

Ministère de l'enseignement Supérieur et de la recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Badji Mokhtar Annaba University
Université Badji Mokhtar –
Annaba

Faculté des Sciences

Département de Biologie



جامعة باجي مختار –
عنابة

كلية العلوم

قسم البيولوجيا

Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat Troisième Cycle

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Ecologie

Par :

FRIH Abdelaziz

Thème :

Biologie et Conservation des tortues dulçaquicoles de la Numidie (Nord- est Algérien).

Thèse soutenue le devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	BENSLAMA Mohamed	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Président
02	ROUAG Rachid	Prof.	Université chadli bendjedid – el Tarf	Rapporteur
03	GHALEM Rym	MCA	Université Badji Mokhtar -Annaba	Co-rapporteur
04	TELAILIA Salah	Prof.	Université chadli bendjedid – el Tarf	Examineur
05	RAMDANI Kamel	MCA	Université 8 Mai 1945 -Guelma	Examineur
06	BOUKHROUFA Mehdi	MCA	Université Badji Mokhtar -Annaba	Examineur

Dédicace

*J'aimerais, en premier lieu, remercier **Allah**, le Tout-Puissant, qui m'a accordé la volonté, la patience et le courage nécessaires pour la réalisation de ce modeste travail.*

Toutes les lettres ne sauraient trouver les mots qu'il faut, tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, l'amour, le respect et la reconnaissance que je ressens. C'est donc avec beaucoup d'humilité que je dédie cette thèse :

*À la mémoire de ma chère mère, **Moudjehed Soraya**, dont l'amour, les sacrifices et les prières ont profondément marqué ma vie. J'aurais tant aimé que tu sois présente pour partager cet accomplissement. Qu'Allah t'accorde Sa miséricorde, te couvre de Sa clémence et t'accueille dans Son vaste Paradis.*

À mon père, aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour et ma reconnaissance pour tous les sacrifices consentis pour mon éducation et mon bien-être. Merci pour ton soutien, ta patience et ta présence constante. À mes sœurs, pour leur affection, leur bienveillance et leur soutien.

*À ma famille et à mes amis, en particulier **Walid, Brahim et Abdou**, ainsi qu'à toutes les personnes, proches ou amies, qui m'ont soutenu de près ou de loin par leurs prières, leurs encouragements et leur présence, et qui ont contribué, chacun à sa manière, à l'aboutissement de ce travail.*

Remerciements

En achevant ce manuscrit, aboutissement d'un long parcours scientifique marqué par l'effort, la rigueur et la persévérance mes remerciements s'adressent en premier lieu à 'الله' qui m'a donné le courage, la force et la patience pour mener à terme ce travail de recherche. Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à l'ensemble des personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail. Leur soutien, leur disponibilité et leur engagement ont été déterminants à chaque étape de ce cheminement académique. Leur soutien, leur disponibilité et leur engagement ont été déterminants à chaque étape de ce cheminement académique.

*Je tiens tout d'abord à adresser mes remerciements les plus respectueux au **Professeur Mohamed Benslama**, Président du jury, pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de présider cette soutenance. Je le remercie vivement pour l'attention portée à ce travail, pour la rigueur scientifique de son évaluation et pour la confiance qu'il a bien voulu lui accorder.*

*Je remercie également les membres du jury, le **Professeur Salah Telailia**, le **Docteur Kamel Ramdani** et le **Docteur Boukhroufa Mehdi**, pour avoir accepté d'examiner cette thèse. Leurs analyses approfondies, leurs remarques pertinentes et leurs contributions scientifiques constituent un apport précieux à l'amélioration et à la valorisation de ce travail.*

*Ma reconnaissance la plus profonde s'adresse à mes directeurs, encadreurs scientifiques et mentors, le **Professeur Rouag Rachid**, le **Professeur Nadia Ziane** et le **Docteur Rym Ghanem**. Leur accompagnement méthodologique, leur expertise scientifique, leur disponibilité constante et leur exigence intellectuelle ont été déterminants dans la conduite et l'aboutissement de cette recherche. Je leur exprime toute ma reconnaissance pour la qualité de leur encadrement et pour la confiance qu'ils m'ont accordée tout au long de ce parcours doctoral.*

*Je souhaite également exprimer mes sincères remerciements à **Monsieur Anthony Olivier** pour son accueil au sein de l'Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes – La Tour du Valat. Les conditions de travail offertes, ainsi que son soutien scientifique et logistique, ont contribué de manière significative à la réalisation de ce travail.*

*Il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance au **Professeur Fériel Sakraoui**, ma professeure de référence durant le master et encadrante de mes premiers travaux de recherche, dont la qualité de l'enseignement, la rigueur de l'encadrement et la pertinence des conseils scientifiques ont joué un rôle déterminant dans la construction de mon parcours académique et scientifique.*

*J'adresse également mes remerciements les plus sincères à mon oncle, **Professeur Hacène Frih**, pour son soutien constant, sa bienveillance et ses encouragements indéfectibles, qui ont constitué pour moi une source précieuse de motivation tout au long de ce parcours.*

*Je souhaite remercier mon ami, le **Docteur Hadiby Rached**, pour sa disponibilité, son soutien moral et la richesse de nos échanges, qui ont contribué de manière significative à l'aboutissement de ce travail. Enfin, je remercie toutes les personnes qui ont contribué, directement ou indirectement, à l'aboutissement de cette thèse, par leurs conseils, leurs encouragements et leur soutien.*

Abd El Aziz

Résumé

Cette étude examine la morphologie corporelle, le dimorphisme sexuel et le profil des cellules sanguines de la tortue méditerranéenne (*Mauremys leprosa*) dans quatre habitats du Nord-Est de l'Algérie présentant des niveaux contrastés de pollution. Un total de 133 individus a été analysé pour les traits morphométriques et 48 pour les cellules sanguines. Les habitats pollués présentaient une conductivité et une salinité élevées et des niveaux d'oxygène dissous faibles. Dans les sites non pollués, les femelles étaient significativement plus grandes et plus lourdes que les mâles, avec un indice de masse ajusté (SMI) supérieur. Dans les sites pollués, les mâles présentaient un SMI et une taille corporelle accrus, réduisant le dimorphisme sexuel.

Les hétérophiles dominaient les leucocytes, avec un rapport hétérophiles/lymphocytes (H/L) trois fois plus élevé dans les sites pollués, indiquant un stress physiologique accru. Les érythrocytes étaient significativement plus grands dans les habitats dégradés, tandis que les paramètres nucléaires restaient stables. Ces résultats montrent que la pollution affecte principalement la taille des globules rouges et que les profils leucocytaires constituent des indicateurs fiables de stress environnemental chronique.

Ces données combinant morphologie corporelle et sanguine soulignent la réponse biologique des tortues à la dégradation des habitats et confirment l'intérêt d'utiliser ces indicateurs pour évaluer l'impact écologique sur les populations de tortues d'eau douce.

Mots-clés : *Mauremys leprosa*, dimorphisme sexuel, morphologie sanguine, pollution, stress environnemental, Algérie.

Abstract

This study examines body morphology, sexual dimorphism, and blood cell profiles of the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) across four freshwater habitats in northeastern Algeria with contrasting levels of pollution. A total of 133 individuals were analyzed for morphometric traits and 48 for blood parameters. Polluted habitats were characterized by high conductivity, salinity, and low dissolved oxygen. In unpolluted sites, females were significantly larger and heavier than males, with a higher scaled mass index (SMI). In polluted sites, males showed increased SMI and body size, reducing sexual dimorphism.

Heterophils dominated the leukocyte population, with the heterophil-to-lymphocyte (H/L) ratio three times higher in polluted sites, indicating elevated physiological stress. Erythrocytes were significantly larger in degraded habitats, while nuclear parameters remained stable. These findings indicate that pollution primarily affects red blood cell size and that leukocyte profiles are reliable indicators of chronic environmental stress.

Combining morphometric and hematological data highlights the biological responses of turtles to habitat degradation and demonstrates the value of these indicators for assessing ecological impacts on freshwater turtle populations.

Keywords: *Mauremys leprosa*, sexual dimorphism, blood morphology, pollution, environmental stress, Algeria.

الملخص

تدرس هذه الدراسة شكل الجسم، التمييز الجنسي، وملامد دلايا الدم لدى سلخفاة البركة الإسبانية (*Mauremys leprosa*) عبر أربعة مواطن مائية شمال شرق الجزائر تحتلف في مستوى التلوث. تم تحليل 133 فردًا للصفات المورفومترية و48 فردًا للمعايير الدموية. تميزت المواطن الملوثة بموصلية وملوحة عالية وانخفاض مستويات الأكسجين المذاب. في المواطن غير الملوثة، كانت الإناث أكبر حجمًا وأثقل وزنًا من الذكور، مع مؤشر كتلة مخسوب (SMI) أعلى. أما في المواطن الملوثة، أطور الذكور زيادة في مؤشر الكتلة والحجم، مما قلل التمييز الجنسي. هيمنت الدلايا المتعادلة (الوتروفيل) على تعداد الكريات البيضاء، مع نسبة الوتروفيل/المقويات (H/L) أعلى ثلاث مرات في المواطن الملوثة، مما يشير إلى إجهاد فسيولوجي مرتفع. كانت كريات الدم الحمراء أكبر حجمًا بشكل ملحوظ في المواطن المتدهورة، بينما ظلت معلمات النواة مستقرة. تشير هذه النتائج إلى أن التلوث يؤثر بشكل رئيسي على حجم كريات الدم الحمراء، وأن تعداد الكريات البيضاء يعد مؤشرًا مؤنقًا للإجهاد البيئي المزمن. توخذ هذه البيانات، من دلال الجمع بين المعايير المورفومترية والدموية، الاستجابات البيولوجية للسلاخف تجاه تدهور المواطن، وتؤكد قيمة هذه المؤشرات في تقييم التأثيرات البيئية على سكان سلخفاة البركة الإسبانية.

