2007). Can diatom-based pollution indices be used for biomonitoring in South Africa? A case study of the Crocodile West and Marico water management area. *Hydrobiologia*, 592, 455-464.
- Tekwani, N., Majdi, N., Mialet, B., Tornès, E., Urrea-Clos, G., Buffan-Dubau, E., ... & Tackx, M. (2013). Contribution of epilithic diatoms to benthic-pelagic coupling in a temperate river. *Aquatic Microbial Ecology*, 69(1), 47-57.
- Ter Braak, C. J. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167-1179.
- ter Braak, C. J., & van Dame, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178, 209-223.
- Ter Braak, C. J., & Verdonschot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57, 255-289.
- Tison, J., Giraudel, J. L., & Coste, M. (2008). Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: An application to diatom communities. *Ecological indicators*, 8(3), 285-291.

## Références bibliographiques

---

Tison, J., Park, Y. S., Coste, M., Wasson, J. G., Ector, L., Rimet, F., & Delmas, F. (2005). Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: a study on the French hydrosystem scale. *Water research*, 39(14), 3177-3188.

Titi Benrabah, S., Kherici Bousnoubra, H., Kherici, N., & Cote, M. (2013). Assessment and management of water resources in Northeastern Algeria: case of watersheds Kebir West Safsaf and Guebli rivers, Skikda. *Applied Water Science*, 3, 351-357.

Tolotti, R., Consani, S., Carbone, C., Vagge, G., Capello, M., & Cutroneo, L. (2018). Benthic diatom community response to metal contamination from an abandoned Cu mine: Case study of the Gromolo Torrent (Italy). *Journal of Environmental Sciences*, 75, 233-246.

Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R., & Sabater, S. (2007). Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 43, No. 1, pp. 1-11). EDP Sciences.

Tornés, E., Mor, J. R., Mandaric, L., & Sabater, S. (2018). Diatom responses to sewage inputs and hydrological alteration in Mediterranean streams. *Environmental Pollution*, 238, 369-378.

Torrise, M., & Dell'Uomo, A. (2006). Biological monitoring of some Apennine rivers (central Italy) using the diatom-based eutrophication/pollution index (EPI-D) compared to other European diatom indices. *Diatom Research*, 21(1), 159-174.

Torrise, M., Rimet, F., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., & Ector, L. (2006). Bioindication par les diatomées épilithiques et epiphytes dans la rivière Sûre (Luxembourg). *Belgian Journal of Botany*, 39-48.

Toudjani, A. A., Celekli, A., Gümüç, E. Y., Kayhan, S., Lekesiz, H. Ö., & Cetin, T. (2017). A new diatom index to assess ecological quality of running waters: a case study of water bodies in western Anatolia. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 53, pp. 333-343). EDP Sciences.

## U

Uehlinger, U. R. S., Bührer, H., & Reichert, P. (1996). Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river: evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater Biology*, 36(2), 249-263.

### V

Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28, 117-133.

Velez-Agudelo, C., Espinosa, M. A., & Fayó, R. (2021). Diatom-based inference model for conductivity reconstructions in dryland river systems from north Patagonia, Argentina. *Aquatic Sciences*, 83, 1-17.

Verma, J., Nautiyal, P., & Srivastava, P. (2016). Diversity of diatoms in the rivers of Bundelkhand Plateau: a multivariate approach for floral patterns. *International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences*, 6(1), 66-77.

Vidal, T., Santos, M., Santos, J. I., Luís, A. T., Pereira, M. J., Abrantes, N., ... & Pereira, J. L. (2021). Testing the response of benthic diatom assemblages to common riverine contaminants. *Science of the Total Environment*, 755, 142534.

Vijaya, Sharma, S., & Batra, N. (2019, February). Comparative study of single linkage, complete linkage, and ward method of agglomerative clustering. In *2019 international conference on machine learning, big data, cloud and parallel computing (COMITCon)* (pp. 568-573). IEEE.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Rivers in crisis: Global water insecurity for humans and biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561.

