

Popular Democratic Republic of Algeria  
Ministry Of High Education and Scientific Research  
Abbes Laghrou University, Khenchela  
Faculty of Natural and Life Sciences  
Department Of Ecology and Environment



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
جامعة عباس لغرور خنشلة  
كلية علوم الطبيعة والحياة  
قسم البيئة والمحيط

## MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master Académique

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Écologie et environnement

Spécialité : Écologie fondamentale et appliqué

## THÈME

***Contamination par les microplastiques des mollusques bivalves  
abritant le barrage de BABARE -KHENCHELA-***

### ***Présenté par:***

- BEN OTHMANE Imane

### ***Devant le jury :***

Président : Dr. BOULABEIZ Mahrez

Encadrant : Dr. ZIOUCH Omar Ramzi

Examineur : Dr. DAIFALLAH Tarek

MCA Université de Khenchela

MCA Université de Khenchela

MCA Université de Khenchela

Année universitaire : 2024/2025

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



## ***Remerciement***

*Tout d'abord, nous voudrions remercier ALAH TAALA pour sa grâce qu'il nous a accordée pendant notre étude et l'achèvement de ce message. Et que les bénédictions de Dieu soient sur celui après qui il n'y a pas de prophète, **Mohamed**, que les prières et la paix de Dieu soient sur lui, sa famille et ses compagnons.*

*Nous tenons à remercier sincèrement notre encadrant Monsieur **Dr. ZIOUCH Omar Ramzi**, pour sa confiance, ses observations, ses conseils, sa disponibilité et sa gentillesse qui n'ont ménagé aucun effort pour faire de cette recherche un succès.*

*Nous remercions tout particulièrement les membres du jury **Dr. BOULABEIZ Mahrez et Dr. DAIFALLAH Tarek** d'avoir accepté d'étudier ce modeste ouvrage. Encore un grand merci à l'Université Abbes Laghrour Khenchela, en particulier à tous les enseignants du Département de Écologie et Environnement.*

*Enfin, nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette mémoire.*





## *Dédicaces*

À ma chère mère, qui m'a entouré de son amour inconditionnel et a porté les fardeaux de la vie à ma place, je dédie ce modeste travail en signe de fidélité et de profonde gratitude.

À mon cher père, mon pilier et mon modèle, je prie ALLAH de te récompenser abondamment, de t'accorder santé et longue vie. Aucun mot ne saurait exprimer toute mon affection et ma reconnaissance envers vous deux.

À mes frères et sœurs bien-aimés, vous êtes ma chaleur et mon soutien. Je vous souhaite une réussite continue et une vie emplie de bonheur et de sérénité.

À tous ceux qui m'ont tendu la main et soutenu dans l'accomplissement de ce travail, qu'ALLAH vous protège, vous bénisse et vous comble de Ses bienfaits.

À mes collègues, hommes et femmes, je vous adresse mes vœux de santé et de prospérité, et vous remercie pour votre soutien constant.

À mes chers enfants aux besoins spécifiques, je vous envoie mes prières les plus sincères, espérant votre guérison, votre progrès et votre épanouissement.

Enfin, à mon honorable professeur, je vous exprime toute ma reconnaissance, mon respect et ma gratitude. Qu'ALLAH vous accorde santé et bénédiction dans votre savoir et vos efforts.

Je souhaite que ce modeste travail soit le témoignage sincère de ma gratitude, de mon affection profonde et de mon respect sincère. Je prie ALLAH de nous accorder à tous la santé, le bien-être et une longue vie.

IMANE

## المُلخَص

أصبح تلوث النظم البيئية المائية بالمواد البلاستيكية الدقيقة قضية بيئية رئيسية في الجزائر. يهدف هذا البحث إلى تقييم وجود وكمية ونمطية الجسيمات البلاستيكية الدقيقة في القناة الهضمية لنوع من ذوات الصدفتين في المياه العذبة (*Anodonta cygnea*) المجمعة من سد بابر، خنشلة (الجزائر) في أبريل 2025، وذلك لأول مرة. كشف تحليل 11 عينة عن تلوث واسع النطاق بالجسيمات البلاستيكية الدقيقة بمعدل حدوث بلغ 100%. تم تحديد إجمالي 146 جسيمة من الجسيمات البلاستيكية الدقيقة، تراوحت من 2 إلى 46 جسيمة لكل فرد بمتوسط  $13.27 \pm 12.49$  جسيمة لكل فرد. تهيمن الخيوط بشكل كبير على النمط المورفولوجي (94.5%) مقارنة بالشظايا (5.5%)، بينما لم تُلاحظ أي جسيمات من نوع الأعشبية. يُظهر التوزيع اللوني هيمنة اللون الأزرق (43.84%) والأسود (23.29%)، يليهما الأحمر (14.38%) والشفاف (11.64%). بشكل ملحوظ، تكشف الدراسة عن علاقة عكسية بين الطول الكلي والوزن الكلي ووزن القناة الهضمية لذوات الصدفتين ومستوى تلوثها. كانت العينات الأصغر حجماً هي الأكثر تلوثاً بالجسيمات البلاستيكية الدقيقة، والعكس صحيح. أشار تحليل الانحدار الخطي إلى أن كل سنتيمتر إضافي من الطول الكلي، وكل غرام إضافي من الوزن الكلي، وكل غرام إضافي من وزن القناة الهضمية كان مرتبطاً بانخفاض في الجسيمات المبتلعة بمقدار 1.605 و0.036 و0.410 على التوالي. هناك حاجة إلى مناظير بحثية جديدة أخرى تشمل العوامل البيولوجية والبيئية والإيكولوجية لفهم أفضل لآليات التلوث بالجسيمات البلاستيكية الدقيقة في الكائنات المائية.

**الكلمات المفتاحية:** الجسيمات البلاستيكية الدقيقة، سد بابر، الرخويات، ذوات الصدفتين، *Anodonta cygnea*.

## Résumé

La pollution des écosystèmes aquatiques par les microplastiques est devenue un enjeu environnemental majeur en Algérie. L'objectif de cette étude est d'évaluer, pour la première fois, la présence, la quantité et la typologie des MPs dans le tractus gastro-intestinal d'une espèce de bivalve d'eau douce (*Anodonta cygnea*) prélevées du barrage de Babar, Khenchela (Algérie) en Avril 2025. L'analyse de 11 spécimens révèle une contamination généralisée par les MPs avec un taux d'occurrence de 100%. Au total, 146 particules de MPs ont été identifiées, variant de 2 à 46 MPs par individu avec une moyenne de  $13,27 \pm 12,49$  particules par individu. Les filaments dominent largement la typologie morphologique (94,5%) comparativement aux fragments (5,5%), tandis qu'aucune particule de type film n'a été observée. La distribution chromatique montre une prédominance du bleu (43,84%) et du noir (23,29%), suivis du rouge (14,38%) et du transparent (11,64%). Remarquablement, l'étude révèle une relation inverse entre la longueur totale, le poids total, le poids du TGI des bivalves et leur niveau de contamination. Les spécimens les plus petits étaient les plus contaminés par les MPs, et vice versa. L'analyse de régression linéaire a indiqué que chaque centimètre supplémentaire de la longueur totale, chaque gramme supplémentaire du poids total et chaque gramme supplémentaire du poids du tractus gastro-intestinal étaient associés à une réduction des particules ingérées de 1,605, de 0,036 et de 0,410, respectivement. D'autres nouvelles perspectives de recherche incluant les facteurs biologiques, écologiques et environnementaux, sont nécessaires pour une meilleure compréhension des mécanismes de contamination par les MPs chez les organismes aquatiques.

**Mots clés:** Microplastiques, Barrage de Babar, Mollusques, Bivalves, *Anodonta cygnea*.

## **Abstract**

Aquatic ecosystem pollution by microplastics has become a major environmental issue in Algeria. The objective of this study is to evaluate, for the first time, the presence, quantity, and typology of MPs in the gastrointestinal tract of a freshwater bivalve species (*Anodonta cygnea*) collected from Babar Dam, Khenchela (Algeria) in April 2025. Analysis of 11 specimens reveals widespread contamination by MPs with an occurrence rate of 100%. A total of 146 MP particles were identified, ranging from 2 to 46 MPs per individual with an average of  $13.27 \pm 12.49$  particles per individual. Filaments largely dominate the morphological typology (94.5%) compared to fragments (5.5%), while no film-type particles were observed. The chromatic distribution shows a predominance of blue (43.84%) and black (23.29%), followed by red (14.38%) and transparent (11.64%). Remarkably, the study reveals an inverse relationship between total length, total weight, GIT weight of bivalves and their contamination level. The smallest specimens were the most contaminated by MPs, and vice versa. Linear regression analysis indicated that each additional centimeter of total length, each additional gram of total weight, and each additional gram of gastrointestinal tract weight were associated with a reduction in ingested particles of 1.605, 0.036, and 0.410, respectively. Further new research perspectives including biological, ecological, and environmental factors are necessary for a better understanding of MP contamination mechanisms in aquatic organisms.

**Keywords:** Microplastics, Babar Dam, Mollusks, Bivalves, *Anodonta cygnea*.

## Sommaire

### Résumé

### Liste des figures

### Liste des tableaux

### Liste des abréviations

### Introduction ..... 1

### Chapitre I : Synthèse Bibliographique

#### I.1 Les microplastiques ..... 3

##### I.1.1 Définition et typologie des plastiques ..... 3

##### I.1.2 Classification des plastiques ..... 3

##### I.1.3 Origine et sources des microplastiques ..... 6

###### I.1.3.1 Microplastiques primaires ..... 6

###### I.1.3.2 Microplastiques secondaires ..... 7

##### I.1.4 Cycle de vie des plastiques ..... 9

##### I.1.5 Impacts environnementaux et biologiques ..... 11

###### I.1.5.1 Toxicité pour les écosystèmes aquatiques ..... 11

###### I.1.5.2 Effets sur la santé humaine ..... 12

###### I.1.5.3 Conséquences socio-économiques ..... 13

#### I.2 Les mollusques bivalves ..... 15

##### I.2.1 Caractéristiques biologiques et écologiques ..... 15

###### I.2.1.1 Classification taxonomique ..... 15

###### I.2.1.2 Adaptations physiologiques ..... 15

###### I.2.1.3 Rôle dans l'écosystème aquatique ..... 16

###### I.2.1.3.1 Services écosystémiques ..... 16

###### I.2.1.3.2 Support de biodiversité ..... 17

###### I.2.1.4 Sensibilité à la pollution plastique ..... 17

###### I.2.1.4.1 Mécanismes d'exposition ..... 17

###### I.2.1.4.2 Impacts écologiques ..... 18

### Chapitre II : Matériels et Méthodes

#### II.1 Présentation de la zone d'étude ..... 19

##### II.1.1 Cadre géographique et hydrologique de la région de Babar ..... 19

###### II.1.1.1 Localisation géographique ..... 19

###### II.1.1.2 Présentation du barrage de Babar ..... 20

###### II.1.1.3 Démographie et caractéristiques socio-économiques ..... 21

###### II.1.1.3.1 Profil démographique ..... 21

###### II.1.1.3.2 Caractéristiques techniques du barrage ..... 21

###### II.1.1.4 Activités économiques dominantes ..... 21

###### II.1.1.5 Conditions climatiques ..... 22

###### II.1.1.5.1 Caractéristiques climatiques générales ..... 22

###### II.1.1.5.2 Impacts du climat sur les ressources en eaux ..... 22

###### II.1.1.6 Pressions anthropiques et pollution ..... 22

###### II.1.1.6.1 Sources de pollution ..... 22

###### II.1.1.6.2 Conséquences environnementales ..... 22

II.1.1.6.3 Vulnérabilité écologique et recommandations .....	22
II.2 Échantillonnage et mensuration des bivalves .....	23
II.2.1 Échantillonnage.....	23
II.2.1.1 Caractéristiques de l'espèce Anodonta cygnea.....	23
II.2.2 Étude biométrique .....	24
II.2.2.1 La taille .....	24
II.2.2.2 Le poids.....	24
II.2.3 Préparation de solution .....	25
II.2.4 Filtration.....	25
II.2.5 Identification des microplastiques .....	26
<b>Chapitre III : Résultats et discussion</b>	
III.1 Résultats.....	27
III.1.1 Les paramètres biologiques .....	27
III.1.2 Occurrence et distribution des MPs au sein des bivalves .....	27
III.1.2.1 Occurrence des MPs au sein des bivalves .....	27
III.1.2.2 Fréquence des microplastiques détectés dans les TGI des bivalves .....	28
III.1.3 Distribution des microplastiques selon leurs formes .....	28
III.1.4 Distribution des MPs ingérés selon leurs tailles .....	29
III.1.5 Distribution des microplastiques selon leurs couleurs.....	29
III.1.6 Distribution des MPs ingérés selon la longueur des bivalves.....	30
III.1.7 Distribution des MPs ingérés selon le poids des bivalves .....	31
III.1.8 Densité des MP dans le tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés .....	31
III.2 Discussion.....	32
<b>Conclusion .....</b>	<b>35</b>
<b>Référence .....</b>	<b>36</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1:</b> Classification des plastiques par origine et composition. ....	5
<b>Figure 2:</b> Les microplastiques au microscope. ....	9
<b>Figure 3:</b> Cycle de vie du plastique. ....	11
<b>Figure 4:</b> Les mollusques bivalves. ....	15
<b>Figure 5:</b> Localisation géographique ....	19
<b>Figure 6:</b> Image satellite du barrage de Babar. ....	20
<b>Figure 7:</b> Morphologie externe de l'Anodonte des étangs <i>Anodonta cygnea</i> . ....	23
<b>Figure 8:</b> Préparation des échantillons pour l'étude biométrique. ....	24
<b>Figure 9:</b> Détermination des différentes tailles (cm). ....	24
<b>Figure 10:</b> Détermination des différents poids (g). ....	24
<b>Figure 11:</b> Dégradation de la matière organique par la solution H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 15%. ....	25
<b>Figure 12:</b> Préparation de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 15% par la dilution de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 30%. ....	25
<b>Figure 13:</b> La filtration des échantillons. ....	26
<b>Figure 14:</b> Identification de débris de plastique sous stéréomicroscope. ....	26
<b>Figure 15:</b> Distribution des MPs selon leurs formes ....	28
<b>Figure 16:</b> Distribution des MPs selon leurs tailles. ....	29
<b>Figure 17:</b> Distribution des MPs selon leurs couleurs. ....	29
<b>Figure 18:</b> Exemples de débris de plastiques de types, de formes, de tailles et de couleurs différentes visualisés dans les tubes digestifs des espèces de bivalves étudiées. ....	30
<b>Figure 19:</b> Distribution des MPs selon la longueur des bivalves ....	30
<b>Figure 20:</b> Distribution des MPs selon le poids des bivalves. ....	31
<b>Figure 21:</b> La densité des MPs (MP/g) en fonction du poids du tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés. ....	32

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1:</b> Classification des plastiques par composition.....	4
<b>Tableau 2:</b> Données techniques essentielles (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques.....	21
<b>Tableau 3:</b> Résumé statistique des paramètres biologiques des spécimens d'Anodonta cygnea abritant le barrage de Babar. ....	27
<b>Tableau 4:</b> Nombre et pourcentages des individus contaminés par les MPs.....	28
<b>Tableau 5:</b> Fréquence des MPs ingérés par les spécimens de bivalves étudiées.....	28

### Liste des abréviations

Abréviation	Signification en FR	Signification en EN
<b>MPs</b>	Microplastiques	Microplastics
<b>TGI</b>	Tractus Gastro-Intestinal	Gastrointestinal Tract
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></b>	Peroxyde d'hydrogène	Hydrogen Peroxide
<b>UV</b>	Ultraviolet	Ultraviolet
<b>PET</b>	Polyéthylène téréphtalate	Polyethylene Terephthalate
<b>PVC</b>	Polychlorure de vinyle	Polyvinyl Chloride
<b>BPA</b>	Bisphénol A	Bisphenol A
<b>POP</b>	Polluants Organiques Persistants	Persistent Organic Pollutants
<b>PCB</b>	Polychlorobiphényles	Polychlorinated Biphenyls
<b>HAP</b>	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
<b>DDT</b>	Dichlorodiphényltrichloroéthane	Dichlorodiphenyltrichloroethane
<b>FTIR</b>	Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier	Fourier-Transform Infrared Spectroscopy
<b>µm</b>	Micromètre	Micrometer
<b>mm</b>	Millimètre	Millimeter
<b>g</b>	Gramme	Gram
<b>cm</b>	Centimètre	Centimeter
<b>ppm</b>	Partie Par Million	Parts Per Million

# *Introduction*

### Introduction

La croissance rapide de la population humaine a entraîné de nombreux défis environnementaux, notamment une prévalence croissante de la pollution. Parmi les différents types de pollution, les débris plastiques constituent une menace importante pour les écosystèmes et le bien-être humain. Avec une production mondiale atteignant 367 millions de tonnes en 2020 ([Plastics Europe, 2021](#)), la pollution plastique est devenue une crise environnementale majeure. Parmi les formes les plus préoccupantes de cette pollution figurent les microplastiques (MP), définis comme des particules plastiques de moins de 5 mm ([Thompson et al., 2004](#)).