كلوات هتاهية: سلخفاة البركة الإسبانية، التيس الجنسي، هرفلجب الدم، التلوث، الإجهاد البيئي، الجسير

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de localisation de la zone d'étude (Présent travail)	15
Figure 2. Découpage administratif de la wilaya d'El Tarf en daïras et communes	17
Figure 3. Carte géologique de l'Algérie et de la Tunisie (Bernard & de Flotte de Roquevaire, 1925)	18
Figure 4. Carte pédologique du Nord de l'Algérie (Ichebilia, 2022)	19
Figure 5. Carte de réseau hydrographique de la wilaya d'El Tarf (Présent travail)	20
Figure 6. Carte des types de climat dans la wilaya d'El Tarf (Ghebbache, 2024)	21
Figure 7. Cartes des forêts de la wilaya d'El Tarf (Ichebilia, 2022)	22
Figure 8. Localisation de la Wilaya d'Annaba (Benotmane, 2024)	23
Figure 9. Carte des différents types de sols (Tahmi, 2022)	24
Figure 10. Carte réseau hydrographique de la wilaya d'Annaba (Hadiby, 2025)	25
Figure 11. Données Météorologiques de la température de la Ville d'Annaba (2022-2023)	26
Figure 12. Données Météorologiques des précipitations de la Ville d'Annaba (2022-2023)	27
Figure 13. Répartition géographique de <i>Mauremys leprosa</i> dans le monde (Présent travail)	30
Figure 14. Reproduction et cycle de vie de <i>Mauremys leprosa</i> (Conception Frih, 2026)	33
Figure 15. Régime alimentaire omnivore opportuniste de <i>Mauremys leprosa</i>	35
Figure 16. Importance écologique de <i>Mauremys leprosa</i> dans les écosystèmes d'eau douce	36
Figure 17. Sites d'échantillonnage de <i>Mauremys leprosa</i> dans la zone d'étude	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres physico-chimiques moyens par site d'étude	48
Tableau 2. Statistiques descriptives morphologiques selon le type de milieu	53
Tableau 3. Numération différentielle des globules blancs à Brabtia (site non pollué)	60
Tableau 4. Numération différentielle des globules blancs à Oued Bejima (site pollué)	61
Tableau 5. Mesures des érythrocytes et de leurs noyaux chez les tortues de Brabtia	66
Tableau 6. Mesures des érythrocytes et de leurs noyaux chez les tortues d'Oued Bejima	67
Tableau 7. Comparaison de l'âge à la maturité sexuelle entre mâles et femelles	71
Tableau 8. Corrélations de Spearman entre l'âge à la maturité et paramètres morphométriques	72
Tableau 9. Modèles linéaires robustes de l'âge à la maturité	73

LISTE DES IMAGES

Image 1. Morphologie externe d'une Émyde lépreuse (<i>Mauremys leprosa</i>)	31
Image 2. Compétition interspécifique entre <i>M. leprosa</i> et <i>Emys orbicularis</i> (Frih, 2023)	37
Image 3. Dimorphisme sexuel chez <i>Mauremys leprosa</i> (Frih, 2023)	32
Image 4. Activité diurne et comportement de thermorégulation (Frih, 2024)	34
Image 5. Site de Ben Amar (Commune d'Echatt, Annaba) (Frih, 2024)	28
Image 6. Site de Oued El Karma (Commune El Hadjar, Annaba) (Frih, 2024)	28
Image 7. Site de Oued Boudjema (Commune Annaba) (Frih, 2024)	29
Image 8. Site de Tabacoop (Commune Annaba) (Frih, 2024)	29
Image 9. Méthode d'échantillonnage avec nasses appâtées (Frih, 2023)	39
Image 10. Dispositif d'échantillonnage : disposition et caractéristiques (Frih, 2023)	40
Image 11. Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau (Frih, 2023)	41
Image 12. Mesures morphométriques et biométriques (Frih, 2023)	42
Image 13. Technique de ponction caudale et étalement du sang (Frih, 2024)	43
Image 14. Fixation et coloration May–Grünwald–Giemsa (Frih, 2024)	44
Image 15. Observation microscopique des frottis sanguins (Frih, 2025)	45
Image 16. Comptage différentiel des leucocytes (Frih, 2025)	45

SOMMAIRE

Résumé	3
Abstract	4
المخلص	5
I. INTRODUCTION	6
II. MATÉRIELS ET MÉTHODES	15
A. Situation géographique	15
1. Zone d'étude	15
1.1. Description générale de la zone d'étude El Tarf	16
1.2. Description générale de la zone d'étude Annaba	22
2. Sites d'étude	27
B. Modèle biologique : <i>Mauremys leprosa</i>	30
1. Classification et taxonomie	30
2. Morphologie et dimorphisme sexuel	31
3. Cycle de vie et reproduction	33
4. Régime alimentaire	35
5. Écologie et rôle écosystémique	36
6. Menaces et conservation	37
C. Méthodes d'échantillonnage	39
D. Mesures physico-chimiques	41
E. Mesures morphométriques et biométriques	42
F. Prélèvements sanguins et analyses hématologiques	43
G. Analyses statistiques	45
III. RÉSULTATS	47
A. Caractérisation physico-chimique des sites	47
1. Paramètres globaux	47
2. Gradient de minéralisation	49
B. Structure démographique et morphométrie	52
1. Distribution des poids et dimensions	52
2. Dimorphisme sexuel et répartition par stade	54
3. Relations allométriques	56
4. Analyse multivariée des paramètres physico-chimiques	58
C. Profils hématologiques	60
1. Formule leucocytaire comparative	60

2. Paramètres érythrocytaires	63
D. Morphométrie cellulaire	65
1. Dimensions érythrocytaires et nucléaires	65
2. Absence de dimorphisme sexuel érythrocytaire	67
E. Relations entre minéralisation et morphométrie	69
F. Âge à la maturité sexuelle en milieu pollué	71
IV. DISCUSSION	74
A. Gradient de qualité de l'eau et structuration des sites	74
B. Réponses morphométriques à la pollution	76
C. Biomarqueurs hématologiques du stress environnemental	78
D. Morphométrie cellulaire et dimorphisme sexuel	80
E. Traits d'histoire de vie et maturité sexuelle	82
F. Limites et perspectives	84
V. CONCLUSION	87
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	89

Introduction

I- INTRODUCTION

Les tortues d'eau douce occupent une place singulière parmi les vertébrés aquatiques. Longévives, souvent à maturation tardive et dotées de stratégies d'histoire de vie prudentes, elles sont pourtant capables de persister dans des milieux soumis à des pressions anthropiques intenses. Cette capacité à survivre dans des habitats profondément altérés -- voire à y atteindre des densités élevées -- en fait des modèles biologiques privilégiés pour l'étude de la résilience écologique, de la plasticité phénotypique et des réponses adaptatives aux perturbations environnementales **(Rowe, 1994 ; Gibbons & Lovich, 1990 ; Bonnet et al., 2001)**. Dans un contexte global de dégradation des zones humides, de fragmentation des paysages et de changement climatique, les tortues d'eau douce apparaissent ainsi comme des sentinelles potentielles de l'état de santé des écosystèmes aquatiques **(El Hassani et al., 2019 ; Le Gal et al., 2023 ; Priol et al., 2024)**.

Parmi ces espèces, l'émyde lépreuse, *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), également connue sous le nom de Cistude méditerranéenne, occupe une place particulière. Espèce typiquement méditerranéenne, elle est endémique du bassin méditerranéen, où elle se rencontre depuis l'Afrique du Nord jusqu'au sud de la France **(Palacios et al., 2015 ; Laghzaoui et al., 2020)**. Deux sous-espèces sont actuellement reconnues sur le continent africain : *M. leprosa leprosa* et *M. leprosa saharica* **(Fritz et al., 2006 ; Veríssimo et al., 2016)**. La classification taxonomique de l'espèce a été confirmée et mise à jour dans le cadre de la 9e édition du Checklist mondial des tortues **(Rhodin et al., 2021)**, qui constitue la référence actuelle en matière de systématique des chéloniens. En Algérie, cette dernière sous-espèce, *M. l. saharica*, est largement répartie, depuis les zones littorales et les plaines littorales humides jusqu'aux marges de l'Atlas saharien, occupant une grande diversité de milieux aquatiques, naturels comme artificiels **(Rouag et al., 2024 ; Laghzaoui et al., 2020)**. Cette large distribution traduit une tolérance écologique notable, mais masque aussi une exposition croissante à des pressions anthropiques hétérogènes.

Malgré sa plasticité apparente, *Mauremys leprosa* est soumise à de multiples menaces. L'intensification agricole, les aménagements hydrauliques (barrages, canaux, dérivations), la surexploitation des ressources en eau et l'urbanisation entraînent une dégradation progressive et une fragmentation croissante de ses habitats **(Mateo et al., 2003 ; Custodio et al., 2009 ; Díaz-Paniagua et al., 2015)**. Les zones humides temporaires sont asséchées ou converties, les cours d'eau sont rectifiés et canalisés, et de nombreuses pièces d'eau naturelles sont remplacées par des infrastructures artificielles liées à l'irrigation ou au traitement des eaux

usées. En parallèle, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes -- notamment des tortues d'ornement relâchées dans la nature -- accentue la compétition pour les ressources et peut favoriser la transmission de pathogènes (**Escoriza et al., 2024 ; Sancho et al., 2020**). Une revue récente et exhaustive des agents pathogènes affectant les tortues d'eau douce souligne l'importance de cette menace pour la conservation et la santé publique (**Rato et al., 2024**).