### W

Wang, F., Franco-Penya, H. H., Kelleher, J. D., Pugh, J., & Ross, R. (2017). An analysis of the application of simplified silhouette to the evaluation of k-means clustering validity. In *Machine Learning and Data Mining in Pattern Recognition: 13th International Conference, MLDM 2017, New York, NY, USA, July 15-20, 2017, Proceedings 13* (pp. 291-305). Springer International Publishing.

Wang, J., Liu, Q., Zhao, X., Borthwick, A. G., Liu, Y., Chen, Q., & Ni, J. (2019). Molecular biogeography of planktonic and benthic diatoms in the Yangtze River. *Microbiome*, 7, 1-15.

Wang, P., Shen, H., & Xie, P. (2012). Can hydrodynamics change phosphorus strategies of diatoms?—nutrient levels and diatom blooms in lotic and lentic ecosystems. *Microbial ecology*, 63, 369-382.

## Références bibliographiques

---

Wang, Y. K., Stevenson, R. J., Roger Sweets, P., & DiFranco, J. (2006). Developing and testing diatom indicators for wetlands in the Casco Bay watershed, Maine, USA. *Advances in Algal Biology: A Commemoration of the Work of Rex Lowe*, 191-206.

Watanabe, T. (1990). Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. *Encyclopedia of environmental control technology*, 4, 251-281.

Waters, M. N., Smoak, J. M., & Saunders, C. J. (2013). Historic primary producer communities linked to water quality and hydrologic changes in the northern Everglades. *Journal of Paleolimnology*, 49, 67-81.

Weilhoefer, C. L., & Pan, Y. (2008). Using change-point analysis and weighted averaging approaches to explore the relationships between common benthic diatoms and in-stream environmental variables in mid-atlantic highlands streams, USA. *Hydrobiologia*, 614, 259-274.

Whitmore, T. J., & Riedinger-Whitmore, M. A. (2014). Topical advances and recent studies in paleolimnological research. *Journal of Limnology*, 73.

### X

Xue, H., Zheng, B., Meng, F., Wang, Y., Zhang, L., & Cheng, P. (2019). Assessment of aquatic ecosystem health of the Wutong River based on benthic diatoms. *Water*, 11(4), 727.

### Y

Yang, Q., Kang, Q., Huang, Q., Cui, Z., Bai, Y., & Wei, H. (2021, June). Linear correlation analysis of ammunition storage environment based on Pearson correlation analysis. In *Journal of physics: Conference series* (Vol. 1948, No. 1, p. 012064). IOP Publishing.

### Z

Zelinka, M., & Marvan, P. (1961). Zur Prazisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Arch Hydrobiol*, 57, 389-407.

Zgrundo, A., & Bogaczewicz-Adamczak, B. (2004). Applicability of diatom indices for monitoring water quality in coastal streams in the Gulf of Gdańsk region, northern Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 33(3), 31-46.

Zugic-Drakulic, N. (2006). *Use of diatom algae as biological indicators for assessing and monitoring water quality of the rivers in the Greater Toronto Area, Canada*.

## Références bibliographiques

---

Zurzolo, C., & Bowler, C. (2001). Exploring bioinorganic pattern formation in diatoms. A story of polarized trafficking. *Plant Physiology*, 127(4), 1339-1345.