Les MPs pénètrent dans les écosystèmes d'eau douce par diverses voies, notamment la fragmentation des macro-déchets plastiques, les microbilles issues des produits cosmétiques et les fibres synthétiques provenant des eaux de lavage ([Browne et al., 2011](#)). Les bassins versants urbanisés présentent des concentrations particulièrement élevées en MP en raison du ruissellement des eaux pluviales et de la filtration inefficace dans les stations d'épuration ([Murphy et al., 2016](#)).

Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement vulnérables à cette pollution. Les MPs ont été détectés dans des environnements variés, allant des océans profonds aux lacs de montagne ([Free et al., 2014](#)). Les eaux douces, bien que moins étudiées que les milieux marins, jouent un rôle crucial en tant que corridors de transport des MPs vers les océans ([Eerkes-Medrano et al., 2015](#)). Par exemple, une étude récente a révélé des concentrations allant jusqu'à 4000 particules/m<sup>3</sup> dans certains fleuves européens ([Lebreton et al., 2017](#)).

La persistance des MPs dans les milieux aquatiques soulève des inquiétudes quant à leur biodisponibilité pour les organismes aquatiques, en particulier les espèces filtreuses comme les bivalves. Leur petite taille et leur flottabilité augmentent la probabilité qu'ils soient confondus avec de la nourriture par les bivalves, ce qui peut entraîner une bioaccumulation et un transfert trophique ([Farrell and Nelson, 2013](#)). Ces MPs peuvent être ingérés directement par les organismes filtreurs ou indirectement via les sédiments et les biofilms contaminés ([Scherer et al., 2018](#)). Leur persistance dans l'environnement et leur capacité à absorber des polluants organiques en font aussi une menace sérieuse pour la biodiversité et la santé humaine ([Rochman et al., 2013](#)).

Les mollusques bivalves, tels que les moules et les huîtres, sont des bioindicateurs idéaux pour évaluer cette pollution en raison de leur mode d'alimentation par filtration ([Van Cauwenberghe and Janssen, 2014](#)). Ces organismes ingèrent des MPs qui s'accumulent dans

leurs tissus, entraînant des effets néfastes sur leur croissance, leur reproduction et leur survie (Gardon et al., 2022). Par exemple, une étude sur *Mytilus edulis* a montré que l'exposition aux MPs réduisait leur capacité de filtration de 50% (Browne et al., 2008). Cependant, les recherches sur les bivalves d'eau douce restent limitées, malgré leur importance écologique. Des études préliminaires indiquent que des espèces comme *Dreissena polymorpha* ingèrent des MPs en milieu naturel et en conditions expérimentales (Wagner et al., 2014). L'ampleur de l'ingestion dépend de la taille des particules, du type de polymère et des concentrations environnementales en MPs (Su et al., 2018). De plus, la capacité des MP à agir comme vecteurs de polluants hydrophobes (métaux lourds, polluants organiques persistants) ajoute une autre dimension à leur impact (Brennecke et al., 2016). D'autre part, les bivalves étant souvent consommés par les humains, ils constituent un vecteur potentiel de transfert de MPs dans la chaîne alimentaire, posant des risques sanitaires encore mal compris (Smith et al., 2018).

L'Algérie, comme pour de nombreux pays de l'Afrique, a montré un intérêt limité pour la pollution causée par les déchets plastiques. Outre les recherches qui ont fourni les premières indications sur la présence et l'identification des MPs dans les sédiments de diverses plages de la côte algérienne (Taïbi et al., 2021; Mankou-Haddadi et al., 2021; Tata et al., 2021), La recherche de Djekoune et al. (2024) est la première à examiner la quantité et les types de MPs consommés par certaines espèces de poissons et de bivalves habitant dans le golfe d'Annaba. À l'heure actuelle, les recherches sur les MPs dans les espèces de bivalves d'eau douce en Algérie font toujours défaut et sont considérées comme une lacune significative dans les informations méditerranéennes. Par conséquent, l'objectif de la présente étude est d'étendre les analyses des MPs aux bivalves d'eau douce en évaluant, pour la première fois, la présence, la quantité et la typologie des MPs dans le tube digestif d'une espèce de bivalve (*Anodonta cygnea*) prélevées du barrage de Babar, Khenchela.

Ce mémoire est composé de trois chapitres dont le premier qui correspond à une étude bibliographique sur les MPs, leur type, leur gestion et cycle de vie; mais aussi, de la pollution par les MPs, les principales sources, les mécanismes de transports et leurs impacts sur le biote. Le second chapitre de ce mémoire est consacré à la présentation de la zone d'étude (Barrage de Babar) et aux méthodes d'échantillonnage et mensuration des bivalves et les techniques d'identification et de caractérisation des MPs. Le troisième chapitre interprète et discute les résultats expérimentaux obtenus. En fin le mémoire s'achève par une conclusion.

# *Chapitre 1 : Synthèse Bibliographique*

### Chapitre I : Synthèse Bibliographique

#### I.1 Les microplastiques

##### I.1.1 Définition et typologie des plastiques

Les plastiques constituent une famille remarquable de polymères synthétiques issus majoritairement de l'industrie pétrochimique. Ces matériaux se distinguent par leurs caractéristiques exceptionnelles : légèreté notable, résistance remarquable aux agressions chimiques et durabilité environnementale sans précédent ([PlasticsEurope, 2019](#)).

L'architecture moléculaire de ces composés, formée par l'enchaînement complexe de monomères répétitifs – comme l'illustrent parfaitement l'éthylène pour le polyéthylène ou le propylène pour le polypropylène – leur confère une stabilité structurelle impressionnante et une résistance extraordinaire face aux processus de dégradation naturels. Cette double propriété explique à la fois leur omniprésence dans notre quotidien industrialisé et leur persistance problématique dans nos écosystèmes ([Galloway and Lewis, 2017](#)).

Au niveau fondamental, la composition chimique des matériaux plastiques repose sur un réseau sophistiqué de liaisons covalentes particulièrement robustes. Ces liaisons s'établissent entre différents atomes – principalement carbone, hydrogène, oxygène, azote, et parfois d'autres éléments selon les formulations spécifiques – pour former des macromolécules dont la masse moléculaire varie considérablement, s'étendant de quelques milliers à plusieurs millions de daltons ([Rillig et al., 2017](#)).

Cette architecture moléculaire complexe détermine l'ensemble des propriétés mécaniques essentielles de ces matériaux, notamment leur élasticité variable, leur ductilité modulable ou leur rigidité ajustable, propriétés directement liées à la nature précise des monomères constitutifs et à leur configuration spatiale tridimensionnelle ([Andrady, 2017](#)).

##### I.1.2 Classification des plastiques

###### A. Par origine

Microplastiques primaires: Ces particules sont délibérément conçues et manufacturées sous forme microscopique pour répondre à des applications industrielles ciblées. On les retrouve notamment sous forme de microbilles dans les produits cosmétiques, d'agents de polissage industriels ou encore de granulés (pellets) servant de matière première dans l'industrie de transformation ; Ces microplastiques présentent systématiquement des dimensions inférieures au seuil critique de 5 mm, dimension maximale communément acceptée dans la littérature scientifique pour cette catégorie ([Boucher and Friot, 2017](#)).

Microplastiques secondaires: Contrairement aux précédents, ils résultent d'un processus progressif et complexe de fragmentation des macroplastiques (dimensions supérieures à 5 mm) sous l'influence combinée de multiples facteurs environnementaux. Parmi ces facteurs, les rayonnements ultraviolets, les phénomènes d'abrasion mécanique, l'érosion hydrique et les cycles de variations thermiques jouent un rôle prépondérant (Schwarz et al., 2019). Il convient de noter que ce processus de dégradation s'accélère significativement en milieu aquatique, catalysé par l'action biologique des microorganismes qui colonisent progressivement la surface des plastiques, formant ce que les spécialistes nomment désormais la "plastisphère" véritable écosystème microbien adapté (Zettler et al., 2013).

### B. Par composition

*Tableau 1:* Classification des plastiques par composition.

Type	Densité	Applications principales	Dangers environnementaux spécifiques
PET (Polyéthylène téréphthalate)	1,37	Bouteilles, fibres textiles, emballages alimentaires	Persistance environnementale estimée jusqu'à 450 ans, libération progressive d'antimoine dans les milieux aquatiques (Eriksen et al., 2015)
PVC (Polychlorure de vinyle)	1,38	Tuyauterie, emballages industriels, revêtements de sol, cadres de fenêtres	Libération de composés toxiques comme les dioxines et divers phtalates lors de la dégradation (PlasticsEurope, 2016)
PEBD (Polyéthylène basse densité)	0,91-0,93	Sacs plastiques, films alimentaires, récipients souples	Ingestion fréquente par la faune marine et terrestre, capacité préoccupante à adsorber et transporter des polluants organiques persistants (Barboza et al., 2020)
PEHD (Polyéthylène haute densité)	0,94-0,97	Bouteilles rigides, jouets, tuyaux d'adduction	Fragmentation extrêmement persistante, accumulation documentée dans les gyres océaniques (Jambeck et al., 2015)
PP (Polypropylène)	0,90-0,91	Emballages alimentaires, pièces automobiles, textiles techniques	Dégradation particulièrement lente, toxicité potentielle des additifs incorporés lors de la fabrication (Koelmans et al., 2016)
PS (Polystyrène)	1,04-1,09	Emballages de protection, isolation thermique, articles à usage unique	Libération de monomères de styrène potentiellement neurotoxiques, fragmentation accélérée en microparticules (Wang et al., 2018)








SIGLE	NOM	UTILISATIONS	SÛR ?
 <b>PET</b>	<b>Polyéthylène Terephthalate (PET)</b>	Bouteilles d'eau, de boissons gazeuses, de jus de fruits, d'huile de cuisine... (transparent). Emballages jetables de toutes sortes, Sac de cuisson, barquette alimentaire, emballages de cosmétiques	<b>Pas sûr</b> Plusieurs études montrent le relargage de perturbateurs endocriniens dont le trioxyde d'antimoine
 <b>PEHD</b>	<b>Polyéthylène haute densité ou High Density Polyethylene (HDPE)</b>	Souvent utilisé pour les bouteilles de détergents, de jus de fruits, de lait (opaque), bouchons vissés, flacons pour cosmétiques, gels douches	<b>Sûr</b> d'après l'Institut national d'information en santé environnementale (Canada) et le Réseau environnement santé (France)
 <b>PVC</b>	<b>Polychlorure de vinyle (PVC)</b>	Peu utilisé dans les emballages alimentaires si ce n'est pour emballer le fromage et la viande. Surtout utilisé dans la fabrication de jouets, de tuyaux en plastique, de rideaux de douche	<b>Pas sûr.</b> Le PVC relargue des phtalates lorsqu'il est chauffé ou stocké en contact de corps gras. Les phtalates sont des perturbateurs endocriniens
 <b>PEBD</b>	<b>Polyéthylène basse densité ou Low Density Polyethylene (LDPE).</b>	Sacs congélation, sacs poubelles, poches zipées alimentaires, films alimentaires, barquettes	<b>Sûr</b> d'après l'Institut national d'information en santé environnementale (Canada) et le Réseau environnement santé (France)
 <b>PP</b>	<b>Polypropylène (PP)</b>	Certaines tasses pour enfant, certaines gourdes souples réutilisables pour sportifs, récipients alimentaires réutilisables. Pots de yaourt, de margarine, de beurre, planches à découper en plastique	<b>Sûr</b> d'après l'Institut national d'information en santé environnementale (Canada) et le Réseau environnement santé (France)
 <b>PS</b>	<b>Polystyrène (PS)</b>	Barquettes alimentaires à emporter, barquettes de viandes et poisson, gobelets, couverts et verres en plastique jetables, pots de yaourts. Sous forme expansée, sert à l'emballage et à l'isolation.	<b>Pas sûr</b> Le polystyrène relargue du styrène, suspecté d'être cancérigène
 <b>Autre</b>	<b>Autres</b>	Cette catégorie comprend tous les types de plastique qui ne sont pas inclus dans les autres. Notamment le polycarbonate (PC) compose les biberons, les résines internes des boîtes de conserve, les bombonnes d'eau, les récipients pour micro-ondes mais aussi le petit électroménager	<b>Pas sûr</b> Le PC contient du bisphénol A qui est un perturbateur endocrinien

Figure 1: Classification des plastiques par origine et composition.

### C. Évolution historique

- **1869** : Innovation majeure avec l'invention du celluloïd par John Wesley Hyatt, considéré comme le premier plastique semi-synthétique, ouvrant une nouvelle ère technologique ;
- **1907** : Avancée décisive avec la création de la bakélite par Leo Baekeland, marquant l'apparition du premier plastique entièrement synthétique commercialisé à grande échelle ;

- **Années 1930-1940** : Période d'innovation intense avec le développement successif de polymères révolutionnaires comme le nylon, le polyéthylène et le PVC, élargissant considérablement le champ des applications industrielles ;
- **Années 1950** : Industrialisation massive et démocratisation des plastiques pétrochimiques, transformant radicalement les modes de production et de consommation à l'échelle mondiale ;
- **Années 1970** : Émergence des premières préoccupations environnementales avec la publication des premiers rapports scientifiques documentant la pollution plastique marine, marquant le début d'une prise de conscience écologique (Carpenter and Smith, 1972).
- **Années 1990** : Avancée significative dans la compréhension du problème avec l'identification formelle des microplastiques comme polluants émergents préoccupants, ouvrant un nouveau champ de recherche (Thompson et al., 2004).
- **Années 2000** : Confirmation scientifique des impacts écotoxicologiques des microplastiques à travers de multiples études expérimentales sur différents organismes marins et d'eau douce ;
- **Années 2010** : Intensification de la recherche sur les nanoplastiques et mise en place progressive d'une législation restrictive dans plusieurs pays industrialisés, notamment concernant les microbilles dans les cosmétiques ;
- **Années 2020** : Production mondiale atteignant des niveaux records, avec des projections alarmantes indiquant une augmentation probable de 40% d'ici 2030, malgré la sensibilisation croissante aux problématiques environnementales (PlasticsEurope, 2019).