Sur le plan réglementaire, *M. leprosa* était classée « vulnérable » en Europe jusqu'en 2023 sur la Liste rouge de l'UICN (**Van Dijk et al., 2004**). Depuis 2023, grâce aux efforts de conservation et à la création d'espaces protégés Natura 2000, l'espèce a été reclassée « quasi menacée » (NT) au niveau européen (**UICN, 2023**), bien que son statut demeure particulièrement préoccupant dans certaines régions comme la France où elle fait l'objet d'un plan national d'actions reconduit (**Fischer, 2023 ; Maran & Rouot, 2024**) et figure à l'Annexe II de la Convention de Berne, ce qui reflète l'ampleur des menaces qui pèsent sur ses populations. Plusieurs études ont documenté des déclin démographiques marqués dans différentes régions de son aire de répartition, notamment en Espagne et au Portugal (**Da Silva, 2002 ; Araújo & Segurado, 1997 ; Gálvez & Albero, 2017 ; Campo & Ruiz, 2019**). Au-delà de la perte et de la dégradation de l'habitat, l'espèce est fréquemment exposée à la pollution chimique et organique (**Héritier et al., 2017 ; Ortiz-Santaliestra et al., 2019 ; Martínez-Lopez et al., 2017 ; Martínez-Silvestre et al., 2011 ; Romero et al., 2014 ; Le Gal et al., 2023, 2024**), aux espèces exotiques envahissantes déjà mentionnées, ainsi qu'à divers agents pathogènes, notamment des hémoparasites et des agents microparasites (**Hidalgo-Vila et al., 2008 ; Verneau et al., 2011 ; Meyer et al., 2015**). L'effet combiné de ces facteurs de stress, agissant à différentes échelles spatiales et temporelles, contribue à fragiliser les populations, même lorsque les densités locales paraissent élevées.

Historiquement, la plupart des travaux consacrés à *M. leprosa* se sont focalisés sur les populations européennes, en particulier ibériques (**Bertolero & Busack, 2017 ; Veríssimo et al., 2016**). Toutefois, l'espèce occupe de vastes territoires en Afrique du Nord, où les contextes écologiques, climatiques et socio-économiques diffèrent de ceux de la Péninsule Ibérique. Au cours des dernières années, un effort de recherche important s'est développé dans les pays du Maghreb, en particulier au Maroc et en Algérie. Ces études ont abordé la taxonomie et la phylogéographie de l'espèce (**Fritz et al., 2006 ; Veríssimo et al., 2016**), sa biologie et son écologie (**Attia El Hili et al., 2020 ; Loulida et al., 2021**), la condition corporelle et le dimorphisme sexuel (**Lovich, 2010 ; Bakhouch et al., 2019 ; Loulida et al., 2023**), la reproduction (**Naimi, 2021 ; Gahmous et al., 2022**), la charge parasitaire (**Attia El Hili et al., 2020, 2021 ; Laghzaoui et al., 2020 ; Ramdani et al., 2024**), ainsi que les impacts de la

pollution agricole, urbaine et industrielle (**Nasri et al., 2008 ; Slimani et al., 2018 ; Loulida et al., 2018, 2023 ; El Hassani et al., 2019**). De manière convergente, ces travaux montrent que *M. leprosa* occupe fréquemment des milieux fortement altérés (canaux d'irrigation, bassins d'orage, étangs eutrophisés, exutoires d'eaux usées) où elle parvient à se maintenir, voire à prospérer, ce qui interroge sur la nature des réponses morphologiques, physiologiques et démographiques mises en jeu. Des études récentes ont même documenté que les traits reproducteurs de *M. leprosa* peuvent être favorisés dans des habitats fortement dégradés et pollués, avec des femelles atteignant des tailles corporelles record et des tailles de pontes supérieures à celles observées dans des habitats naturels (**Gahmous et al., 2022**), ce qui soulève des questions importantes sur les mécanismes adaptatifs et les coûts physiologiques à long terme de cette apparente tolérance.

Pour *Mauremys leprosa*, les informations hématologiques disponibles sont encore fragmentaires et concernent principalement certaines populations ibériques ou marocaines (**Santoro et al., 2020 ; El Hassani et al., 2019**). Très récemment, une étude portugaise a établi de nouveaux intervalles de référence hématologiques et biochimiques pour l'espèce, révélant des différences significatives entre individus sauvages et captifs ainsi que des variations géographiques importantes (**Marques et al., 2025**). Ces travaux soulignent la nécessité de développer des valeurs de référence spécifiques à chaque région et contexte écologique. Les populations nord-africaines, notamment celles d'Algérie, restent très peu documentées sur le plan physiologique, alors même qu'elles sont exposées à des gradients de qualité de l'habitat particulièrement contrastés, allant de zones humides relativement préservées à des canaux urbains recevant des eaux usées domestiques et industrielles (**Nasri et al., 2008 ; Slimani et al., 2018 ; Loulida et al., 2018 ; Le Gal et al., 2023 ; Ramdani et al., 2024**).

Dans ce contexte, l'étude conjointe de la morphologie corporelle, de la condition corporelle, du dimorphisme sexuel et des profils hématologiques de *M. leprosa* dans des habitats contrastés apparaît comme une approche particulièrement prometteuse. En comparant des populations vivant dans des milieux préservés à d'autres occupant des habitats fortement dégradés – notamment des sites recevant des eaux usées – il est possible (i) de caractériser la structure démographique (répartition en classes de taille, sex-ratio, proportion de juvéniles et d'adultes), (ii) de décrire les variations de la morphologie et de la condition corporelle en fonction de la qualité de l'habitat, (iii) d'analyser les patterns de dimorphisme sexuel le long d'un gradient de pollution, et (iv) d'établir des valeurs de référence pour la morphologie et la taille des cellules sanguines ainsi que pour certains paramètres hématologiques de base.

Une telle approche intégrative permet non seulement de mieux comprendre les réponses phénotypiques de *M. leprosa* aux contraintes environnementales, mais aussi de fournir des outils opérationnels pour l'évaluation de l'état de santé des populations sauvages et la mise en place de mesures de gestion et de conservation adaptées. En effet, les habitats fortement dégradés, tels que certains canaux urbains et exutoires d'eaux usées, peuvent constituer des refuges de substitution pour des populations de tortues dont les habitats naturels ont disparu ou ont été fortement altérés. Cependant, la qualité écologique de ces refuges et la viabilité à long terme des populations qu'ils abritent restent largement inconnues (**Germano & Bury, 2001 ; Loulida et al., 2018 ; Le Gal et al., 2024**).

Dans le cas de l'Algérie, et plus particulièrement du nord-est du pays, la juxtaposition de zones humides d'importance internationale (lacs et marais d'El Kala, plaines alluviales, oueds côtiers) et de pôles urbains et industriels majeurs (région d'Annaba-El Tarf) offre un cadre particulièrement pertinent pour étudier ces questions. Des habitats aquatiques encore relativement préservés coexistent, à faible distance, avec des canaux artificiels, des oueds fortement chargés en effluents domestiques et industriels, et des mares périurbaines eutrophisées. *Mauremys leprosa* y est présente dans l'ensemble de ces milieux, offrant l'opportunité de comparer des populations soumises à des pressions contrastées dans une même région biogéographique (**Nasri et al., 2008 ; Bakhouch et al., 2019 ; Ramdani et al., 2024**).

Dans ce cadre, la présente thèse s'inscrit dans une démarche visant à utiliser *Mauremys leprosa* comme modèle pour comprendre les effets de la qualité de l'habitat sur la morphologie, la condition corporelle, le dimorphisme sexuel et l'état physiologique des tortues d'eau douce dans le nord-est de l'Algérie. Plus spécifiquement, elle poursuit les objectifs suivants :

1. Décrire la structure démographique et la variation morphologique de plusieurs populations de *M. leprosa* le long d'un gradient de qualité de l'eau, allant d'habitats préservés à des sites recevant des eaux usées.
2. Analyser la condition corporelle et le dimorphisme sexuel en relation avec la qualité de l'habitat, afin de déterminer dans quelle mesure les milieux dégradés modifient les schémas classiques de dimorphisme et les indices de condition corporelle.
3. Caractériser la morphologie et la taille des cellules sanguines, ainsi que certains paramètres hématologiques de base, chez des individus provenant d'habitats contrastés, afin d'identifier d'éventuelles signatures physiologiques associées à la pollution ou à la dégradation de l'habitat.

4. Établir des valeurs de référence morphométriques et hématologiques pour *M. leprosa* dans la région étudiée, qui pourront servir de base à de futurs travaux de suivi sanitaire, d'écologie et de conservation.

En combinant des approches morphométriques, démographiques et hématologiques, cette thèse ambitionne de contribuer à une meilleure compréhension des mécanismes d'adaptation et des limites de la résilience de *Mauremys leprosa* face aux transformations rapides des milieux aquatiques méditerranéens. Elle vise également à fournir des éléments d'aide à la décision pour la gestion et la conservation des zones humides et des populations de tortues d'eau douce en Algérie et, plus largement, dans le Maghreb.

Matériel et méthodes

II. MATERIEL ET METHODES

A. Situation géographique :

1. Zone d'étude :

La problématique de cette recherche repose sur l'analyse de l'écologie et de la physiologie de la tortue *Mauremys leprosa* dans deux types de milieux contrastés : forestiers et humides d'une part, et urbains d'autre part. À partir de cette thématique, trois axes de recherche ont été développés afin d'examiner les interactions entre l'espèce et les caractéristiques écologiques propres à chaque environnement.

Dans cette optique, notre étude s'est concentrée sur deux zones principales :

Le Parc National d'El Kala, représentant le milieu forestier et humide ;

La ville d'Annaba, illustrant le contexte urbain.

Une description synthétique de chacune de ces zones est présentée ci-après, afin d'établir le cadre théorique et méthodologique justifiant le choix des sites d'étude. L'ensemble des travaux a été mené dans le Parc National d'El Kala (wilaya d'El Tarf) et dans la wilaya d'Annaba, situées à l'extrême nord-est de l'Algérie (**Fig. 01**).