### Sites internet:

- DiaThor - Calculate biotic indices using diatoms  
<https://limnolab.shinyapps.io/diathor-shiny/> consulté le 27/11/2023
- Historique météo <https://www.historique-meteo.net/afrique/algerie/skikda/>  
consulté le 15/12/2023
- Kappa as a Measure of Concordance in Categorical Sorting  
<http://vassarstats.net/kappa.html> consulté le 06/12/2023
- Omnidia 5.3 <https://slideplayer.fr/slide/1188342/> consulté le 27/11/2023
- Omnidia file  
[https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB\\_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing](https://docs.google.com/spreadsheets/d/1WyZ8km1BB_PQrCeRN8NCLcENx90Y91wGeVILOdKwMzU/edit?usp=sharing) consulté le 08/05/2024

# **Annexes**

**Annexe 1: Signification de p values pour le corrélogramme des différentes variables environnementales examinées**

Bassin Safsaf

	T	Cond	Cl <sup>-</sup>	OD	Vit	DCO	DBO <sub>5</sub>	Nt	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Altitude
T										
Cond	0,244									
Cl <sup>-</sup>	0,226	***0,0000004								
OD	0,169	0,471	0,886							
Vit	***0,00000002	0,428	0,346	*0,02						
DCO	0,584	0,622	0,676	**0,001	0,323					
DBO <sub>5</sub>	0,737	0,213	0,640	**0,004	0,327	*0,024				
Nt	0,582	0,441	0,573	0,625	0,324	0,272	0,979			
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,472	0,539	0,968	0,311	0,233	0,387	0,860	**0,001		
Altitude	0,978	0,492	0,506	**0,004	0,619	0,078	*0,05	0,327	0,131	

\*p≤ 0,05 corrélation significative, \*\*p≤0,01 bonne corrélation, \*\*\*p≤0,001 excellente corrélation

Bassin Kébir

	T	Cond	Cl <sup>-</sup>	OD	Vit	DCO	DBO <sub>5</sub>	Nt	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Altitude
T										
Cond	0,583									
Cl <sup>-</sup>	0,691	0,16								
OD	*0,01	0,097	0,154							
Vit	0,263	**0,0047	0,187	***0,00007						
DCO	0,573	0,059	0,986	0,240	0,451					
DBO <sub>5</sub>	0,086	0,472	***0,0008	*0,011	0,548	**0,007				
Nt	0,608	*0,011	0,068	0,092	0,190	0,180	**0,004			
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,558	0,766	***0,0002	0,879	*0,047	0,611	**0,002	**0,008		
Altitude	0,790	**0,0007	0,130	0,225	0,193	*0,012	**0,003	***0,0009	0,080	

\*p≤ 0,05 corrélation significative, \*\*p≤0,01 bonne corrélation, \*\*\*p≤0,001 excellente corrélation

Bassin Guebli

	T	Cond	Cl <sup>-</sup>	OD	Vit	DCO	DBO <sub>5</sub>	Nt	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Altitude
T										
Cond	**0,001									
Cl <sup>-</sup>	0,162	***0,0001								
OD	*0,010	**0,001	***0,0004							
Vit	0,605	*0,03	**0,002	*0,03						
DCO	0,896	0,388	*0,011	**0,005	0,106					
DBO <sub>5</sub>	0,493	0,552	0,173	0,249	0,997	***3,00E-07				
Nt	0,052	**0,002	***0,0002	***1,80E-12	*0,02	***0,0005	0,098			
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,591	**0,007	**0,003	**0,003	**0,002	0,073	0,658	***0,000009		
Altitude	0,923	*0,01	0,439	**0,008	0,187	0,412	0,315	**0,002	**0,002	

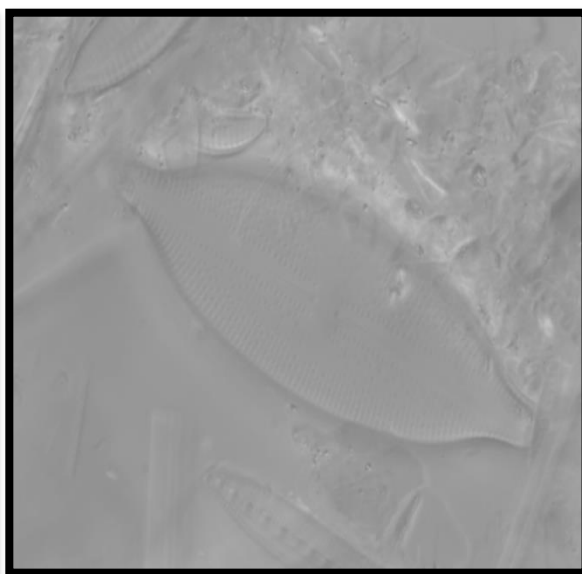
\*p≤ 0,05 corrélation significative, \*\*p≤0,01 bonne corrélation, \*\*\*p≤0,001 excellente corrélation