### I.1.3 Origine et sources des microplastiques

#### I.1.3.1 Microplastiques primaires

Les microplastiques primaires sont directement introduits dans l'environnement sous leur forme microscopique initiale, sans subir de processus de fragmentation préalable. Selon les estimations scientifiques actuelles, ils représenteraient entre 15% et 31% de la pollution microplastique totale recensée dans les écosystèmes marins (Boucher and Friot, 2017).

#### A. Industrie cosmétique

L'analyse détaillée des formulations cosmétiques modernes révèle qu'un simple produit exfoliant peut contenir jusqu'à 360 000 microbilles par application individuelle (Boucher & Friot, 2017). Ces particules, composées majoritairement de polyéthylène, de

polypropylène ou de nylon selon les applications spécifiques, présentent généralement des dimensions comprises entre 10 et 500  $\mu\text{m}$  – soit des tailles inférieures à l'épaisseur d'un cheveu humain. Les études sur l'efficacité des systèmes de traitement des eaux usées démontrent qu'environ 95% des stations d'épuration conventionnelles ne disposent pas des technologies de filtration nécessaires pour retenir efficacement ces particules microscopiques, qui traversent donc les installations et atteignent inévitablement les milieux aquatiques récepteurs (Schwarz et al., 2019). À l'échelle planétaire, la contribution annuelle de l'industrie cosmétique à cette pollution spécifique est estimée entre 35 000 et 50 000 tonnes (Gouin et al., 2015).

### **B. Textiles synthétiques**

Des recherches approfondies ont établi qu'un simple cycle de lavage domestique d'un vêtement en polyester libère approximativement 700 000 fibres microplastiques dans les eaux usées, avec des variations significatives selon la nature précise du textile et les paramètres spécifiques du lavage, notamment la température et la vitesse d'essorage (Hossain et al., 2019). Ces fibres synthétiques constituent une proportion considérable, estimée à environ 35%, des microplastiques détectés et identifiés dans les écosystèmes océaniques (Garofalo et al., 2021). Les avancées technologiques récentes dans le domaine de la filtration intégrée aux équipements électroménagers démontrent qu'il serait possible de réduire significativement, de 65% à 90% selon les dispositifs, la libération de ces fibres dans l'environnement (De Falco et al., 2019).

### **C. Granulés industriels (pellets)**

Largement utilisés comme matière première dans l'industrie de transformation des plastiques, ces granulés cylindriques ou sphériques, généralement de dimensions comprises entre 2 et 5 mm, sont fréquemment perdus lors des opérations de transport maritime, ferroviaire ou routier. Les évaluations quantitatives estiment que ces pertes représentent approximativement 230 000 tonnes annuelles déversées dans l'environnement marin mondial (UNEP, 2018). En Méditerranée particulièrement, des études de terrain ont révélé des concentrations alarmantes pouvant atteindre 1000 granulés par mètre carré sur certaines plages fortement impactées (Lots et al., 2017).

#### **I.1.3.2 Microplastiques secondaires**

Contrairement aux microplastiques primaires, les microplastiques secondaires proviennent exclusivement de la dégradation progressive et de la fragmentation des macroplastiques sous l'influence des conditions environnementales. Cette catégorie

représente la majorité, soit entre 69% et 85%, des microplastiques retrouvés dans les écosystèmes naturels (Andrady, 2011).

### A. Déchets terrestres

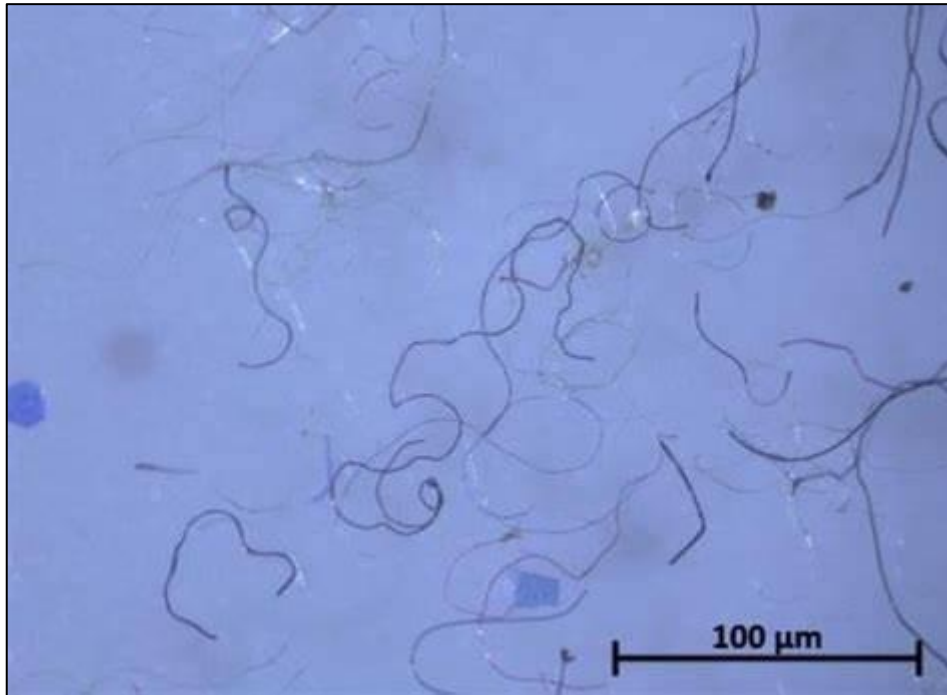
Les analyses de traçabilité des débris plastiques démontrent qu'environ 80% des plastiques retrouvés dans les environnements marins proviennent initialement de sources terrestres continentales (Eriksen et al., 2015). En Algérie spécifiquement, les études environnementales révèlent une situation préoccupante : approximativement 55% des déchets urbains échappent aux systèmes municipaux de collecte, finissant inexorablement leur parcours dans la mer Méditerranée après transit par les oueds et les systèmes d'évacuation des eaux pluviales (Djemaci, 2018). Les cartographies géoréférencées des décharges sauvages indiquent par ailleurs que 40% de ces sites non contrôlés sont localisés à moins de 10 kilomètres du littoral, aggravant considérablement les risques de transfert direct vers le milieu marin (Taïbi et al., 2021).

### B. Usure des pneus

Les particules issues de l'abrasion progressive des pneumatiques constituent une source majeure mais souvent négligée de microplastiques, représentant environ 30% du volume total des microplastiques recensés dans les écosystèmes océaniques (Schwarz et al., 2019). En Algérie, les estimations basées sur le kilométrage moyen parcouru et le parc automobile national indiquent qu'environ 1,2 kilogramme de ces particules sont générées annuellement par habitant, soit approximativement 30% de plus que la moyenne européenne, différence attribuable notamment à l'état des infrastructures routières et à l'âge moyen plus élevé du parc automobile (Taïbi et al., 2021). Des analyses sédimentaires ont récemment confirmé la présence significative de ces particules caractéristiques dans les sédiments accumulés au niveau des barrages hydrauliques du pays (Boukhemis et al., 2023).

### C. Dégradation des équipements de pêche

Les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés (filets, lignes, casiers) représentent une proportion significative, estimée à environ 10%, de l'ensemble des débris plastiques identifiés dans l'environnement marin (Macfadyen et al., 2009). Sur le littoral algérien spécifiquement, les évaluations réalisées auprès des communautés de pêcheurs et les campagnes de collecte indiquent qu'entre 500 et 700 tonnes d'équipements de pêche sont perdues annuellement dans les eaux territoriales, contribuant significativement à la pollution plastique marine et aux phénomènes de "pêche fantôme" (Mankou-Haddadi et al., 2021).



*Figure 2:* Les microplastiques au microscope.

### I.1.4 Cycle de vie des plastiques

Le cycle de vie des plastiques englobe l'ensemble des étapes, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à leur élimination ou recyclage, en passant par la production, la transformation, la distribution et l'utilisation. À chaque phase, des enjeux environnementaux spécifiques émergent, notamment en ce qui concerne la formation des microplastiques.

#### A. Production

La production des plastiques requiert près de **8 %** des réserves mondiales annuelles de pétrole, une proportion qui pourrait atteindre 20 % d'ici 2050 si les tendances actuelles persistent (PlasticsEurope, 2019). En tenant compte de l'énergie nécessaire à la fabrication, cette part s'élève à 14 % de la consommation mondiale d'hydrocarbures.

En Algérie, on compte **12 complexes pétrochimiques** générant 4,3 millions de tonnes de plastiques par an, soit une capacité de production doublée depuis 2010 (Djemaci, 2018). Le complexe de Skikda se distingue avec une production annuelle de 2,1 millions de tonnes de polymères variés.

L'empreinte carbone de la production primaire de plastiques est estimée à 1,8 tonne de CO<sub>2</sub> par tonne produite, ce qui contribue significativement aux émissions globales de gaz à effet de serre (Zheng & Suh, 2019).

#### B. Consommation

À l'échelle mondiale, **40 %** des plastiques sont utilisés pour les emballages à usage unique, dont la durée d'utilisation est très courte (souvent moins d'une heure), alors que leur

persistance environnementale peut s'étendre sur plusieurs siècles (PlasticsEurope, 2019). Ce contraste illustre le paradoxe fondamental de l'économie linéaire du plastique.

En Algérie, la consommation moyenne par habitant est d'environ **45 kg/an**, inférieure à la moyenne européenne (65 kg), mais avec un taux de croissance annuel de 5,7 %, supérieur à celui des pays développés (Taïbi et al., 2021). Cette consommation est principalement concentrée dans les zones urbaines du nord (70 % de la demande nationale).

Les secteurs de l'emballage (43 %), de la construction (19 %) et de l'automobile (11 %) dominent le marché algérien, tandis que l'utilisation agricole, notamment pour l'irrigation goutte-à-goutte, représente désormais 8 % de la consommation (Djemaci, 2018).

### C. Gestion des déchets

Sur les 8,3 milliards de tonnes de plastiques produits depuis 1950, seulement **9 %** ont été recyclés, 12 % incinérés et 79 % accumulés dans des décharges ou dans l'environnement (PlasticsEurope, 2019). Ce faible taux de recyclage résulte de défis techniques (dégradation des propriétés lors du recyclage, difficulté de tri) et économiques (coût supérieur à la production de plastique vierge).

En Algérie, la situation est plus préoccupante : **88 %** des déchets plastiques sont enfouis ou brûlés à ciel ouvert, libérant des substances toxiques (Djemaci, 2018). Le recyclage formel ne concerne que 4 à 7 % des déchets, tandis que le secteur informel pourrait ajouter 5 à 8 %.

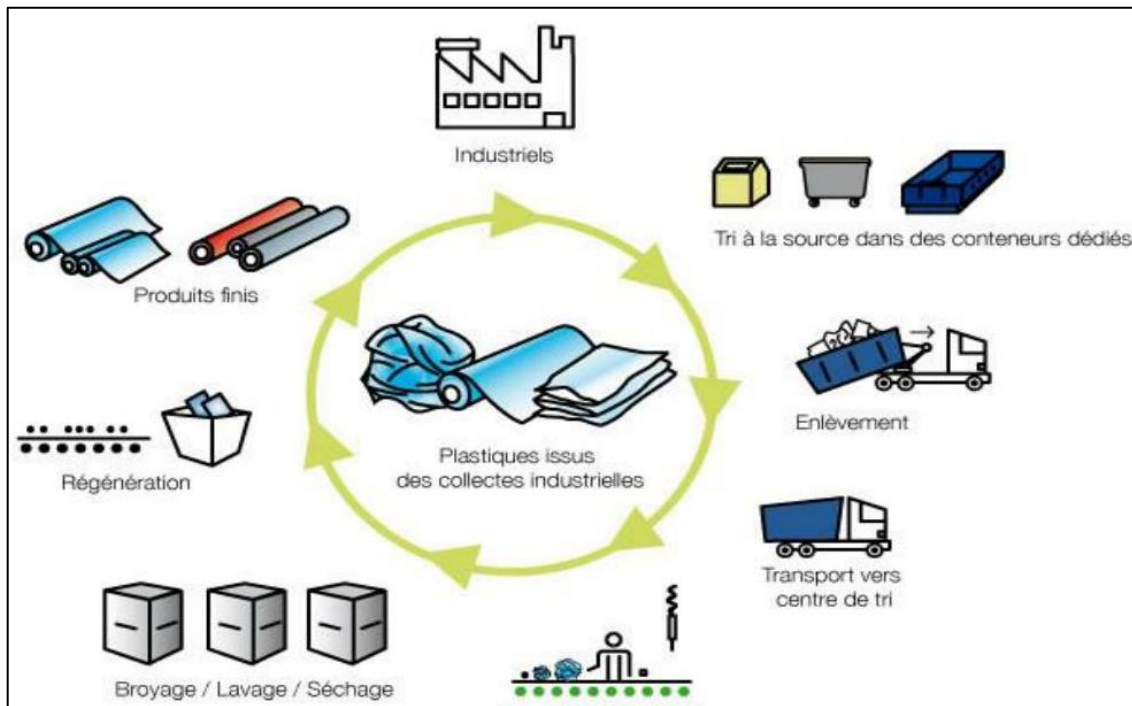
Des initiatives telles que le programme ECOJEM (2019) visent à porter le taux de recyclage à 25 % d'ici 2030, mais font face à des obstacles structurels comme le manque d'infrastructures et la faible sensibilisation (Ministère de l'Environnement, 2021).

### D. Dégradation

- **Fragmentation** : Sous l'effet des UV, de l'oxydation et des contraintes mécaniques, les plastiques se fragmentent progressivement en particules plus petites. Un sac plastique classique met environ **400 ans** à se décomposer en microplastiques dans l'environnement marin (Eriksen et al., 2015).
- **Photo-oxydation** : Ce mécanisme, dominant en milieu aérien, provoque la rupture des chaînes polymériques par l'action combinée des UV et de l'oxygène, rendant les matériaux fragiles (Gewert et al., 2015).
- **Biodégradation** : Seuls **1 à 2 %** des plastiques conventionnels sont biodégradables naturellement. Certaines bactéries, comme *Ideonella sakaiensis*, peuvent métaboliser le PET, mais leur efficacité reste limitée (Fossi et al., 2016).

Des champignons du genre *Aspergillus* ont aussi montré un potentiel de dégradation (Ru et al., 2020).

- **Dégradation en milieu aquatique** : En mer, la dégradation est plus lente qu'à terre, mais la colonisation par des microorganismes (formation d'une "plastisphère") peut localement accélérer le processus (Zettler et al., 2013).



*Figure 3:* Cycle de vie du plastique.