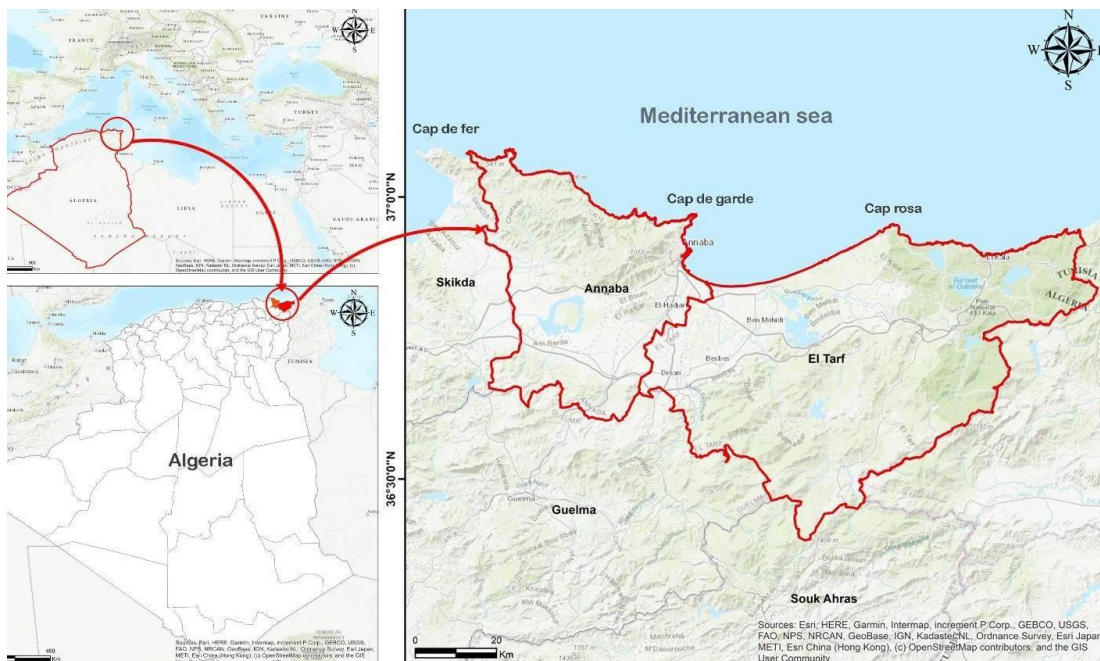


Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude (Présent travail).

1.1. Description générale de la zone d'étude El Tarf :

La wilaya d'El Tarf est située à l'extrême Nord-Est du Tell algérien, en bordure de la frontière algéro-tunisienne. Elle faisait partie de la wilaya d'Annaba jusqu'à sa promotion au rang de wilaya administrative en janvier 1985 (**Découpage Administratif Algérie, 2014**). Elle s'étend sur une superficie comprise entre 2 912,65 km² et 3 339 km² selon les sources administratives (**Découpage Administratif Algérie, 2014**), et son chef-lieu, la ville d'El Tarf, se situe à environ 650 km à l'est d'Alger.

La wilaya est limitée au nord par la mer Méditerranée, à l'est par la Tunisie, à l'ouest par la wilaya d'Annaba et au sud par les wilayas de Guelma et de Souk Ahras (**Ministère de l'Intérieur, n.d.**). Elle est structurée administrativement en sept daïras regroupant vingt-quatre communes (**Ministère de l'Intérieur, n.d.**) et comptait une population estimée à 501 561 habitants en 2021. La façade maritime, orientée globalement est-ouest, s'étend sur environ 90 km et présente un tracé majoritairement rectiligne, avec des secteurs localement sinueux (**Fig. 02**).

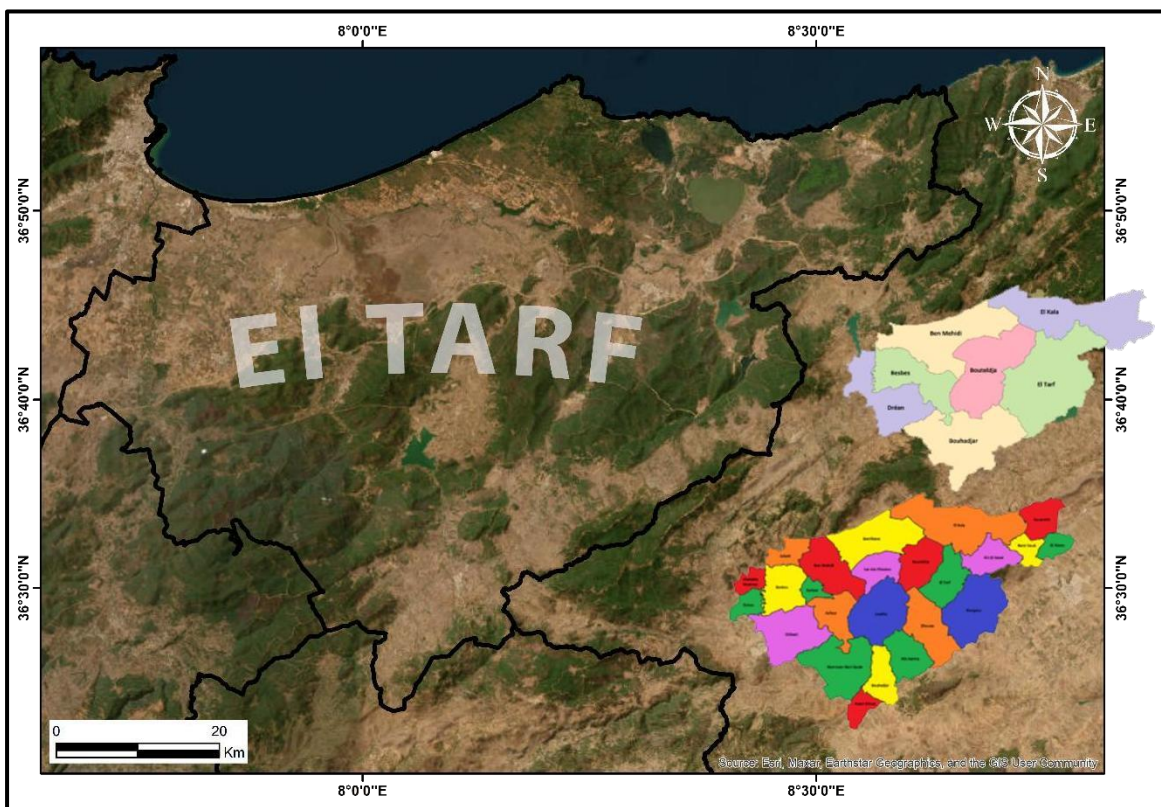


Figure 2 : Découpage administratif de la wilaya d'El Tarf en daïras et communes (Présent travail).

a. Importance écologique et zones humides :

La wilaya d'El Tarf se distingue par la présence du plus important complexe de zones humides du Maghreb (**Ministère de l'Environnement, 2018**). Ce réseau hydro-écologique comprend plusieurs sites majeurs, dont le marais de la Mekhada, considéré comme l'un des plus vastes sites humides d'Afrique du Nord avec une superficie d'environ 8 900 ha (**Saoudi et al., 2018**), le lac des Oiseaux (40 ha) (**Boukhemza, 2000**), ainsi que les lacs Mellah (860 ha), Oubeira (2 200 ha) et Tonga (2 400 ha) (**Ministère de l'Environnement, 2018 ; Chaoui et al., 2006**). À ces milieux s'ajoutent le lac Bleu et le marais de Bouredim (**Benslama et al., 2010 ; Benotmane et al., 2022**).

Ces zones humides, dont plusieurs sont classées sites Ramsar, sont interconnectées par des échanges hydrologiques permanents et jouent un rôle écologique fondamental, notamment comme zones de reproduction, d'alimentation et de refuge pour de nombreuses espèces animales, en particulier l'avifaune (**Ministère de l'Environnement, 2018 ; Saoudi et al., 2018**).

b. Milieu physique :

1. Contexte géologique et stratigraphique :

Sur le plan stratigraphique, la région d'El Tarf présente une succession de formations appartenant aux étages secondaire, tertiaire et quaternaire (**Marre, 1987**).

Le Secondaire est dominé par des formations schisteuses à tendance argileuse, de couleur bleu ardoise, avec des intercalations calcaires. Ces formations affleurent notamment dans la forêt d'El Ghorra (Menzel Beldi), au Cap Rosa, sur la rive occidentale du lac Tonga (Daïa Zitoune) et au niveau d'El Aïoun, dans le secteur d'Oued Djenane.

Le Tertiaire est représenté principalement par les formations de l'Éocène moyen, notamment les argiles de Numidie, d'une épaisseur avoisinant 300 m, occupant les zones déprimées telles que les fonds de vallées et les bordures des plaines. L'Éocène supérieur est caractérisé par les grès de Numidie, déposés sur une épaisseur d'environ 150 m, largement développés dans les monts d'El Kala et généralement recouverts de forêts de chêne-liège. Les formations du Miocène sont constituées de sables, conglomérats et argiles rouges ou grises, présentes sous forme de dépôts localisés, principalement dans la partie sud-est de la wilaya.

Le Quaternaire est marqué par une dominance de dépôts marins, notamment des formations dunaires issues de l'érosion des falaises littorales, ainsi que par des dépôts fluviaux composés de limons,

sables et galets, apportés par les principaux cours d'eau tels que les oueds El Kébir et Mellila (**Fig. 03**).