**Annexe 2: Photographies de quelques espèces de diatomées  
identifiées dans nos sites d'échantillonnage**

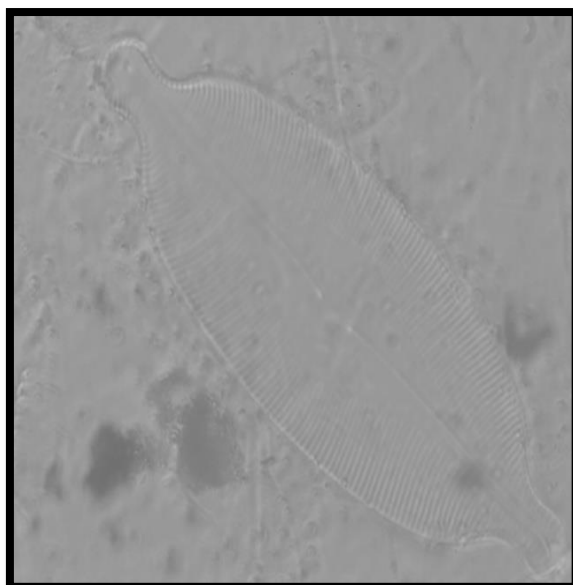
Photos personnelles prises par KADDECHE. H.



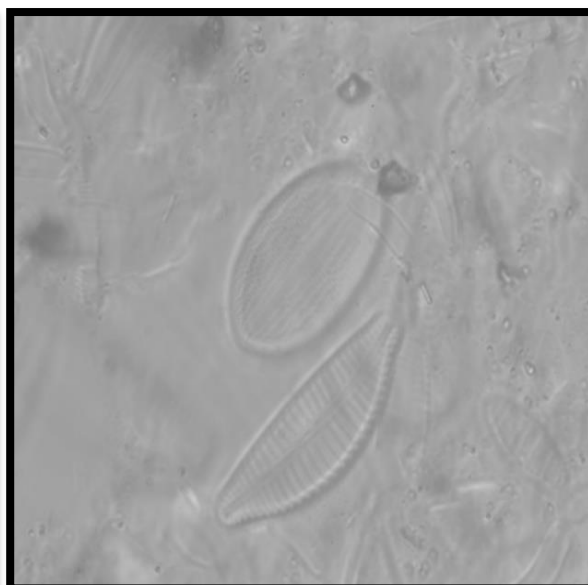
*Achnanthes exigua*



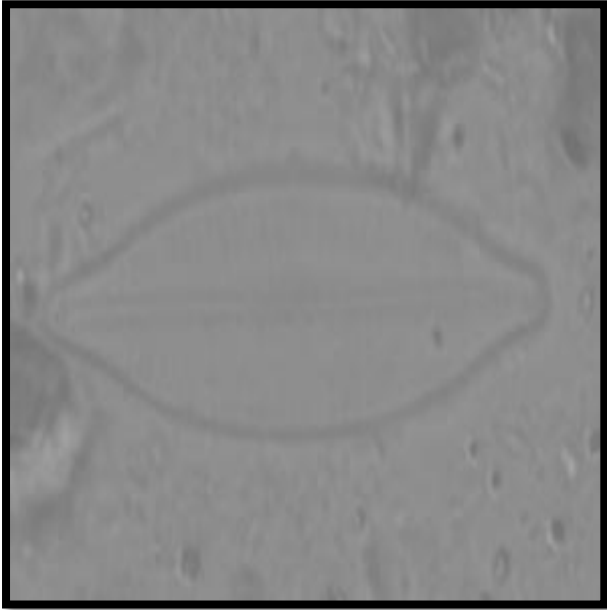
*Anomoeoneis sphaerophora*