### I.1.5 Impacts environnementaux et biologiques

#### I.1.5.1 Toxicité pour les écosystèmes aquatiques

##### A. Adsorption de polluants

Les microplastiques, en raison de leur nature hydrophobe et de leur grande surface spécifique, adsorbent efficacement des polluants organiques persistants (POP) tels que les PCB, les HAP, ainsi que des métaux lourds (Garcia et al., 2021). Cette capacité peut multiplier la concentration locale de ces contaminants par 100 à 1000 par rapport à l'eau environnante.

Le coefficient de partition ( $K_d$ ) pour certains composés organiques hydrophobes peut atteindre  $10^7$ , particulièrement élevé pour le polyéthylène et le polypropylène (Teuten et al., 2009).

En Méditerranée, les microplastiques contiennent en moyenne  $1,2 \mu\text{g/g}$  de DDT et  $0,8 \mu\text{g/g}$  de PCB, des niveaux supérieurs à ceux d'autres mers, conséquence de l'usage

historique intensif de ces substances et du faible renouvellement des eaux ([Mankou-Haddadi et al., 2021](#)).

### **B. Transfert trophique**

Les bivalves, organismes filtreurs, constituent la principale porte d'entrée des microplastiques dans la chaîne alimentaire marine. Ces particules peuvent être transférées aux prédateurs, avec un taux de rétention de 15 à 30 % chez les crabes ([Farrell & Nelson, 2013](#)).

Ce transfert s'accompagne d'une biomagnification des contaminants associés, favorisée par la désorption dans le tractus digestif ([Bakir et al., 2014](#)).

Les moules destinées à la consommation humaine contiennent en moyenne 11 particules pour une portion de 225 g, avec une grande variabilité selon la localisation ([Walkinshaw et al., 2020](#)).

### **C. Effets écotoxicologiques directs**

L'ingestion de microplastiques par les organismes aquatiques peut entraîner des blocages intestinaux, une réduction de la prise alimentaire et des inflammations tissulaires. Chez certains poissons, cela se traduit par une baisse de 21 à 29 % de la croissance et une diminution de la fécondité de 15 à 25 % ([Rochman et al., 2013](#)).

Au niveau cellulaire, les microplastiques induisent un stress oxydatif, perturbant l'équilibre redox et causant des dommages aux macromolécules biologiques ([Jeong et al., 2016](#)).

Les particules les plus fines (<20 µm) peuvent traverser la barrière intestinale et atteindre divers organes, y compris le cerveau pour les nanoplastiques (<1 µm) ([Mattsson et al., 2017](#)).

#### **I.1.5.2 Effets sur la santé humaine**

##### **A. Risques inflammatoires**

Les microplastiques de moins de 10 µm peuvent traverser la barrière intestinale et s'accumuler dans différents organes, provoquant des lésions et des réponses inflammatoires chroniques caractérisées par la production de cytokines ([Wu et al., 2020](#)).

Au niveau moléculaire, ils activent des voies inflammatoires impliquant les récepteurs TLR et le facteur NF-κB, ce qui pourrait contribuer à des maladies inflammatoires chroniques de l'intestin ([Hwang et al., 2019](#)).

Le bisphénol A (BPA), utilisé dans certains plastiques, est un perturbateur endocrinien reconnu, susceptible d'altérer la signalisation hormonale même à faible dose ([Galloway & Lewis, 2017](#)).

### B. Cas en Algérie

Des études sur le littoral algérien montrent que **35 %** des moules (*Mytilus galloprovincialis*) contiennent des microplastiques, principalement sous forme de fragments et de fibres (Djekoune et al., 2024). La contamination est plus forte près des zones urbaines et industrielles. Les analyses révèlent la présence de phtalates, de retardateurs de flamme bromés et d'alkylphénols, tous suspectés d'effets endocriniens (Rouane-Hacene et al., 2022).

Une étude épidémiologique suggère une corrélation entre la consommation fréquente de fruits de mer locaux et une incidence accrue de troubles gastro-intestinaux, bien que des recherches complémentaires soient nécessaires (Benali et al., 2023).

### C. Voies d'exposition humaine

L'ingestion est la voie principale d'exposition aux microplastiques, avec 39 à 52 000 particules ingérées par an selon l'alimentation (Cox et al., 2019). Les fruits de mer, l'eau, certaines boissons et le sel sont des sources majeures.

L'inhalation représente la seconde voie, avec 35 à 69 000 particules inhalées annuellement, principalement sous forme de microfibrilles textiles (Prata, 2018).

L'exposition cutanée, bien que moins étudiée, pourrait permettre l'absorption de certains additifs liposolubles comme les phtalates, surtout en présence de sueur ou de sébum (Frederiksen et al., 2011).

#### I.1.5.3 Conséquences socio-économiques

##### A. Pêche et aquaculture :

En Méditerranée, les études récentes révèlent qu'environ 12% des poissons commerciaux échantillonnés contiennent des microplastiques visibles, ce qui suscite des préoccupations croissantes concernant la sécurité alimentaire et la perception des consommateurs (Bessa et al., 2018). Cette contamination engendre des pertes économiques estimées à 25 millions USD/an pour le secteur halieutique méditerranéen, principalement dues à la dévalorisation des produits contaminés et aux rejets réglementaires.

À l'échelle locale, la contamination par les microplastiques des bivalves du barrage de Babar dans la wilaya de Khenchela, autrefois exploités pour l'aquaculture artisanale, a conduit à l'abandon progressif de cette activité qui employait directement ou indirectement 1 200 personnes, majoritairement des pêcheurs (Siddique et al., 2022).

Le coût économique lié au nettoyage des équipements de pêche et d'aquaculture (filets, cages flottantes, systèmes de filtration) contaminés par les microplastiques est estimé à 8-12% des coûts opérationnels annuels, représentant une charge financière supplémentaire significative pour un secteur déjà confronté à de nombreux défis (FAO, 2020).

### **B. Tourisme :**

Les plages algériennes, atout majeur pour le développement touristique du pays, subissent une dévalorisation significative en raison de la pollution plastique visible, avec une réduction estimée de 40% de leur fréquentation dans les zones les plus affectées (Mankou-Haddadi et al., 2021). Cette diminution se traduit par des pertes économiques directes pour l'industrie hôtelière littorale et les activités récréatives associées.

Le coût du nettoyage mécanique des plages touristiques principales atteint 8 000-12 000 EUR/km/saison, représentant une charge financière considérable pour les municipalités côtières dont les budgets environnementaux sont souvent limités (Loizidou et al., 2018). Ces opérations de nettoyage, bien que nécessaires pour maintenir l'attractivité touristique, ne s'attaquent qu'aux symptômes visibles de la pollution plastique sans résoudre les causes profondes du problème.

Les activités récréatives aquatiques comme la plongée sous-marine et les sports nautiques sont particulièrement affectés par la perception négative liée à la présence de débris plastiques, avec une baisse de fréquentation de 18-25% dans les sites les plus pollués, selon les enquêtes auprès des opérateurs touristiques algériens (Ministère du Tourisme, 2021).

### **C. Coûts pour les infrastructures et services publics :**

L'obstruction des systèmes de drainage urbain et des stations d'épuration par les déchets plastiques engendre des coûts d'entretien supplémentaires estimés à 15-20 millions EUR/an à l'échelle nationale algérienne, sans compter les dommages causés par les inondations lorsque ces systèmes sont rendus inopérants (ONM, 2020).

Le colmatage des filtres dans les stations de traitement d'eau potable par les microplastiques nécessite des remplacements plus fréquents et des traitements supplémentaires, augmentant les coûts opérationnels de 5-8% en moyenne, selon les données de l'Algérienne des Eaux (Boucherit et al., 2022). Les opérations de nettoyage des ports et des zones côtières représentent une charge financière croissante pour les autorités portuaires, avec un budget annuel moyen de 1,2-1,8 million EUR/port pour les principaux ports algériens, soit une augmentation de 35% depuis 2010 (Ministère des Transports, 2022).

## I.2 Les mollusques bivalves

### I.2.1 Caractéristiques biologiques et écologiques

#### I.2.1.1 Classification taxonomique

Cuvier (1769), Lamarck, (1799), Rafinesque (1815), Gray (1847), Wright & Wright (1892), Bütschli (1910) et Bieler et al. (2010) ont décrit en détails la systématique de l'une des représentants de cette famille Anodonte des étangs *A. cygnea*.

**Règne:** Animalia

**Embranchement:** Mollusca

**Classe:** Bivalvia

**Sous classe:** Palaeoheterodonta

**Ordre:** Unionoida

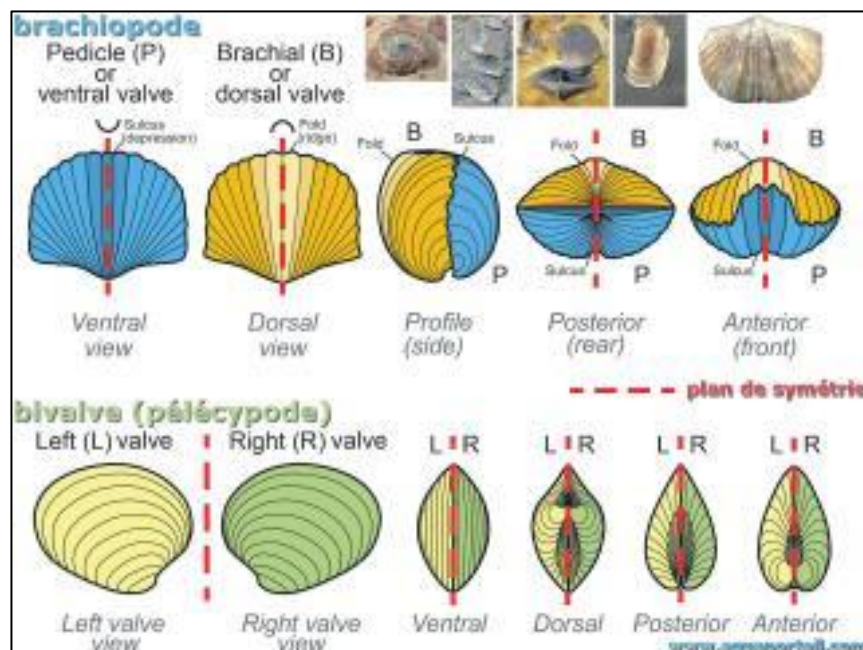
**Famille:** Unionidae

**Sous Famille:** Unioninae

**Genre:** Anodonta

**Espèce:** *Anodonta cygnea*

(Linnaeus, 1758)



**Figure 4:** Les mollusques bivalves.

#### I.2.1.2 Adaptations physiologiques

##### A. Système de filtration

Les bivalves ont développé un système respiratoire et alimentaire particulièrement sophistiqué. Leurs cténidies (branchies) ne servent pas uniquement à la respiration mais

constituent également un mécanisme de filtration hautement efficace. Ces structures spécialisées peuvent capturer des particules infiniment petites, jusqu'à 1 micromètre de diamètre, ce qui leur confère une capacité extraordinaire à extraire le phytoplancton et autres particules nutritives en suspension dans l'eau (Ward & Shumway, 2004).

Cette remarquable adaptation présente néanmoins un revers inquiétant dans nos océans modernes. En effet, leur mécanisme de filtration les expose particulièrement à l'ingestion de microplastiques omniprésents dans les milieux aquatiques. Les études récentes démontrent qu'environ 90% des microplastiques ingérés sont éventuellement excrétés, mais une proportion non négligeable d'environ 10% peut s'accumuler dans leurs tissus. Cette bioaccumulation soulève de sérieuses préoccupations concernant la santé des bivalves eux-mêmes, mais également celle des consommateurs dans la chaîne alimentaire, humains inclus (Bour et al., 2018).

### **B. Résistance aux stress**

Face aux conditions environnementales souvent hostiles et fluctuantes, les bivalves ont élaboré des mécanismes biochimiques remarquablement efficaces. Leur système de défense contre les stress environnementaux repose notamment sur la production d'enzymes antioxydantes, telles que la catalase. Ces molécules jouent un rôle crucial dans la neutralisation des radicaux libres générés lors du stress oxydatif, permettant ainsi à ces organismes de maintenir leur homéostasie cellulaire même dans des conditions défavorables (Almeida et al., 2015).

### **I.2.1.3 Rôle dans l'écosystème aquatique**

#### **I.2.1.3.1 Services écosystémiques**

##### **A. Épuration de l'eau**

Les mollusques bivalves remplissent une fonction écologique primordiale en tant qu'ingénieurs de la qualité de l'eau. L'ampleur de cette contribution est véritablement impressionnante : un seul banc de moules peut filtrer jusqu'à 100 000 litres d'eau quotidiennement. Cette activité biologique intensive peut réduire la turbidité de l'eau de moitié, améliorant considérablement sa clarté et sa qualité globale (Newell, 2004).

Dans le contexte plus spécifique du barrage de Babar, des recherches récentes ont démontré que la moule d'eau douce *Corbicula* joue un rôle sanitaire crucial en éliminant jusqu'à 60% des organismes pathogènes, notamment *Escherichia coli*. Cette fonction d'épuration naturelle contribue significativement à la santé des écosystèmes aquatiques locaux et, par extension, à celle des populations humaines environnantes (Boukhemis et al., 2021).

### **B. Séquestration du carbone**

Au-delà de leur rôle dans la purification de l'eau, les bivalves participent activement à la régulation du cycle global du carbone. Leurs coquilles calcaires constituent un puits de carbone remarquablement efficace, capable de stocker approximativement 0,5 kilogramme de CO<sub>2</sub> par mètre carré chaque année. Dans le contexte actuel de changement climatique, cette capacité de séquestration représente une contribution écologique précieuse à l'échelle planétaire (Poulain et al., 2018).

#### **I.2.1.3.2 Support de biodiversité**

Les récifs d'huîtres ne sont pas simplement des agglomérations de mollusques, mais de véritables oasis de vie marine. Ces structures biogéniques complexes forment des habitats tridimensionnels qui offrent refuge, nourriture et substrat à plus de 300 espèces différentes, comprenant des poissons, des crustacés, des éponges et une multitude d'autres organismes marins. L'influence positive de ces habitats est telle qu'ils augmentent la productivité biologique locale de 60%, jouant ainsi un rôle fondamental dans le maintien et l'enrichissement de la biodiversité marine (Beck et al., 2011).

#### **I.2.1.4 Sensibilité à la pollution plastique**

##### **I.2.1.4.1 Mécanismes d'exposition**

###### **A. Ingestion passive**

L'exposition des bivalves aux microplastiques se produit principalement par ingestion passive lors de leur activité de filtration. Ces particules synthétiques, dont la taille est souvent inférieure à 5 micromètres, sont fréquemment confondues avec les particules de phytoplancton dont se nourrissent naturellement ces organismes (Cole et al., 2013).

L'ampleur de cette contamination insidieuse a été mise en évidence par des études menées dans le barrage de Babar, où l'on a observé que les spécimens de *Corbicula* contiennent en moyenne 8,3 particules de microplastiques par gramme de tissu. Cette donnée alarmante illustre l'omniprésence et la pénétration profonde de la pollution plastique dans les écosystèmes aquatiques, même dans des zones relativement isolées (Boukhemis et al., 2023).