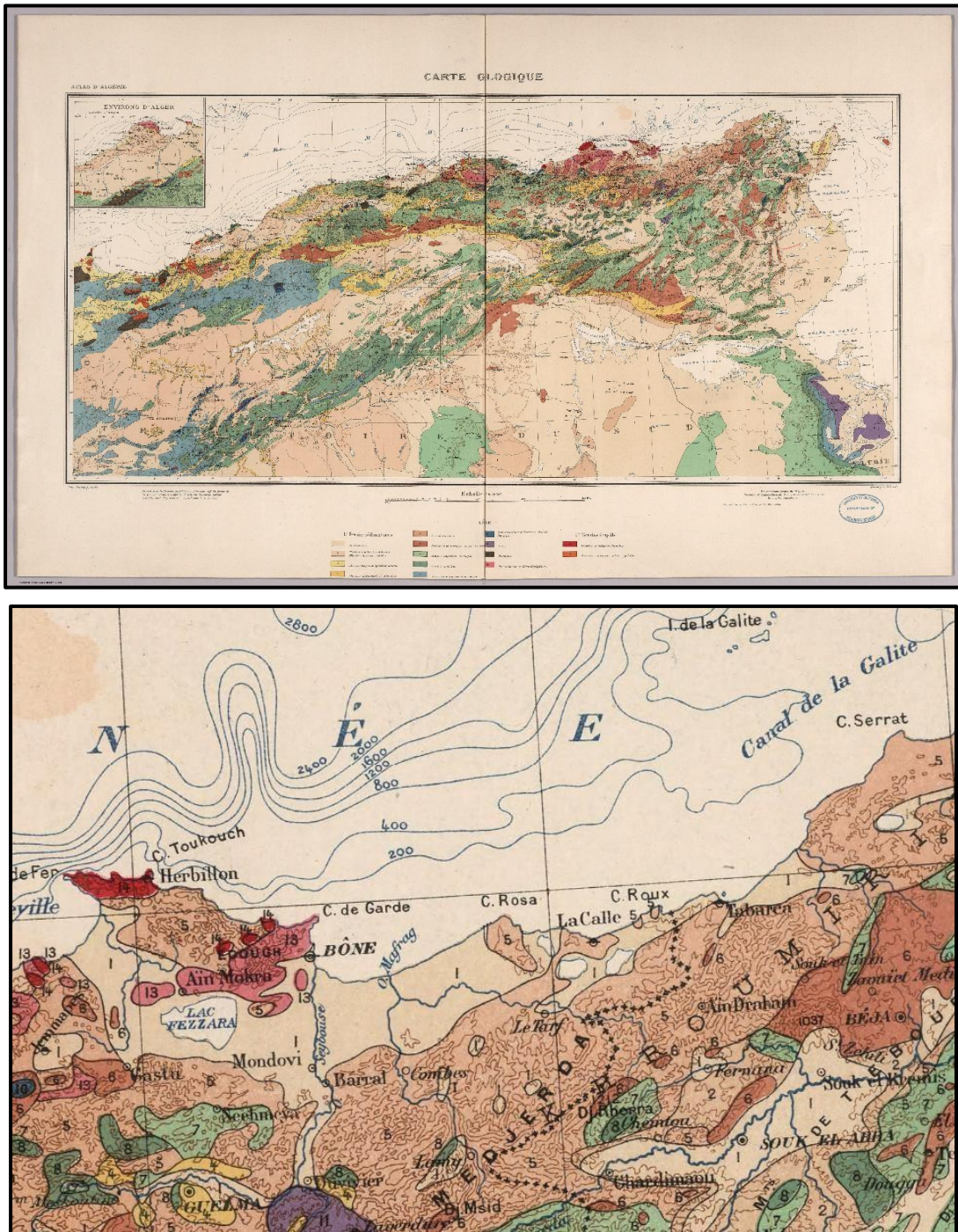


Figure 3 : Carte géologique de l'Algérie et de la Tunisie (1:15 000 000) issue de l'Atlas d'Algérie (Bernard & de Flotte de Roquevaire, 1925). A : Algérie B : Annaba et El Tarf.

2. Relief et unités topographiques :

Le relief de la wilaya d'El Tarf se caractérise par une alternance de dépressions, souvent occupées par des formations lacustres ou palustres, et de reliefs collinaires et montagneux aux formes variées (dômes, escarpements et crêtes), généralement couverts par une végétation dense (De Belair, 1990).

- D'un point de vue topographique, le territoire est subdivisé en trois grandes unités :
- Une bande côtière d'environ 90 km, englobant cinq communes ;
- Une zone de plaines sublittorales en pente douce, d'altitude inférieure à 100 m, sujette à des problèmes de drainage et à des inondations saisonnières ;
- Une région méridionale montagneuse, la plus étendue, caractérisée par un relief accidenté et d'importantes superficies forestières couvrant près de 62 % de la superficie totale de la wilaya.

Les plaines et basses collines couvrent environ 57 000 ha, soit près de 20 % de la superficie totale, et se situent principalement dans les communes d'Aïn Assel, El Tarf, Lac des Oiseaux, Ben M'Hidi, Besbes, Zerizer, El Chat, Dréan et Chebaita Mokhtar. La zone dunaire s'étend sur environ 12 000 ha (4 %), notamment dans les communes d'El Chat, Berihane, El Kala et Souarekh. La région montagneuse, d'une superficie estimée à 22 000 ha, se caractérise par une faible densité de population, une urbanisation peu développée et une agriculture majoritairement extensive (Fig. 04).

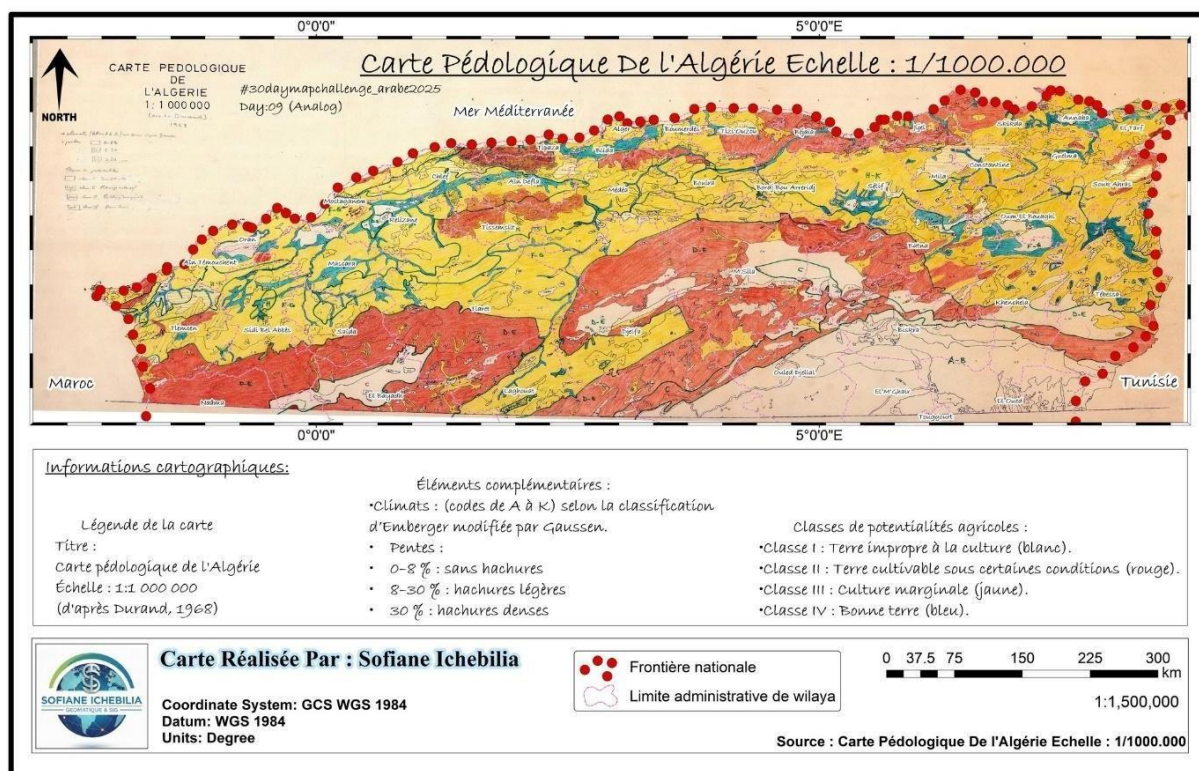


Figure 4 : Carte pédologique du Nord de l'Algérie (Sofiane Ichebilia, 2022).

3. Hydrographie :

La morphologie du territoire conditionne une organisation hydrographique complexe et structurée (**In Chaoui et al., 2006**). La wilaya d'El Tarf s'inscrit dans les bassins versants côtiers de la région constantinoise orientale et comprend les sous-bassins de la Mefragh, des côtiers d'El Kala et de l'oued Ed-Daba, ainsi qu'une partie des bassins de la Bounamoussa, du Kébir Est et de la Seybousse maritime.

Deux grands systèmes hydrographiques dominent l'ensemble du territoire. Le premier concerne l'oued Seybousse, situé dans la partie occidentale de la wilaya, entre Dréan au nord et Chihani au sud, marquant en partie la limite administrative avec la wilaya d'Annaba. Le second, le plus étendu, est celui de l'oued Mefragh, qui draine la majorité des cours d'eau de la wilaya.

Parmi les principaux oueds figurent l'oued Bounamoussa, constituant le plus vaste bassin versant de la région, recevant les apports de l'oued El Kébir et de ses affluents majeurs (M'Kouk, Bouhadjar), ainsi que l'oued Cheffia, de direction générale sud-nord, qui prend le nom d'oued Bou Latane à proximité de Bouteldja. Il convient de souligner l'existence de deux cours d'eau distincts portant le nom d'oued El Kébir : l'un à l'ouest, affluent de l'oued Bounamoussa, et l'autre à l'est, principal affluent de l'oued Mefragh, drainant la partie est et sud-est de la wilaya.

La région est également marquée par la présence de nombreuses sources, dont les plus importantes sont celles de Bougous, Bouredim et El Bhaim, totalisant un débit estimé à 150 l/s (**DHW, 2017**). L'ensemble de ce réseau hydrographique contribue à l'alimentation des zones humides majeures de la wilaya, notamment les lacs Oubeira, Tonga et Mellah, ainsi que les marais de la Mekhada et de Bouredim (**Fig. 05**).