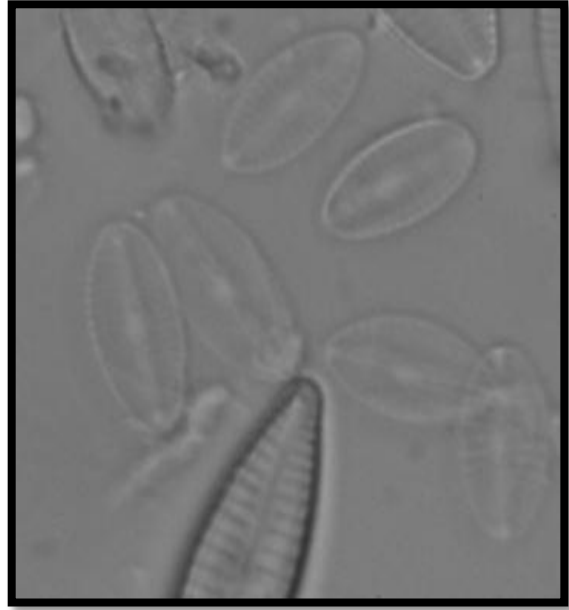
*Caloneis amphisbaena*



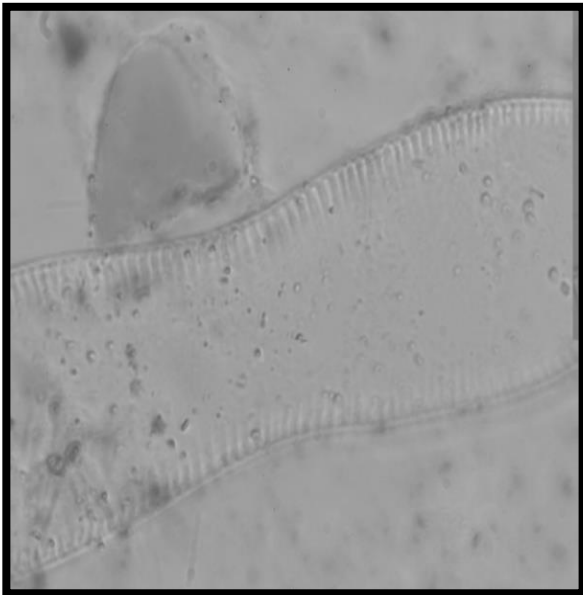
*Cocconeis euglibta*  
& *Cymbella sp.*



*Craticula accomoda*



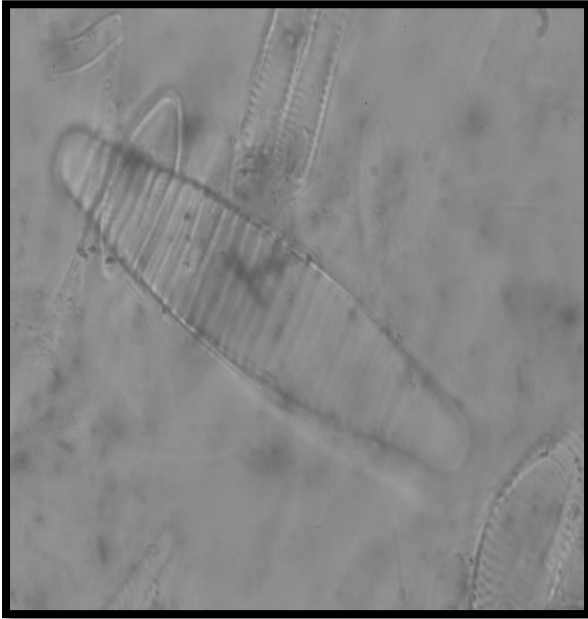
*Craticula (Eolimna) subminuscula*



*Cymatopleura solea*



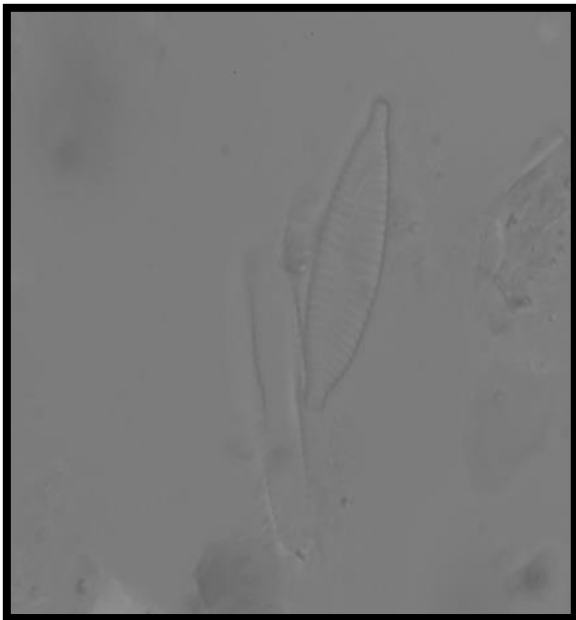
*Cymbella excisa*



*Diatoma bulgaris*