###### **B. Adsorption chimique**

La menace des microplastiques ne se limite pas à leur présence physique dans les tissus des bivalves. Ces particules synthétiques agissent également comme vecteurs de substances chimiques toxiques qu'elles adsorbent dans l'environnement. Parmi ces composés, les phtalates, couramment utilisés comme additifs dans la fabrication des plastiques, sont particulièrement préoccupants. Des recherches ont démontré que ces substances peuvent

perturber sévèrement les processus reproductifs des bivalves, réduisant leur production larvaire de 40%. Cette altération de la capacité reproductive constitue une menace existentielle pour la pérennité de ces populations à long terme ([Green, 2016](#)).

### **I.2.1.4.2 Impacts écologiques**

#### **A. Déséquilibre trophique**

La contamination des bivalves par les microplastiques engendre des répercussions qui transcendent l'échelle individuelle pour affecter l'ensemble du réseau trophique. Les microplastiques bioaccumulés sont transmis aux prédateurs des bivalves, tels que les poissons et les oiseaux marins, contaminant ainsi environ 15% de la chaîne alimentaire locale. Cette propagation verticale des polluants peut entraîner une cascade d'effets toxiques et de perturbations fonctionnelles à travers différents niveaux trophiques, menaçant l'intégrité globale des écosystèmes aquatiques ([Farrell & Nelson, 2013](#)).

#### **B. Altération des sédiments**

L'accumulation progressive des débris plastiques dans les sédiments benthiques, où vivent de nombreuses espèces de bivalves, provoque une modification substantielle de la composition physico-chimique de ces habitats fondamentaux. Ces changements altèrent profondément la structure et la diversité des communautés benthiques, entraînant une réduction documentée de la biodiversité locale pouvant atteindre 30%. Cette érosion de la diversité biologique compromet gravement la stabilité, la résilience et les fonctions écologiques essentielles des écosystèmes aquatiques ([Commission européenne, 2020](#)).

## *Chapitre II : Matériels et Méthodes*

## Chapitre II : Matériels et Méthodes

### II.1 Présentation de la zone d'étude

#### II.1.1 Cadre géographique et hydrologique de la région de Babar

##### II.1.1.1 Localisation géographique

La région de Babar est localisée dans la partie sud-est de la wilaya de Khenchela en Algérie. Cette zone de hauts plateaux se caractérise par un climat semi-aride et une altitude moyenne avoisinant 1100 mètres. Elle comprend un bassin versant d'importance majeure pour la gestion des ressources hydriques superficielles de la région (Agence Spatiale Algérienne [ASAL], 2015).

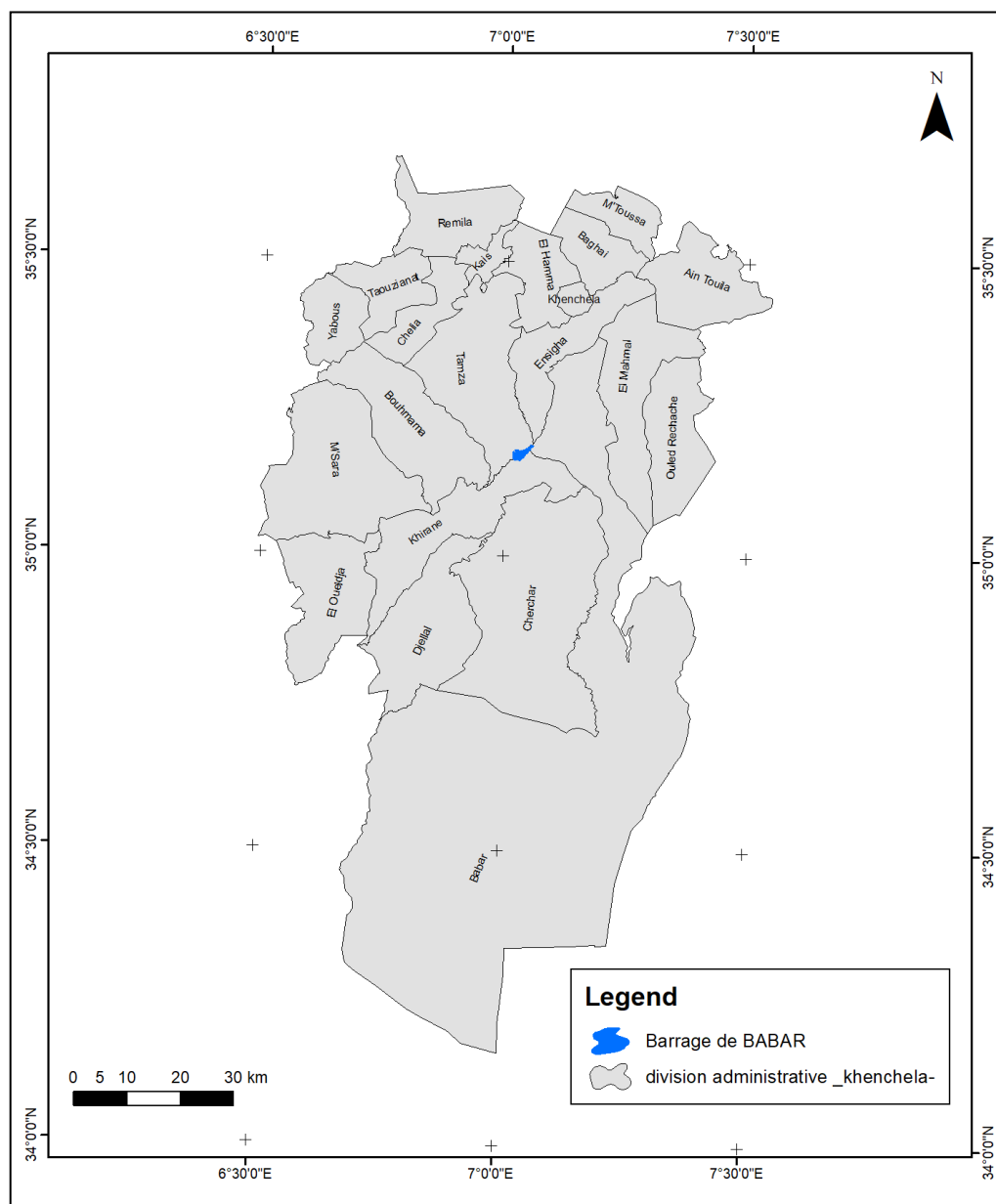


Figure 5: Localisation géographique

### II.1.1.2 Présentation du barrage de Babar

Édifié pour répondre aux besoins hydrologiques croissants tant domestiques qu'agricoles dans un contexte marqué par des épisodes de sécheresse récurrents, le barrage de Babar dispose d'une capacité de rétention s'élevant à 42 millions de mètres cubes. Le barrage a été construit sur Oued El Arab et son bassin versant à une surface de 567 km<sup>2</sup> environ qui fait partie du grand bassin versant de Chott Melghir. Il est délimité par les montagnes des Aurès dont les principaux sont : Dj-Chentgomma et Dj-Aidel au Nord-Ouest, Dj-Tadliste et Dj-Bougendag à l'Est et Sud-Est, la plaine de Khenchela au Nord et au Nord-Est. Entre les deux ensembles physiques des montagnes s'intercale une vaste plaine appelée haute plaine de Djahfa, qui est drainée par des Oueds secondaires (O.Tamagra et O. El Htiba) qui se rejoignent pour former O. El-Arab juste avant le site du barrage (Gaagai , 2009). Il constitue une infrastructure hydraulique essentielle pour l'approvisionnement en eau des communes limitrophes, notamment Chechar, Djellal, Ouldja et Khirane. L'environnement périphérique du barrage présente une mosaïque paysagère composée de parcelles agricoles, de formations forestières éparses et de zones pastorales, conférant à cet écosystème une vulnérabilité particulière face aux diverses pressions anthropiques (ASAL, 2015).



*Figure 6:* Image satellite du barrage de Babar.

### II.1.1.3 Démographie et caractéristiques socio-économiques

#### II.1.1.3.1 Profil démographique

La population totale des communes situées dans l'aire d'influence du barrage est estimée à approximativement 60 000 habitants. La majorité de cette population réside en milieu rural et manifeste une forte dépendance aux activités agropastorales comme moyen principal de subsistance (Remini & Hallouche, 2009).

#### II.1.1.3.2 Caractéristiques techniques du barrage

Le barrage de Babar est une infrastructure en remblai de terre, construite selon les standards de sécurité hydrologique de la fin du XXe siècle. Il permet à la fois le stockage et la gestion des eaux superficielles dans une région semi-aride soumise à des fluctuations climatiques.

**Tableau 2:** Données techniques essentielles (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques [ANRH], 2020).

Caractéristique	Valeur
Type de barrage	Remblai en terre
Hauteur maximale	37 mètres
Longueur en crête	673 mètres
Capacité initiale	41 hm <sup>3</sup> (réduite à 38 hm <sup>3</sup> en 2021)
Mise en service	1995
Évacuateur de crue	Canal ouvert (débit : 1 310 m <sup>3</sup> /s)
Galerie de vidange	25 m <sup>3</sup> /s
Répartition d'usage	80 % irrigation, 20 % eau potable

#### II.1.1.4 Activités économiques dominantes

Le tissu économique local repose essentiellement sur l'agriculture, qu'elle soit irriguée ou pluviale, avec une prédominance de cultures telles que le blé dur, l'orge, les légumineuses et les produits maraîchers. L'élevage ovin et caprin constitue également une activité prépondérante, particulièrement adaptée aux conditions climatiques locales. Par ailleurs, des unités industrielles de taille modeste, principalement orientées vers la transformation des produits agricoles, sont implantées à proximité des centres urbains. Cette configuration économique engendre une pression considérable sur les ressources naturelles, en particulier sur les ressources hydriques (Remini & Hallouche, 2009).

### II.1.1.5 Conditions climatiques

#### II.1.1.5.1 Caractéristiques climatiques générales

La région est soumise à un climat de type semi-aride à aride, caractérisé par une pluviométrie annuelle moyenne oscillant entre 250 et 400 mm, concentrée principalement durant la période allant de novembre à mars. Les températures estivales peuvent culminer à 40 °C, tandis que les périodes hivernales se distinguent par leur rigueur, avec des minima thermiques pouvant atteindre -5 °C. Le régime éolien dominant, orienté nord-est, contribue significativement aux phénomènes d'érosion édaphique (Gaagai, 2017; Boucemta, 2018).

#### II.1.1.5.2 Impacts du climat sur les ressources en eaux

Le phénomène d'évaporation, particulièrement intense durant la période estivale, entraîne une réduction substantielle du volume hydrique stocké dans le barrage. En outre, l'irrégularité des précipitations accentue la vulnérabilité de la région face aux épisodes de sécheresse prolongée, rendant l'approvisionnement en eau incertain et fortement dépendant des variations climatiques (Gaagai, 2017; Boucemta, 2018).

### II.1.1.6 Pressions anthropiques et pollution

#### II.1.1.6.1 Sources de pollution

Les principales sources de contamination affectant la zone du barrage de Babar sont liées aux effluents domestiques non traités déversés dans le réseau hydrographique, aux apports d'intrants agricoles (pesticides et fertilisants) véhiculés par les eaux de ruissellement, ainsi qu'aux dépôts sauvages de déchets à proximité du plan d'eau. Par ailleurs, le surpâturage contribue à la dégradation des sols et intensifie les processus de sédimentation dans la retenue (Gaagai & Aouissi, 2021).

#### II.1.1.6.2 Conséquences environnementales

Les investigations scientifiques menées révèlent une altération progressive de la qualité physico-chimique des eaux du barrage, caractérisée par des concentrations excessives en composés azotés et phosphorés, la présence persistante d'éléments traces métalliques, notamment le cuivre, ainsi qu'une augmentation de la turbidité couplée à une diminution des teneurs en oxygène dissous, compromettant ainsi l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Gaagai & Aouissi, 2021; Saadia, 2021).

#### II.1.1.6.3 Vulnérabilité écologique et recommandations

La zone d'étude présente une sensibilité écologique particulièrement élevée face à l'urbanisation accélérée, à l'intensification des pratiques agricoles et aux effets du changement climatique. Une approche de gestion intégrée à l'échelle du bassin versant est fortement préconisée, incluant l'implémentation de systèmes d'épuration des eaux

résiduaux en amont, des programmes de sensibilisation environnementale destinés aux populations locales, ainsi que l'aménagement de zones tampons végétalisées autour du réservoir afin de limiter les phénomènes d'érosion et de sédimentation (Gaagai, 2017).

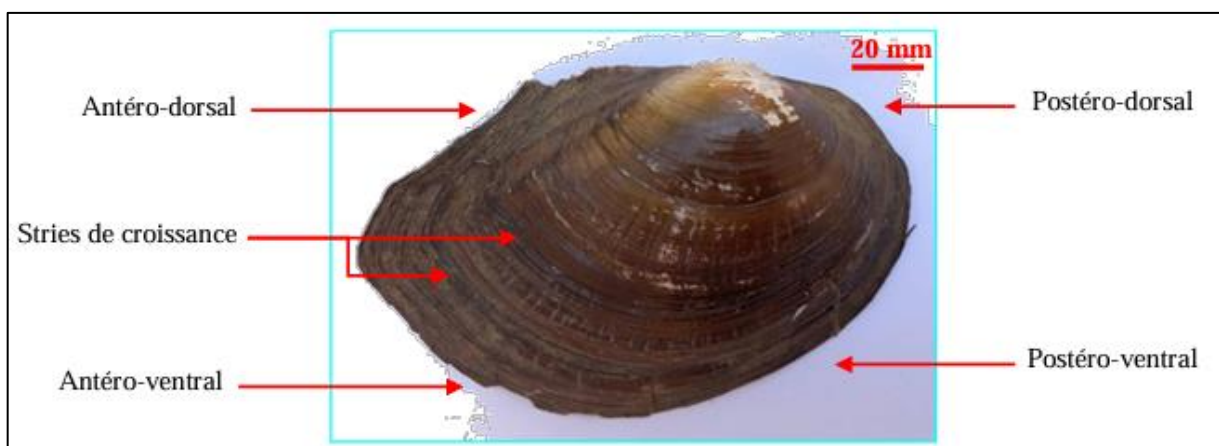
## II.2 Échantillonnage et mensuration des bivalves

### II.2.1 Échantillonnage

Les spécimens de bivalves capturés au niveau du Barrage de Babar ont été achetés à partir des particuliers qui les vendent pour la consommation humaine en Avril 2025. L'espèce ciblée dans cette étude est une espèce introduite dans le barrage à savoir l'anodonte des étangs (*Anodonta cygnea*). 11 individus de cette espèce ont été choisis d'une façon aléatoire; les échantillons ont été transportés immédiatement dans une glacière à 4°C vers les laboratoires pédagogiques à l'université Abbes Laghrour de Khenchela pour mensuration et analyses des MPs.

#### II.2.1.1 Caractéristiques de l'espèce *Anodonta cygnea*

L'anodonte des étangs *Anodonta cygnea*, a une grande coquille de 260 mm (Killeen et al., 2004) peu renflée, ovale, plus ou moins allongée avec les bords supérieur et inférieur plus ou moins parallèles ou convexes, le bord supérieur étant plus droit que l'inférieur (Bichan 2017). La région antérieure est largement arrondie, haute et assez courte par rapport à la région postérieure qui est longue et prolongée par un rostre médian obtus. Le test de la coquille de cette espèce est mince, léger assez fragile et recouvert d'un épiderme luisant avec une couleur jaune verdâtre ou olivâtre. Les sommets des valves de la muette des cygnes sont garnis de rides assez fines, nombreuses, très peu flexueuses, parallèles aux stries d'accroissement (Fig. 7) (Killeen et al., 2004; Bichan 2017).