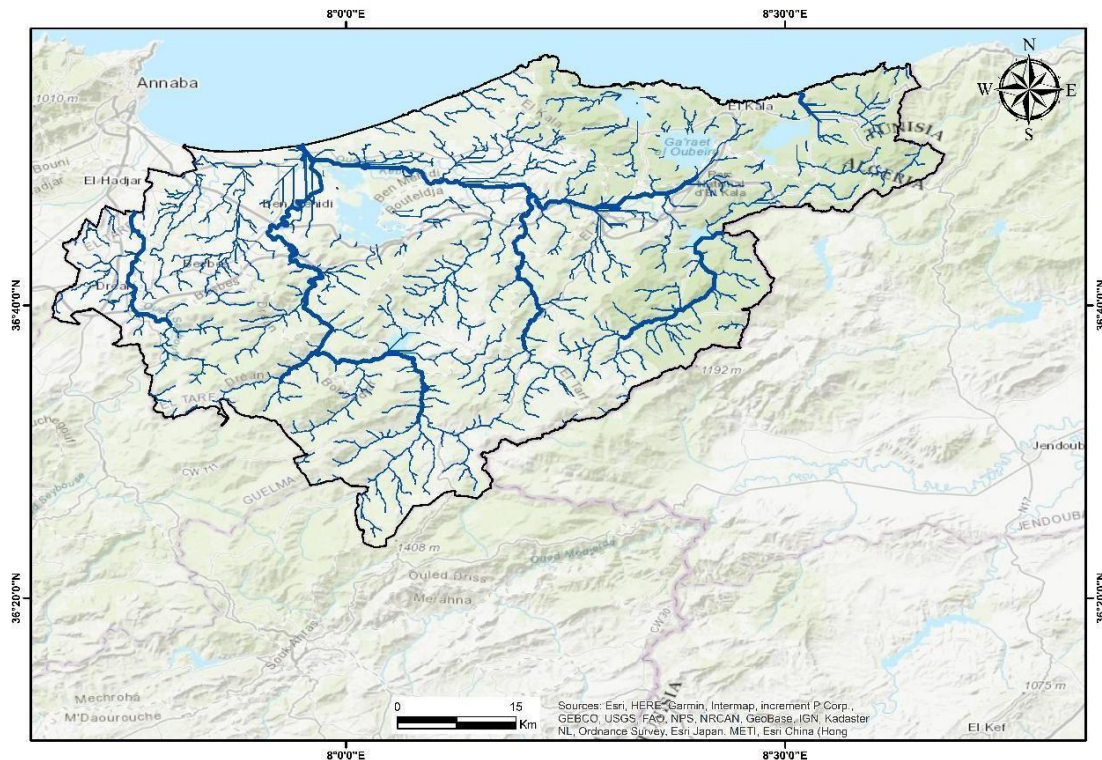


Figure 5 : Carte de réseau hydrographique de la wilaya d'El Tarf (Présent travail).

4. Caractéristiques climatiques :

Le climat de la wilaya d'El Tarf est de type méditerranéen, marqué par un contraste saisonnier prononcé (**Boulahbal, 2012 ; Taibi & Souag, 2012**). Il se caractérise par une saison humide et relativement douce s'étendant de novembre à avril et une saison chaude et sèche de mai à octobre. Les saisons de transition sont généralement courtes et peuvent être ponctuées d'épisodes climatiques extrêmes, tels que des vagues de chaleur liées aux siroccos ou des orages violents.

Les températures moyennes annuelles varient entre 10 °C et 18 °C, avec des moyennes saisonnières allant d'environ 12 °C en hiver à 28 °C en été (juillet-août). Les températures maximales estivales peuvent atteindre des valeurs très élevées, tandis que les minimas les plus bas sont enregistrés en altitude, notamment au Djebel El Ghorra. La wilaya figure parmi les régions les plus arrosées du nord de l'Algérie, avec des précipitations annuelles comprises entre 700 et plus de 900 mm en plaine (**Benyacoub, 1993 ; Taibi & Souag, 2012**).

L'humidité relative de l'air demeure élevée tout au long de l'année, avec des valeurs moyennes avoisinant 70 %, en raison de la proximité du littoral, de l'étendue des zones humides et de l'importance des formations forestières, notamment les aulnaies (**Boulahbal, 2012**). Les vents dominants soufflent du nord-ouest, particulièrement en hiver, tandis que le sirocco, vent chaud et sec

d'origine saharienne, peut intervenir ponctuellement entre mai et octobre, accentuant le déficit hydrique estival et le risque d'incendies de forêt (**Fig. 06**).

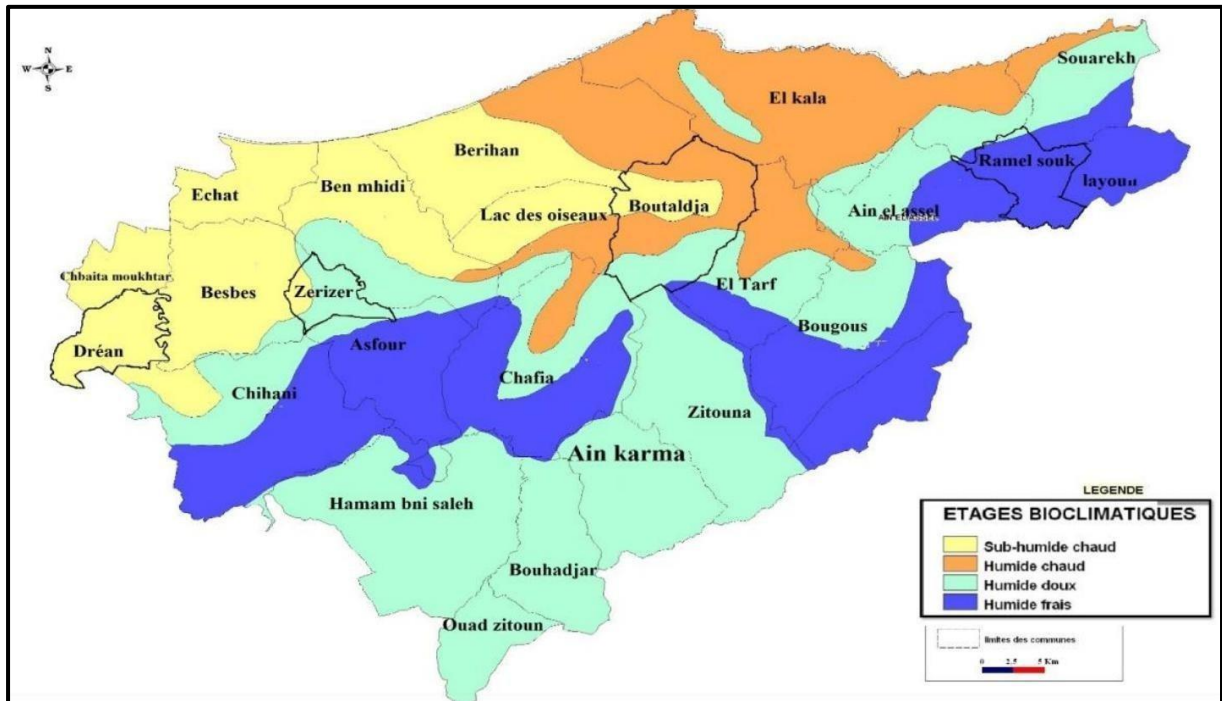


Figure 6 : Carte des types de climat dans la wilaya d'El Tarf (Ghebbache ,2024).

5. Richesse biologique et patrimoniale

La wilaya d'El Tarf possède un patrimoine biologique remarquable, bien que les connaissances restent inégalement réparties en dehors du Parc National d'El Kala. Les données disponibles font état de 191 espèces d'oiseaux (**Benyacoub, 1997**), de 17 espèces de reptiles et de 7 espèces d'amphibiens (**Rouag & Benyacoub, 2006 ; Rouag et al., 2024**), ainsi que de plus de 200 espèces d'invertébrés (**DGF, 2006**). La flore est représentée par environ 840 espèces végétales, et les formations forestières couvrent près de 174 000 ha, soit environ 57 % de la superficie totale de la wilaya (**Benyacoub et al., 1998**) (**Fig. 07**).

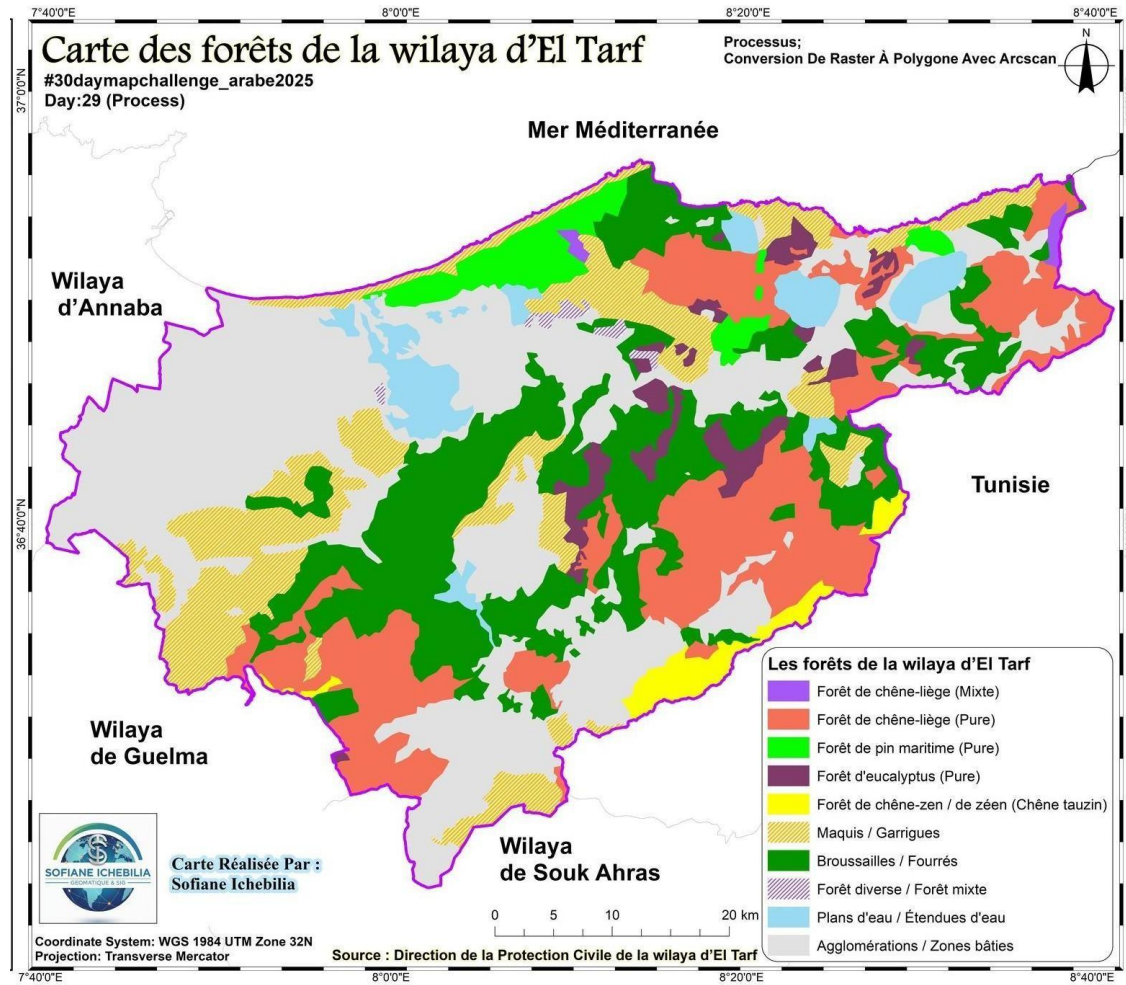


Figure 7 : Cartes des forets de la wilaya d'El Tarf (Sofiane Ichebilia, 2022).