*Gomphonema gracile*



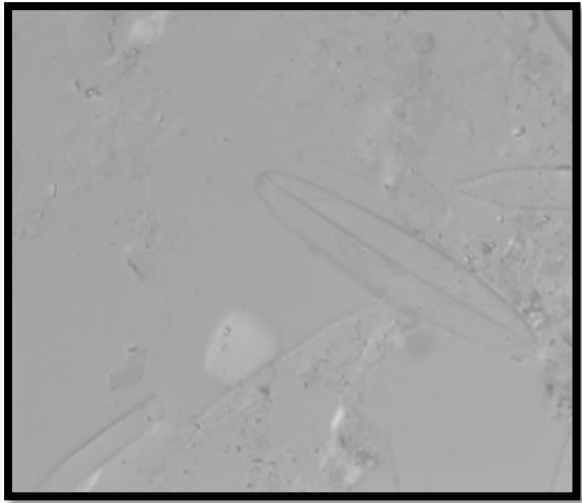
*Gomphonema parvulum*



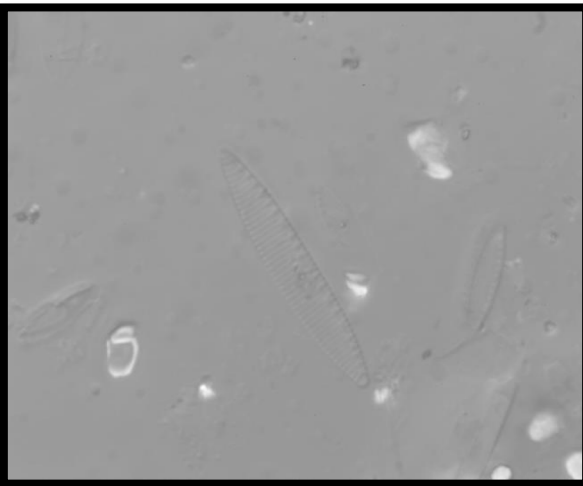
*Luticola goeppertiana*



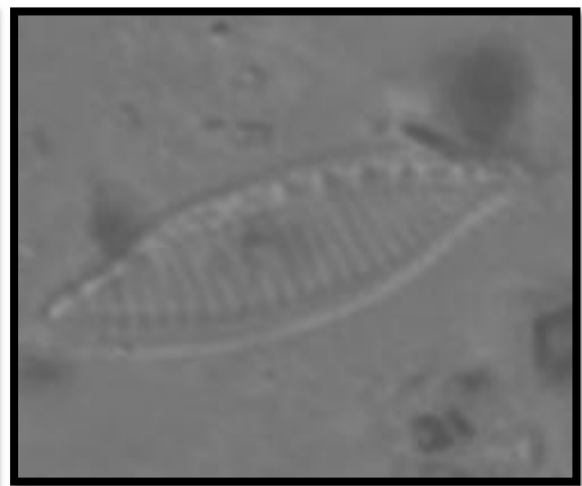
*Navicula cryptotenella*



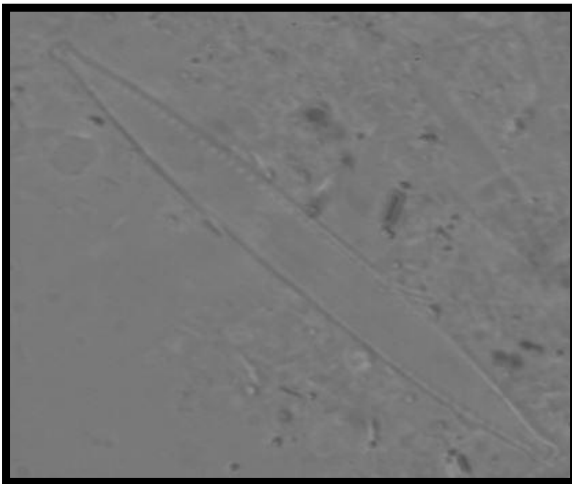
*Navicula simulata*



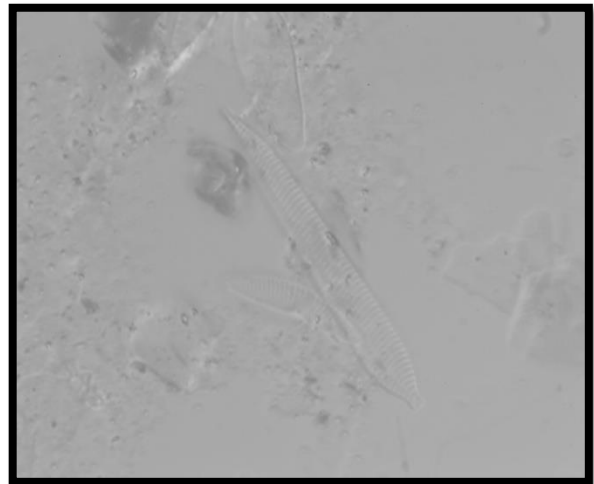
*Nitzschia amphibia*



*Nitzschia inconspicua*



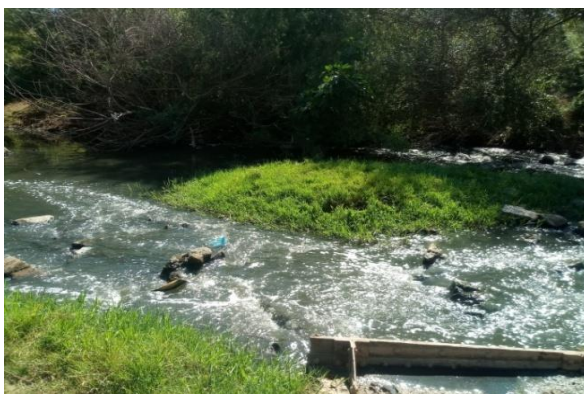
*Nitzschia palea*



*Tryblionella constricta*

**Annexe 3: Photographies de quelques cours d'eau étudiés**

**Bassin Safsaf**



**Oued Safsaf**



**Oued Zeramna**

**Bassin Kébir**



**Oued Kébir**



**Oued Emchekel**

**Bassin Guebli**



**Oued Guebli**



**Oued Bir recade**