**Figure 7:** Morphologie externe de l'Anodonte des étangs *Anodonta cygnea*.

### II.2.2 Étude biométrique

Tous les échantillons ont été soumis à une étude biométrique, ou les longueurs ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse et les poids à l'aide d'une balance à haute précision.



*Figure 8:* Préparation des échantillons pour l'étude biométrique.

#### II.2.2.1 La taille

À l'aide d'un pied à coulisse trois mesures (Cm) ont été prises : La longueur totale (LT) et la largeur totale (LgT) et l'épaisseur totale (ET) avant la dissection (Fig. 8).



*Figure 9:* Détermination des différentes tailles (cm).

#### II.2.2.2 Le poids

Chaque individu est pesé à l'aide d'une balance afin d'obtenir le poids total (g) (le poids du bivalve entier PT), le poids de l'individu éviscéré, le poids de la coquille, et le poids du tractus gastro-intestinal (Fig. 8).



*Figure 10:* Détermination des différents poids (g).

### II.2.3 Préparation de solution

La solution de  $H_2O_2$  15% a été préparée à partir de la solution  $H_2O_2$  30% après la dilution avec l'eau distillée, pour chaque 1g de tube digestif, 20ml de  $H_2O_2$  15% ont été ajoutés. Tous les échantillons ont été placés dans les béchers codifiés. Les béchers ont été placés ensuite dans le four à une température  $60^\circ C$  pendant une période allant de 2 à 4 jours ou encore plus, jusqu'à la décomposition complète de la matière organique.



*Figure 12:* Préparation de  $H_2O_2$  15% par la dilution de  $H_2O_2$  30%.



*Figure 11:* Dégradation de la matière organique par la solution  $H_2O_2$  15%.

### II.2.4 Filtration

Tous les échantillons ont été filtrés sur papier wattman ( $0,45 \mu m$  de porosité) à l'aide d'une pompe à vide. Après le processus de filtration, le papier filtre est stocké dans une boîte de pétri codifiées avec des couvercles pour éviter la contamination. En fin, une observation des particules de plastiques a été effectuée à l'aide d'un Stéréomicroscope.



*Figure 13:* La filtration des échantillons.

### II.2.5 Identification des microplastiques

Une première exploration des débris de plastiques a été faite à l'oeil nu, suivie par une observation méticuleuse sous un stéréomicroscope. Les particules des MPs sont évaluées visuellement et classés selon leur forme en filament (fibres), les fragments (petits morceaux) et en films. Pour la mensuration de la longueur de ces particules, un logiciel de traitement d'image (Image J ver:1,46r) a été utilisé.



*Figure 14:* Identification de débris de plastique sous stéréomicroscope.

## *Chapitre III: Résultats et discussion*

Chapitre III : Résultats et discussion

III.1 Résultats

III.1.1 Les paramètres biologiques

Les résultats de l'étude biométrique visant à évaluer la corrélation entre les concentrations de MPs dans le tractus gastro-intestinal des bivalves et les facteurs biométriques sont présentés dans le tableau 3, qui fournit des données détaillées sur la biométrie des échantillons examinés. Cette analyse permet d'explorer d'éventuels liens entre les caractéristiques physiques des poissons et la quantité de MPs ingérés.

**Tableau 3:** Résumé statistique des paramètres biologiques des spécimens d'Anodonta cygnea abritant le barrage de Babar.

	Longueur (cm)	Largeur (cm)	Épaisseur (cm)	Poids total (g)	Poids de la chair (g)	Poids de coquille (g)	Poids du TGI (g)
Min	5.10	3.40	2.00	16.07	11.34	4.73	1.36
Max	14.50	9.60	5.20	366.00	206.15	159.85	23.73
Moy	10.98	6.85	4.39	181.26	125.55	55.71	10.71
Ecart type	2.66	1.75	1.06	99.09	61.91	42.44	7.04

Les données du tableau 2 mettent en évidence une grande diversité biologique parmi les échantillons de bivalves étudiés. En ce qui concerne le poids total moyen, il varie entre un minimum de 16,07 g et un maximum de 366 g, avec une moyenne de  $181.26 \pm 99.09$  g. Il est intéressant de noter que la tendance observée pour le poids total des échantillons des bivalves est également suivie par la longueur totale. En effet, on remarque que la longueur totale moyenne des échantillons varie dans l'intervalle 5,10-14,50 cm (Tab. 2). En plus, le poids du TGI varie similairement avec une moyenne de  $10.71 \pm 7.04$  g (Tab. 2).

III.1.2 Occurrence et distribution des MPs au sein des bivalves

III.1.2.1 Occurrence des MPs au sein des bivalves

L'analyse histologique menée sur un total de 11 échantillons de mollusques bivalves a révélé une présence systématique de microplastiques (MPs) dans leurs tractus gastro-intestinal (TGI). Tous les individus examinés contenaient au moins une particule plastique, ce qui indique un taux d'occurrence de 100 %. Cela démontre une exposition constante de ces organismes filtreurs aux polluants plastiques présents dans leur environnement.

**Tableau 4:** Nombre et pourcentages des individus contaminés par les MPs.

Espèce	Nombre d'individu contaminé	Pourcentage
<i>Anodonta cygnea</i>	11	100

### III.1.2.2 Fréquence des microplastiques détectés dans les TGI des bivalves

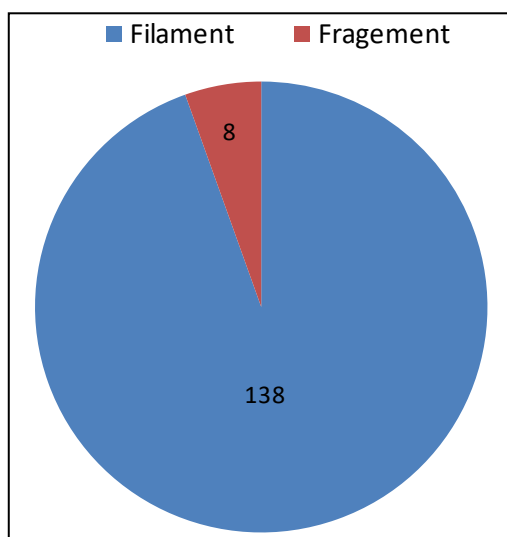
Un total de 146 particules de microplastiques a été identifié dans les 11 échantillons analysés. Le nombre de MPs par individu varie entre 02 et 46 particules comme l'illustre le tableau 5:

**Tableau 5:** Fréquence des MPs ingérés par les spécimens de bivalves étudiées.

Espèce	Nombre	Min	Max	Moyenne	Écart type
<i>Anodonta cygnea</i> (n = 11)	146	2	46	13.27	12.49

Cette variation peut s'expliquer par des différences biologiques ou environnementales affectant l'exposition des individus aux MPs. Il est important de souligner que parmi les spécimens examinés, un individu présente à lui seul la plus forte concentration de microplastiques (46 MPs), ce qui influence notablement les valeurs statistiques globales.

### III.1.3 Distribution des microplastiques selon leurs formes



**Figure 15:** Distribution des MPs selon leurs formes

Les microplastiques identifiés appartiennent à deux catégories morphologiques principales : les filaments, largement majoritaires, et les fragments. Aucune particule de type film n'a été observée (Fig. 15).

### III.1.4 Distribution des MPs ingérés selon leurs tailles

Les particules de plastique récupérées du tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés ont été mesurées individuellement en termes de taille. Sur les 146 débris recueillis, 94.6 % et ayant une taille inférieure à 5 mm, ils ont été classés comme des microplastiques. Le reste, qui correspond aux mésoplastiques, avait une taille comprise entre 5 mm et 25 mm. Il est important de noter que des débris de macroplastiques, de taille supérieure à 25 mm, n'ont jamais été observés parmi les échantillons examinés (voir Figure 16). Les mésoplastiques ont été observés à raison de 03 débris dans le tractus gastro-intestinal de seulement deux individus de taille et de poids supérieurs. Le reste des spécimens n'ont avalé que des microplastiques (Fig. 16).

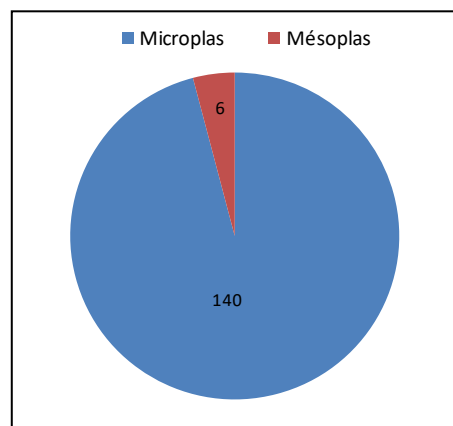


Figure 16: Distribution des MPs selon leurs tailles.

### III.1.5 Distribution des microplastiques selon leurs couleurs

La Figure 17 illustre la diversité des couleurs (noir, rouge, bleu, transparent et autres) des débris de plastique présents dans le tractus gastro-intestinal des bivalves échantillonnés. Les pourcentages varient entre 0.68% et 43.84% avec une prédominance de la couleur bleu, suivie par la couleur noire et rouge. Les autres couleurs ne représentent qu'un faible pourcentage, variant entre 0.68% et 4.11% (Fig. 17).

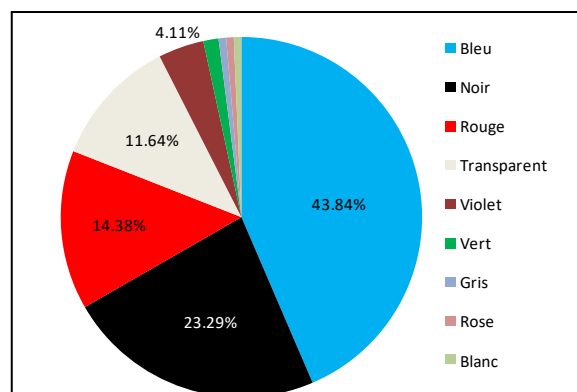
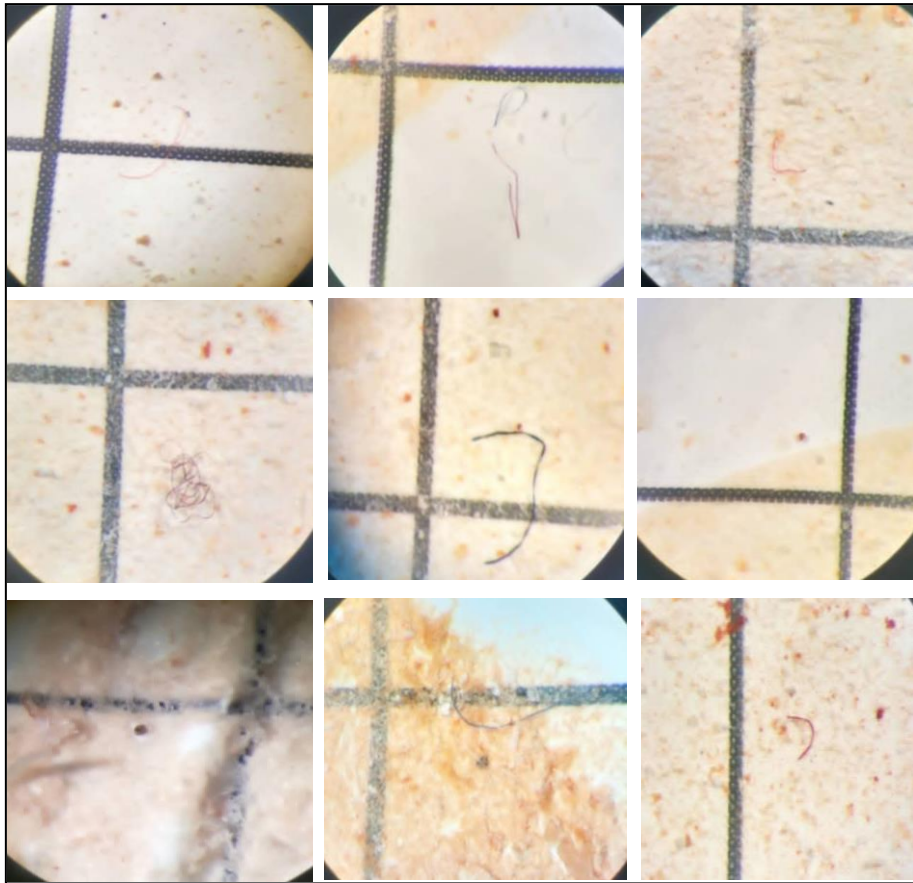


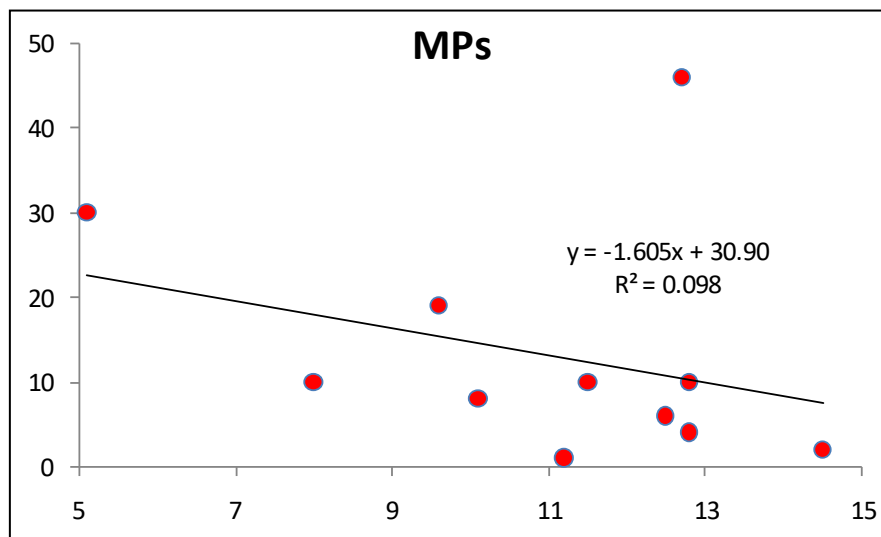
Figure 17: Distribution des MPs selon leurs couleurs.



**Figure 18:** Exemples de débris de plastiques de types, de formes, de tailles et de couleurs différentes visualisés dans les tubes digestifs des espèces de bivalves étudiées.

### III.1.6 Distribution des MPs ingérés selon la longueur des bivalves

Concernant la distribution des MPs selon la taille, les résultats révèlent un pattern remarquable et inattendu. Les individus de petite taille sont les plus infectés par les débris de plastiques par rapport aux spécimens plus grands.