1.2 Description générale de la zone d'étude de la Wilaya d'Annaba :

La wilaya de Annaba est la capitale industrielle de l'Est algérien, elle est située entre les latitudes 36°30' Nord et 37°03' et longitudes 7°20' Est et 8°40' Est. D'une superficie de 1411.98 Km², Annaba est bordée au Nord par la mer méditerranée, la wilaya de Skikda à l'Ouest, Guelma au Sud et à l'Est par la wilaya d'El Tarf.

La zone d'étude prend la partie Ouest de la plaine d'Annaba, ses limites sont :

- Au Nord la mer Méditerranée,
- A l'Ouest le massif de l'Edough,
- Au Sud la chaîne numidique orientale,
- A l'Est l'Oued Seybouse.

La région de Annaba est située à l'Est de l'Algérie entre les latitudes (36°30) Nord et (37°30) Nord, et les longitudes (07°20) Est et (08°40) Est, d'une superficie totale de 1411.98 Km². Elle est limitée par la mer Méditerranée au Nord, la wilaya de Skikda à l'Ouest, celle de Guelma au Sud et El Tarf à l'Est (**Maizi et al., 2010**) (**Fig. 08**).

La ville d'Annaba, la quatrième plus grande ville d'Algérie avec une population de 640 050 habitants, est une grande métropole située à 600 kilomètres de la capitale Alger. Elle s'étend sur 1 412 km², avec un littoral méditerranéen de 80 km, offrant un cadre géographique unique. Limitée au nord par la mer Méditerranée, au sud par la wilaya de Guelma, à l'est par la wilaya d'El-Tarf, et à l'ouest par la wilaya de Skikda, cette ville est entourée par des éléments naturels remarquables (**Belabed, 2009**). Annaba, en tant que centre industriel majeur, est renommée pour sa polyvalence industrielle, en particulier en tant que capitale de la production d'acier. Le complexe sidérurgique d'El Hadjar (ARCELOR MITTAL) et le complexe de production d'engrais ASMIDAL (FERTIAL, KIMIAL et SOMIAS) sont les piliers de son économie industrielle, avec 84 entreprises opérant dans divers secteurs. De plus, en tant que technopole universitaire, Annaba compte 7 facultés, soutenant le développement économique et social grâce à ses ressources scientifiques et académiques. Cette ville en pleine expansion s'impose comme un acteur essentiel de l'Algérie moderne (**Mellouk & Aroua, 2015**) (**Fig. 08**).

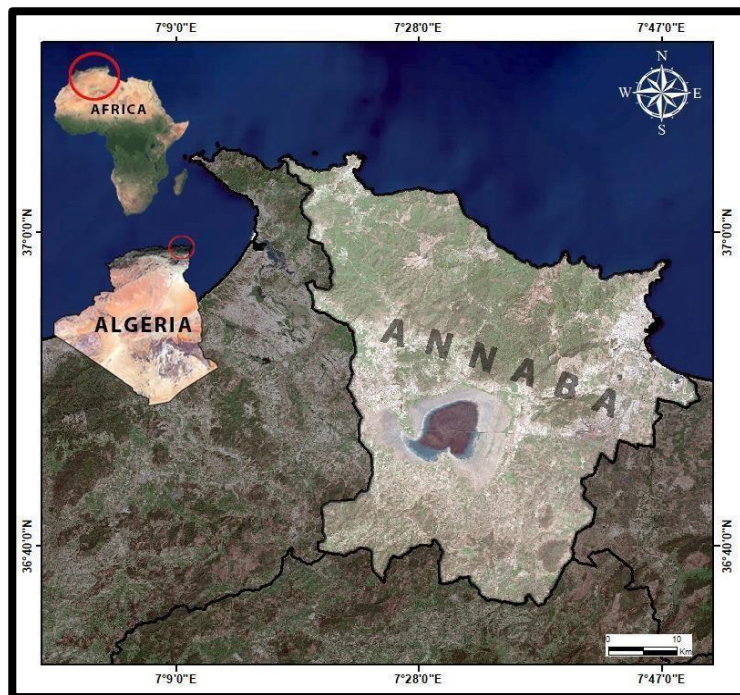


Figure 8 : Localisation de la Wilaya d'Annaba (Benotmane, 2024).

L'espace vital de la Wilaya est divisé en trois régions distinctes. La région côtière, s'étendant sur 80 kilomètres, abonde en ressources halieutiques. Les plaines, au sud de la zone côtière, couvrent environ 20% du territoire, caractérisées par leur fertilité et leur utilisation intensive pour l'agriculture. La région montagneuse occupe 52% du territoire, dominée par le Massif de l'Edough (**Aissaoui et al., 2017**)

Sur le plan pédologique, Durand en 1954 révèle que la région d'Annaba présente divers types de sols, allant des sols podzoliques insaturés destinés à la croissance du chêne-liège aux sols dunaires le long de la côte littorale, en passant par les sols alluviaux dans les plaines, et les sols solonetz et solonchets souvent marécageux (**Fig. 09**).

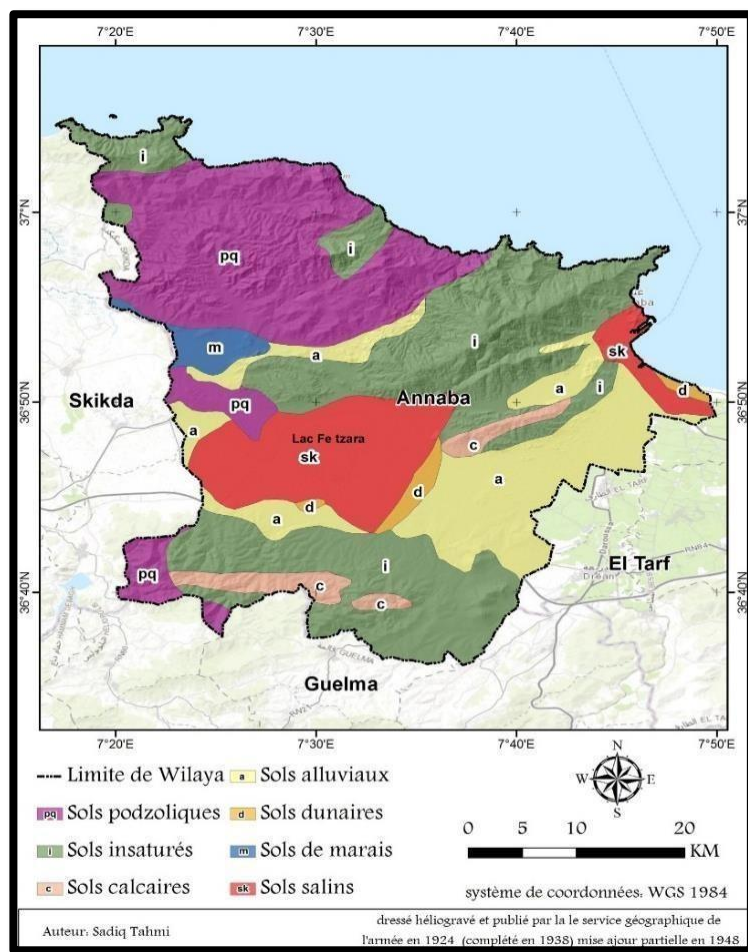


Figure 9 : Carte des différents types des sols (Carte réalisée par Sadiq Tahmi, 2022).

a. Hydrologie :

La zone étudiée s'inscrit dans le sous-bassin versant de l'oued Boudjemâa, qui constitue la partie orientale du massif de l'Edough. Ce sous-bassin est délimité par la ligne de crêtes de Bouzizi, Séraïdi et le Col des Chacals au nord et au nord-ouest, par Bellileita au sud et au sud-ouest, et par Bouhamra à l'est. À la suite de la déviation de l'embouchure de l'oued Seybouse en 1970, dont il faisait initialement partie, ce sous-bassin forme aujourd'hui un réseau hydrographique autonome (**Remita, 2008**).

Le réseau hydrographique se développe au sud-ouest à travers les sous-bassins des oueds Forcha, Sidi Harb et Bouhdid, qui convergent en aval pour constituer un cours d'eau unique se raccordant à l'oued Boudjemâa par l'intermédiaire du canal de déviation de Kef N'Sour. Le collecteur principal de ces oueds, connu sous le nom d'oued Ed-Dheb, s'écoule actuellement vers le nord, en direction de la mer Méditerranée à l'est, à la suite de la déviation opérée pour le relier à l'oued Boudjemâa à travers les collines de Kef N'Sour et la route nationale n°44 (**Remita, 2008**) (**Fig. 10**).