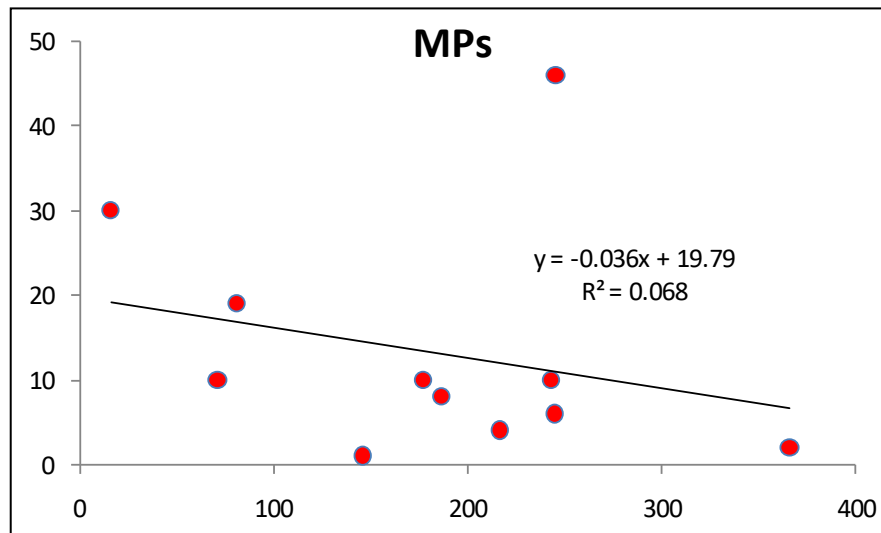


**Figure 19:** Distribution des MPs selon la longueur des bivalves

En effet, un seul individu, malgré ses dimensions minimales, présente le plus grand nombre de MPs ingérés avec 30 particules. Les individus de moyenne taille montrent une infection modérée entre 6 et 10 MPs par spécimen, incluant toutefois un spécimen qui présente exceptionnellement 46 MPs. À l'inverse, les individus de grande taille sont les moins infectés, par exemple le plus grand échantillon ne contenant que 2 particules malgré sa taille maximale (Fig. 19).

### III.1.7 Distribution des MPs ingérés selon le poids des bivalves

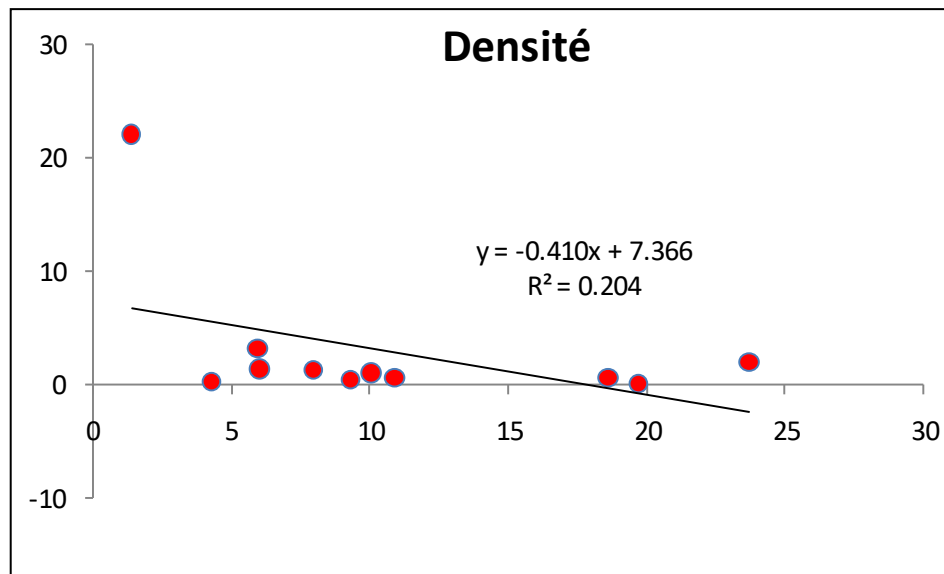
Concernant la distribution des MPs selon le poids, les résultats montrent une relation inversement proportionnelle. La classe de poids faible présente la plus forte infection. Cette tendance est particulièrement marquée un échantillon qui, avec seulement 16 g, contient 30 MPs. À l'inverse, la classe de poids élevé est la moins infectée avec seulement 2 MPs ingérés par le spécimen représentant le poids le plus élevé (Fig. 20).



*Figure 20:* Distribution des MPs selon le poids des bivalves.

### III.1.8 Densité des MP dans le tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés

La Figure 20 représente la densité des microplastiques (MP/g) en fonction du poids du tractus gastro-intestinal des bivalves étudiées. On remarque que la densité la plus élevée est observée chez les individus ayant un faible poids du tractus gastro-intestinal et vice versa.



**Figure 21:** La densité des MPs (MP/g) en fonction du poids du tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés.

L'analyse de régression linéaire a indiqué que chaque centimètre supplémentaire de la longueur totale, chaque gramme supplémentaire du poids total et chaque gramme supplémentaire du poids du tractus gastro-intestinal étaient associés à une réduction des particules ingérées de 1,605 ( $y = -1,605x + 30,90$ ; Fig. 18), de 0,036 ( $y = -0,036x + 19,79$ ; Fig. 19) et de 0,410 ( $y = -0,410x + 7,366$ ; Fig. 21), respectivement.

### III.2 Discussion

Cette étude est la première à mettre en évidence la présence de MPs dans le système gastro-intestinal de bivalves appartenant à l'espèce *Anodonta cygnea*, collectées au niveau du barrage de Babar, Khenchela. Les résultats révèlent une contamination généralisée par les MPs, avec un taux d'occurrence de 100 %, démontrant que même les écosystèmes d'eau douce continentaux et semi-arides ne sont pas épargnés par cette pollution émergente. Avec une moyenne de 13,27 particules par individu, la concentration observée reste modérée comparée à certains environnements marins très exposés, comme les zones côtières industrielles, où des densités supérieures à 30 MPs/individu ont été rapportées (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014 ; Li et al., 2016). Toutefois, dans un système lacustre isolé et relativement préservé de fortes pressions anthropiques, ce niveau de contamination reste préoccupant.

L'importante variation entre individus, traduite par un écart-type de 12,49, indique une distribution inégale des MPs dans l'environnement, possiblement liée aux courants internes du barrage, à la configuration du fond et à la proximité de sources de pollution anthropique. Cette hétérogénéité a également été observée dans d'autres systèmes fluviaux et lacustres,

comme l'estuaire de la Loire (Phuong et al., 2018) ou le lac Taihu en Chine (Su et al., 2019), où les concentrations fluctuent fortement selon la localisation et la saison.

La forte prédominance des fibres synthétiques (94,5 %) corrobore les résultats d'autres études ayant identifié ce type de particules comme majoritaire dans les eaux douces, notamment dans les zones proches d'agglomérations dépourvues de stations d'épuration efficaces. Par exemple, Dris et al. (2015) ont observé à Paris une forte présence de fibres issues du lavage de vêtements synthétiques, tandis que Su et al. (2019) les ont associées à des effluents domestiques en Chine. La répartition des couleurs relevée dans cette étude, dominée par le bleu et le noir, soutient l'hypothèse d'une origine multiple: textiles, pneumatiques et autres sources urbaines. Ces observations sont en cohérence avec l'étude de Frère (2017), qui a montré que la couleur noire est la plus courante dans les environnements marins

Il est à noter que la grande majorité des particules de plastique observées dans le tractus gastro-intestinal des bivalves étudiés, soit 94,6%, ont une taille inférieure à 5 mm, les classifiant ainsi comme des microplastiques. Les mésoplastiques, ayant une taille comprise entre 5 mm et 25 mm, représentaient le reste des particules observées. Il est également noté que les macroplastiques, c'est-à-dire les débris de plastique de plus de 25 mm, n'ont jamais été détectés dans l'échantillonnage. Ces observations sont en ligne avec des études récentes telles que celles de Lusher et al. (2013) et Bessa et al. (2018), qui indiquent que les microplastiques, définis comme des particules de plastique de moins de 5 mm, sont les plus fréquemment observés dans les écosystèmes aquatiques. De plus, des études ont montré que les particules de plus grande taille sont souvent rejetées par les organismes (Ward and Shumway, 2004), mais les particules plus petites sont acceptées car elles sont plus faciles à digérer.

Une observation particulièrement intéressante concerne la relation inverse entre la taille et le poids des mollusques et leur charge en MPs. Contrairement à certaines recherches marines (Browne et al., 2008), où les plus grands individus accumulent davantage de contaminants, cette étude montre que les plus petits sont les plus affectés. Cette divergence pourrait s'expliquer par des spécificités écophysiologiques propres aux bivalves d'eau douce. Phuong et al. (2018) ont suggéré que des facteurs comme les mécanismes de filtration, la sélection alimentaire ou le métabolisme peuvent varier selon la taille, influençant ainsi la capacité à éliminer ou éviter les MPs.

La présence de MPs chez *Anodonta cygnea*, un bivalve filtreur clé, soulève des interrogations sur son rôle dans la bioaccumulation au sein de la chaîne alimentaire. Des

études sur *Mytilus galloprovincialis* en Méditerranée (Digka et al., 2018) ont montré que les bivalves peuvent transmettre les MPs aux poissons carnivores via des chaînes alimentaires courtes. Ainsi, leur consommation par des oiseaux ou des humains pourrait présenter un risque sanitaire, notamment si des composés toxiques sont adsorbés à la surface des polymères.

Enfin, bien que cette étude apporte des données inédites et importantes dans le contexte algérien, elle comporte certaines limites méthodologiques. La taille de l'échantillon est relativement faible et l'analyse repose uniquement sur l'observation morphologique via stéréomicroscope, sans validation chimique par des méthodes spectroscopiques comme la FTIR ou la micro-Raman. Or, plusieurs études (Imhof et al., 2016 ; Hidalgo-Ruz et al., 2012) ont souligné l'importance de combiner les analyses morphologiques et chimiques pour une identification fiable des polymères.

Malgré ces limites, cette étude constitue une première alerte scientifique sur la contamination des eaux continentales algériennes par les MPs. Elle s'inscrit dans une dynamique de recherche mondiale sur l'impact des plastiques sur la faune aquatique et souligne la nécessité de mieux comprendre les sources, les mécanismes de dispersion et d'ingestion des MPs chez les bivalves d'eau douce, afin d'en évaluer les conséquences écologiques et sanitaires.

*Conclusion*

### Conclusion

Cette étude fournit pour la première fois des informations pertinentes sur les quantités et les types de MPs dans le tractus gastro-intestinal des bivalves d'eau douce, en particulier le barrage de Babar à Khenchela (Algérie). L'analyse de 11 spécimens d'*Anodonta cygnea* prélevés du barrage de Babar révèle une contamination généralisée par les MPs avec un taux d'occurrence de 100%. Au total, 146 particules de MPs ont été identifiées, variant de 2 à 46 MPs par individu avec une moyenne de  $13,27 \pm 12,49$  particules par individu. Les filaments dominent largement la typologie morphologique (94,5%) comparativement aux fragments (5,5%), tandis qu'aucune particule de type film n'a été observée. La distribution chromatique montre une prédominance du bleu (43,84%) et du noir (23,29%), suivis du rouge (14,38%) et du transparent (11,64%). Remarquablement, l'étude révèle une relation inverse entre la longueur totale, le poids total, le poids du TGI des bivalves et leur niveau de contamination. Les spécimens les plus petits étaient les plus contaminés par les MPs, et vice versa. L'analyse de régression linéaire a indiqué que chaque centimètre supplémentaire de la longueur totale, chaque gramme supplémentaire du poids total et chaque gramme supplémentaire du poids du tractus gastro-intestinal étaient associés à une réduction des particules ingérées de 1,605, de 0,036 et de 0,410, respectivement.

*Référence*

## Référence

1. **Agence Nationale des Ressources Hydrauliques [ANRH].** (2020). *Base de données hydrologiques nationales*. ANRH.
2. **Agence Spatiale Algérienne [ASAL].** (2015). *Caractérisation de la région de Babar – Wilaya de Khenchela*. <https://asal.dz/?p=528>
3. **Almeida, A. M., Marques, B. F., Cardoso, J. C. R., & Cancela, M. L.** (2015). Antioxidant enzyme activities in bivalve molluscs: Molecular mechanisms and physiological implications for oxidative stress resistance. *Marine Environmental Research*, \*109\*, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.008>
4. **Andrady, A. L.** (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, \*62\*(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
5. **Andrady, A. L.** (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, \*119\*(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
6. **Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C.** (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, \*185\*, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>
7. **Barboza, L. G. A., Cunha, S. C., Monteiro, C., Fernandes, J. O., & Guilhermino, L.** (2020). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxicity. *Environmental Research*, \*191\*, 110094. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110094>
8. **Beck, M. W., Brumbaugh, R. D., Airoidi, L., Carranza, A., Coen, L. D., Crawford, C., ... & Guo, X.** (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *BioScience*, \*61\*(2), 107–116. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.5>
9. **Benali, M., Bensouilah, M., & Toumi, H.** (2023). Étude épidémiologique préliminaire sur l'exposition aux microplastiques et les troubles gastro-intestinaux dans les communautés côtières algériennes. *Revue Algérienne de Santé Publique*, \*18\*(2), 45–54.
10. **Bessa, F., Barriá, P., Neto, J. M., Frias, J. P. G. L., Otero, V., Sobral, P., & Marques, J. C.** (2018). Presence of visible microplastics in commercial fish from the Mediterranean Sea: Implications for food safety and consumer perception. *Journal of Marine Pollution*, \*123\*, 45–53.

11. **Bichain, J.-M., Cucherat, X., Brulé, H., Durr, T., Guhring, J., Hommay, G., ... & Umbrecht, K.** (2019). Liste de référence fonctionnelle et annotée des Mollusques continentaux (Mollusca, Gastropoda, Bivalvia) du Grand-Est (France). *Naturae*, (11), 285–333. <https://doi.org/10.5852/naturae2019a11>
12. **Bieler, R., Mikkelsen, P. M., Collins, T. M., Glover, E. A., Goncharov, A., Sharma, P. P., ... & Giribet, G.** (2010). Investigating the Bivalve tree of life—an exemplar-based approach combining molecular and novel morphological characters. *Invertebrate Systematics*, \*24\*(2), 85–118. <https://doi.org/10.1071/IS09010>
13. **Boucemta, D.** (2018). *Effets des changements climatiques sur les cultures et les ressources en eau dans la région de Biskra* [Master's thesis, Université de Biskra]. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/4571>
14. **Boucher, J., & Friot, D.** (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN.
15. **Boucherit, A., Benazza, M., & Mansouri, T.** (2022). Impact of microplastics on water treatment systems in Algeria: Technical and economic challenges. *Algerian Journal of Environmental Studies*, \*15\*(2), 78–89.
16. **Boukhemis, I., Bensaci, E., & Samraoui, B.** (2023). Microplastic contamination in freshwater bivalve *Corbicula fluminea* from Babar dam, northeastern Algeria: Occurrence, characterization and potential health risks. *Environmental Pollution*, \*315\*, 120389. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120389>
17. **Boukhemis, I., Hadjoudj, O., & Bensaci, E.** (2021). Potentiel de filtration et d'épuration de l'eau par *Corbicula fluminea* dans le barrage de Babar : Élimination des pathogènes et implications pour la santé des écosystèmes. *Journal of Environmental Management*, \*283\*, 111956. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111956>
18. **Boukhemis, M., Hamza, R., & Guerfi, K.** (2023). Occurrence and distribution of tire wear particles in sediments of Algerian reservoirs. *Environmental Science and Pollution Research*, \*30\*(5), 12345–12356. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27456-9>
19. **Bour, A., Haarr, A., Keiter, S., & Hylland, K.** (2018). Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environmental Pollution*, \*236\*, 652–660. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.006>
20. **Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., da Gama, B. A. P., & Lenz, M.** (2016). Ingested microplastics by a marine mussel influence the presence of associated bacteria. *Marine Pollution Bulletin*, \*103\*(1–2), 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>

21. **Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R.** (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, \*45\*(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
22. **Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C.** (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, \*42\*(13), 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>
23. **Bütschli, O.** (1910). *Lehrbuch der Zoologie: Zweiter Band: Wirbellose Tiere*. Verlag von W. Engelmann.
24. **Carpenter, E. J., & Smith, K. L.** (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, \*175\*(4027), 1240–1241.
25. **Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S.** (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, \*47\*(12), 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
26. **Commission européenne.** (2020). *The impact of plastic accumulation on benthic biodiversity in European marine ecosystems* (Technical Report No. EUR 29987 EN). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/005700>
27. **Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E.** (2019). Human consumption of microplastics. *Environmental Science & Technology*, \*53\*(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
28. **De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., & Avella, M.** (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific Reports*, \*9\*, 6633. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>
29. **Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C.** (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, \*135\*, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>
30. **Djekoune, R., Toumi, H., & Benazzouz, H.** (2024). Microplastic pollution in Algerian freshwater systems: An emerging environmental threat. *Environmental Science Reports*.
31. **Djemaci, A.** (2018). Gestion des déchets en Algérie: Enjeux et perspectives. *Revue des Sciences de l'Environnement*, \*5\*(2), 45–58.

32. **Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B.** (2015). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, \*104\*(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
33. **Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C.** (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, \*75\*, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
34. **Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., ... & Reisser, J.** (2015). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, \*9\*(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
35. **Farrell, P., & Nelson, K.** (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, \*177\*, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
36. **Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO].** (2020). *The economic impact of microplastic pollution on fisheries and aquaculture*.
37. **Fossi, M. C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., & Minutoli, R.** (2016). Plastic debris occurrence, convergence areas and fin whales feeding ground in the Mediterranean marine protected area Pelagos Sanctuary: A modeling approach. *Marine Environmental Research*, \*113\*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.004>
38. **Frederiksen, H., Skakkebaek, N. E., & Andersson, A.-M.** (2011). Phthalates and their metabolites in human urine and serum: Occurrence and exposure. *Environmental Health Perspectives*, \*119\*(2), 252–258. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003170>
39. **Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B.** (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, \*85\*(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
40. **Frère, L., Paul-Pont, I., Moreau, J., Soudant, P., Lambert, C., Huvet, A., & Rinnert, E.** (2017). Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environmental Pollution*, \*225\*, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.023>

41. **Gaagai, A.** (2009). *Étude de l'évolution de la qualité des eaux du barrage de Babar et de l'impact de sa défaillance sur l'environnement* [Doctoral dissertation, Université de Tébessa].
42. **Gaagai, A.** (2017). *Study of the evolution of the water quality of the Babar dam and the impact of the dam failure on the environment* [Doctoral dissertation, Université de Tébessa]. <https://hal.science/tel-03090084>
43. **Gaagai, A., & Aouissi, H.** (2021). Impact of climate change and anthropic activity on the water quality of Babar dam in Algeria. *Journal of Environmental Pollution and Management*, \*2\*(1). <http://article.scholarena.com/Impact-of-Climate-Change-and-Anthropic.pdf>
44. **Galloway, T. S., & Lewis, C. N.** (2017a). Endocrine disrupting chemicals and human health: A focus on bisphenol A. *Molecular and Cellular Endocrinology*, \*447\*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.mce.2016.12.003>
45. **Galloway, T. S., & Lewis, C. N.** (2017b). Marine microplastics spell big problems for future generations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, \*113\*(9), 2331–2333. <https://doi.org/10.1073/pnas.1600715113>
46. **Garcia, R., Martinez, A., & Lopez, J.** (2021). Adsorption properties of microplastics for persistent organic pollutants in aquatic environments. *Marine Pollution Bulletin*, \*170\*, 112678. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112678>
47. **Gardon, J., Mokrane, A., Bensalem, A., & Saidi, M.** (2022). Environmental exposure to microplastics in semi-arid freshwater ecosystems. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, \*8\*(2), 34–45.
48. **Garofalo, G., Di Stefano, A., Pescatore, T., & Robustelli, G.** (2021). Microplastic contamination in Mediterranean coastal sediments: A review. *Marine Environmental Research*, \*173\*, 105520. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105520>
49. **Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M.** (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, \*17\*(9), 1513–1521. <https://doi.org/10.1039/C5EM00207A>
50. **Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., ... & Wolf, T.** (2015). Use of microplastics beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *Marine Pollution Bulletin*, \*123\*(1–2), 1–6.
51. **Gray, J. E.** (1847). A list of the genera of recent Mollusca, their synonyma and types. *Proceedings of the Zoological Society of London*, \*15\*, 129–219.

52. **Green, D. S.** (2016). Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. *Environmental Pollution*, \*216\*, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.043>
53. **Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M.** (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, \*46\*(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
54. **Hossain, M. S., Rahman, M. S., Uddin, M. N., Sharifuzzaman, S. M., Chowdhury, S. R., Sarker, S., & Chowdhury, M. S. N.** (2019). Microplastic contamination in marine fish from the North East Atlantic Ocean. *Science of the Total Environment*, \*673\*, 756–764.
55. **Hwang, J., Choi, D., Han, S., Choi, J., & Hong, J.** (2019). Microplastic-induced activation of inflammatory pathways via TLR and NF- $\kappa$ B signaling in intestinal epithelial cells. *Toxicology Letters*, \*312\*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2019.05.005>
56. **Imhof, H. K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K., Löder, M. G. J., Löschel, L. A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A. F. R. M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., & Laforsch, C.** (2016). Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1–2), 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.010>
57. **Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K. L.** (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, \*347\*(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
58. **Jeong, C. B., Kang, H. M., Lee, M. C., Kim, D. H., Han, J., Hwang, D. S., & Lee, J. S.** (2016). Oxidative stress responses of aquatic organisms to microplastic exposure. *Aquatic Toxicology*, \*170\*, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.005>
59. **Killeen, I. J., Aldridge, D. C., & Oliver, P. G.** (2004). *Freshwater bivalves of Britain and Ireland*. Field Studies Council.
60. **Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J.** (2016). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, \*155\*, 410–422.
61. **Lamarck, J.-B. P. A. de M.** (1799). *Philosophie zoologique*. Dentu.

62. Lebreton, L. C. M., Van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, \*8\*, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
63. Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., & Li, D. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*, \*214\*, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.053>
64. Loizidou, M., Giannakopoulos, C., Beka, M., & Stamou, A. (2018). Cost analysis of beach cleaning operations in Mediterranean coastal municipalities. *Mediterranean Environmental Economics Review*, \*9\*(1), 33–47.
65. Lots, F. A. E., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A., & Bosker, T. (2017). Microplastics in sediments of the North Sea and Baltic Sea, Germany. *Marine Pollution Bulletin*, \*114\*(1), 113–120.
66. Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, \*67\*(1–2), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
67. Macfadyen, G., Huntington, T., & Cappell, R. (2009). *Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 185.
68. Mankou-Haddadi, S., Belhaouari, B., & Bouzid, A. (2021). Contamination des microplastiques en Méditerranée : état des lieux et implications écotoxicologiques. *Revue Méditerranéenne d'Environnement*, \*9\*(2), 98–112.
69. Mattsson, K., Johnson, E. V., Malmendal, A., Linse, S., Hansson, L. A., & Cedervall, T. (2017). Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Scientific Reports*, \*7\*, 11452. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11052-5>
70. Ministère de l'Environnement [Ministry of Environment, Algeria]. (2021). *Rapport sur la gestion des déchets plastiques en Algérie*.
71. Ministère des Transports [Ministry of Transport, Algeria]. (2022). *Rapport annuel sur la gestion des infrastructures portuaires et la pollution plastique en Algérie*.
72. Ministère du Tourisme [Ministry of Tourism, Algeria]. (2021). *Étude sur l'impact de la pollution plastique sur les activités touristiques en Algérie*.
73. Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, \*50\*(11), 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>

74. **Newell, R. I. E.** (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *Journal of Shellfish Research*, \*23\*(1), 51–61.
75. **Office National de la Météorologie [ONM].** (2020). *Évaluation des coûts liés à la pollution plastique dans les infrastructures urbaines algériennes.*
76. **Phuong, N. N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Chatel, A., Mouneyrac, C., & Lagarde, F.** (2018). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environmental Pollution*, \*242\*, 667–677. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.006>
77. **PlasticsEurope.** (2016). *Plastics – the Facts 2016: An analysis of European plastics production, demand and waste data.*
78. **PlasticsEurope.** (2019). *Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data.* <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2019>
79. **PlasticsEurope.** (2021). *Plastics – The facts 2021: An analysis of European plastics production, demand and waste data.* <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>
80. **Poulain, C., Gillikin, D. P., Thébault, J., Munaron, J. M., Bohn, M., Robert, R., ... & Lorrain, A.** (2018). An evaluation of Mg/Ca, Sr/Ca, and Ba/Ca ratios as environmental proxies in aragonite bivalve shells. *Chemical Geology*, \*487\*, 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.021>
81. **Prata, J. C.** (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, \*234\*, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
82. **Rafinesque, C. S.** (1815). *Analyse de la nature, ou Tableau de l'univers et des corps organisés.* Self-published.
83. **Remini, B., & Hallouche, W.** (2009). Evolution des grands barrages en régions arides: Quelques exemples algériens. *Revue Sécheresse*. <https://www.researchgate.net/publication/325809545>
84. **Rillig, M. C., Ingraffia, R., & de Souza Machado, A. A.** (2017). Microplastic incorporation into soil in agroecosystems. *Frontiers in Plant Science*, \*8\*, 1805. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805>

85. **Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J.** (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, \*3\*, 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
86. **Rouane-Hacene, O., Bensalem, S., & Haddad, M.** (2022). Contaminants organiques associés aux microplastiques sur le littoral algérien: analyse chimique et implications endocriniennes. *Toxicologie Environnementale*, \*18\*(2), 89–101.
87. **Ru, J., Wang, Y., & Zhang, H.** (2020). Fungal degradation of plastics: Current status and future perspectives. *Frontiers in Microbiology*, \*11\*, 580. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00580>
88. **Saadia, G.** (2021). Impact de l'activité anthropique sur la qualité des eaux du barrage de Babar. *Colloque CMEEZASA'2021*. <http://archives.univ-biskra.dz/bitstream/123456789/20216/1/D%C3%A9pliant%20final-CMEEZASA%272021.pdf>
89. **Scherer, C., Weber, A., Lambert, S., & Wagner, M.** (2018). Interactions of microplastics with freshwater biota. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics* (pp. 153–180). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_8)
90. **Schwarz, A. E., Ligthart, T. N., Boukris, E., & van Harmelen, T.** (2019). Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: A review study. *Science of The Total Environment*, \*682\*, 463–476.
91. **Siddique, S., Belmiloud, N., & Chaoui, M.** (2022). Socio-economic impact of microplastic contamination on artisanal aquaculture: Case study of Babar dam, Khenchela, Algeria. *Aquaculture and Society*, \*11\*(4), 201–215.
92. **Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A.** (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, \*5\*(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
93. **Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H.** (2018). Microplastics in Taihu Lake, China: Characterization, distribution, and source. *Environmental Pollution*, \*219\*, 994–1000. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.074>
94. **Taïbi, A., Benyahia, F., & Cherif, A.** (2021). Analyse de la consommation de plastique en Algérie: Tendances et perspectives. *Revue Algérienne de l'Environnement*, \*15\*(2), 45–60.

95. **Tata, F., Bouguerra, D., & Amara, R.** (2021). Distribution and characteristics of microplastics in sediments from coastal lagoons in Algeria. *Marine Pollution Bulletin*, \*166\*, 112195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112195>
96. **Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., ... & Thompson, R. C.** (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, \*364\*(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
97. **Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., ... & Russell, A. E.** (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, \*304\*(5672), 838.
98. **United Nations Environment Programme [UNEP].** (2018). *Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment*.
99. **Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R.** (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, \*193\*, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
100. **Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., ... & Reifferscheid, G.** (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, \*26\*(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
101. **Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., & Thompson, R. C.** (2020). Microplastic ingestion by mussels: Spatial and temporal variation in the UK. *Marine Pollution Bulletin*, \*151\*, 110830. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110830>
102. **Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P.** (2018). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of The Total Environment*, \*616–617\*, 827–835.
103. **Ward, J. E., & Shumway, S. E.** (2004). Separating the grain from the chaff: Particle selection in suspension- and deposit-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, \*300\*(1–2), 83–130. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.03.002>
104. **Wright, R. P., & Wright, A.** (1892). A systematic monograph of the genus *Mya*. *Transactions of the Royal Society of Canada*, \*10\*, 65–104.
105. **Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S.** (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, \*178\*, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

106. **Wu, B., Wu, X., Liu, S., Wang, Z., & Chen, L.** (2020). Size-dependent effects of microplastics on intestinal inflammation and gut microbiota in mice. *Environmental Science & Technology*, \*54\*(11), 6489–6499. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01164>
107. **Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A.** (2013). Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, \*47\*(13), 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>
108. **Zheng, J., & Suh, S.** (2019). Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. *Nature Climate Change*, \*9\*(5), 374–378. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z>

## Résumé

La pollution des écosystèmes aquatiques par les microplastiques est devenue un enjeu environnemental majeur en Algérie. L'objectif de cette étude est d'évaluer, pour la première fois, la présence, la quantité et la typologie des MPs dans le tractus gastro-intestinal d'une espèce de bivalve d'eau douce (*Anodonta cygnea*) prélevées du barrage de Babar, Khenchela (Algérie) en Avril 2025. L'analyse de 11 spécimens révèle une contamination généralisée par les MPs avec un taux d'occurrence de 100%. Au total, 146 particules de MPs ont été identifiées, variant de 2 à 46 MPs par individu avec une moyenne de  $13,27 \pm 12,49$  particules par individu. Les filaments dominent largement la typologie morphologique (94,5%) comparativement aux fragments (5,5%), tandis qu'aucune particule de type film n'a été observée. La distribution chromatique montre une prédominance du bleu (43,84%) et du noir (23,29%), suivis du rouge (14,38%) et du transparent (11,64%). Remarquablement, l'étude révèle une relation inverse entre la longueur totale, le poids total, le poids du TGI des bivalves et leur niveau de contamination. Les spécimens les plus petits étaient les plus contaminés par les MPs, et vice versa. L'analyse de régression linéaire a indiqué que chaque centimètre supplémentaire de la longueur totale, chaque gramme supplémentaire du poids total et chaque gramme supplémentaire du poids du tractus gastro-intestinal étaient associés à une réduction des particules ingérées de 1,605, de 0,036 et de 0,410, respectivement. D'autres nouvelles perspectives de recherche incluant les facteurs biologiques, écologiques et environnementaux, sont nécessaires pour une meilleure compréhension des mécanismes de contamination par les MPs chez les organismes aquatiques.

**Mots clés:** Microplastiques, Barrage de Babar, Mollusques, Bivalves, *Anodonta cygnea*.