La zone d'étude est parcourue par quatre oueds principaux :

Oued Boudjemâa : cours d'eau principal du secteur, d'un sous-bassin estimé à 4 685 ha, et alimenté par plusieurs affluents secondaires.

Oued Forcha : situé à l'extrême nord-ouest, constitue un affluent de l'oued Ed-Dheb et son principal axe de drainage, avec un sous-bassin de 712 ha.

Oued Sidi Harb : également affluent de l'oued Ed-Dheb, draine un sous-bassin d'une superficie de 875 ha.

Oued Bouhdid : autre affluent de l'oued Ed-Dheb, couvre un sous-bassin de 2 182 ha.

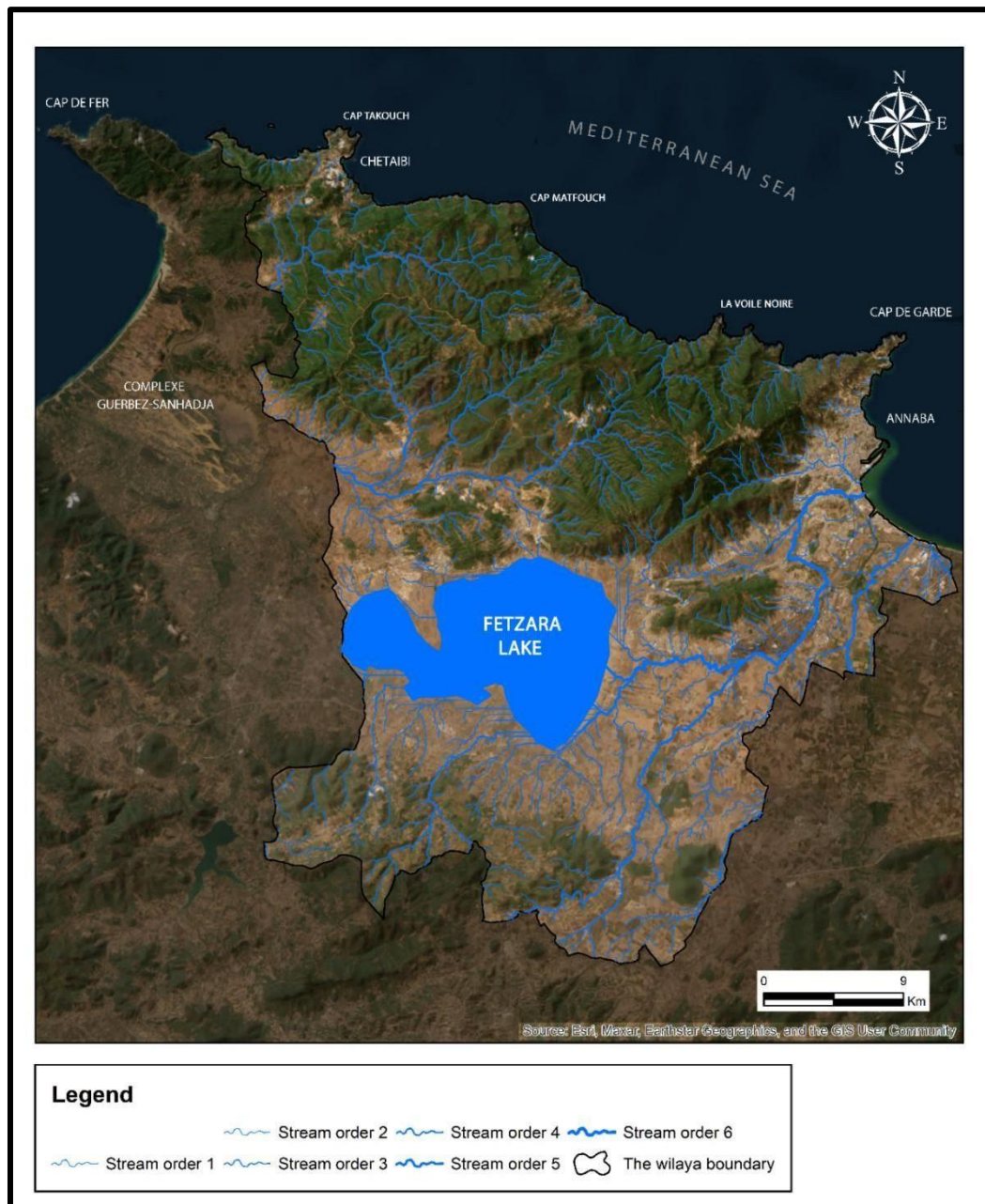


Figure 10 : Carte réseau hydrographique de la wilaya d'Annaba (Hadiby, 2025).

b. Climat

La ville d'Annaba est soumise à un climat de type méditerranéen, caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers doux, humides et pluvieux. La température moyenne annuelle y atteint 18,2 °C,

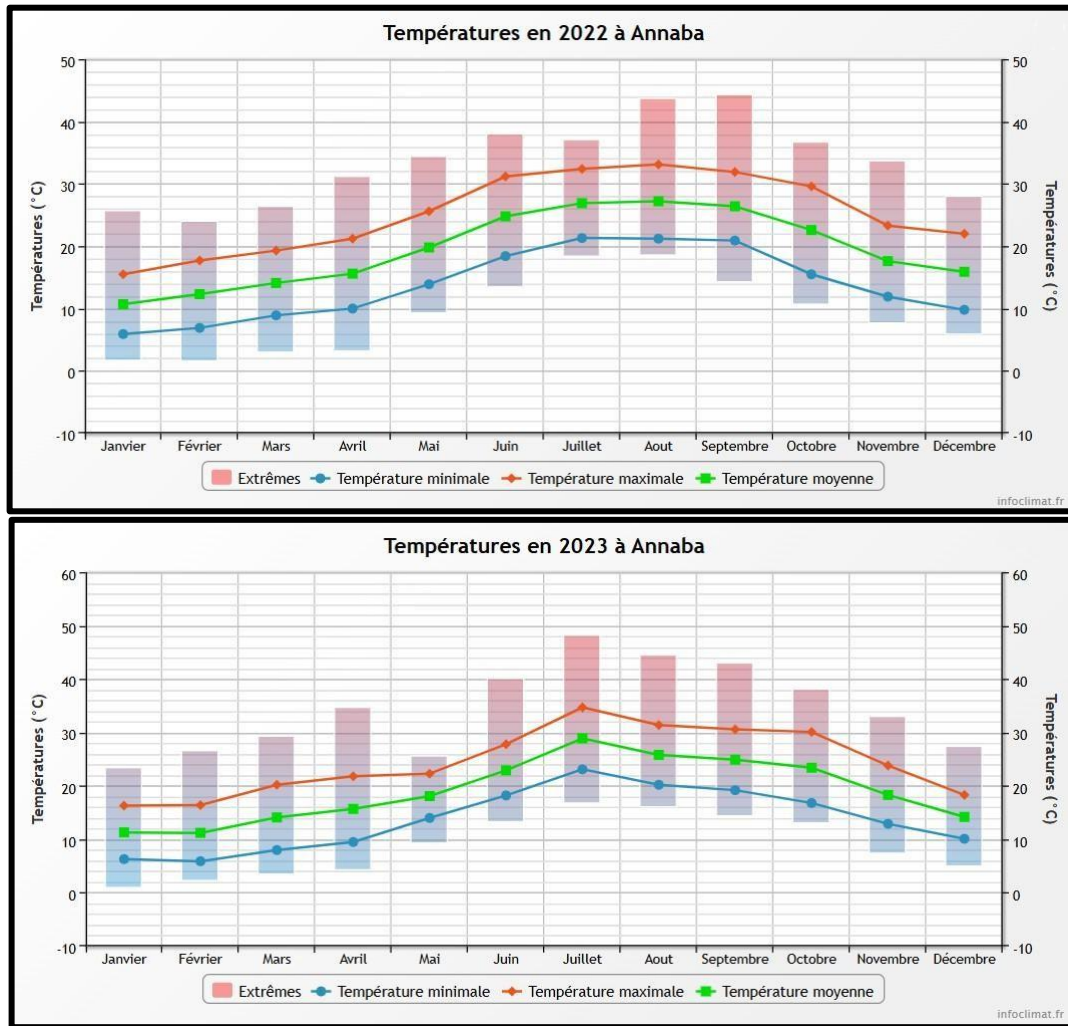
avec une pluviométrie moyenne annuelle de 741,8 mm selon les normales climatiques de la période 2010 -2021 (**Infoclimat, 2024**). Depuis 2010, une augmentation d'environ 1 °C des températures maximales et de 0,8 °C des températures moyennes a été observée, traduisant une tendance nette au réchauffement régional.

Le climat de la région d'étude, située dans le massif de l'Edough, présente les mêmes caractéristiques méditerranéennes, marquées par une alternance bien définie entre deux saisons principales :

Une saison fraîche, humide et pluvieuse, s'étendant généralement d'octobre à mai, avec des précipitations abondantes atteignant 192,96 mm au mois de décembre (station de Séraïdi) et des températures minimales moyennes avoisinant 7,84 °C en janvier ;

Une saison chaude et sèche, correspondant à la période estivale (juin à septembre), au cours de laquelle les températures maximales atteignent 25,65 °C au mois d'août (station des Salines) (**DGF, 2003**).

Les précipitations présentent une variabilité marquée selon un gradient altitudinal s'étendant du littoral jusqu'au sommet du massif (1008 m). Elles demeurent néanmoins globalement abondantes, dépassant fréquemment 1 000 mm par an (**In Boulemtafess et al., 2015**). Les variations thermiques sont influencées par plusieurs facteurs - saison, latitude, altitude et conditions atmosphériques. Dans la péninsule de l'Edough, les températures mensuelles les plus élevées sont enregistrées entre juin et août, tandis que les plus basses sont observées de novembre à mars (**Louhi, 2014**) (**Fig. 11 ; 12**).



**Figure 11 : Donnés Météorologiques de la température de la Ville de Annaba (2022-2023)(
Source : Infoclimat, 2024).**

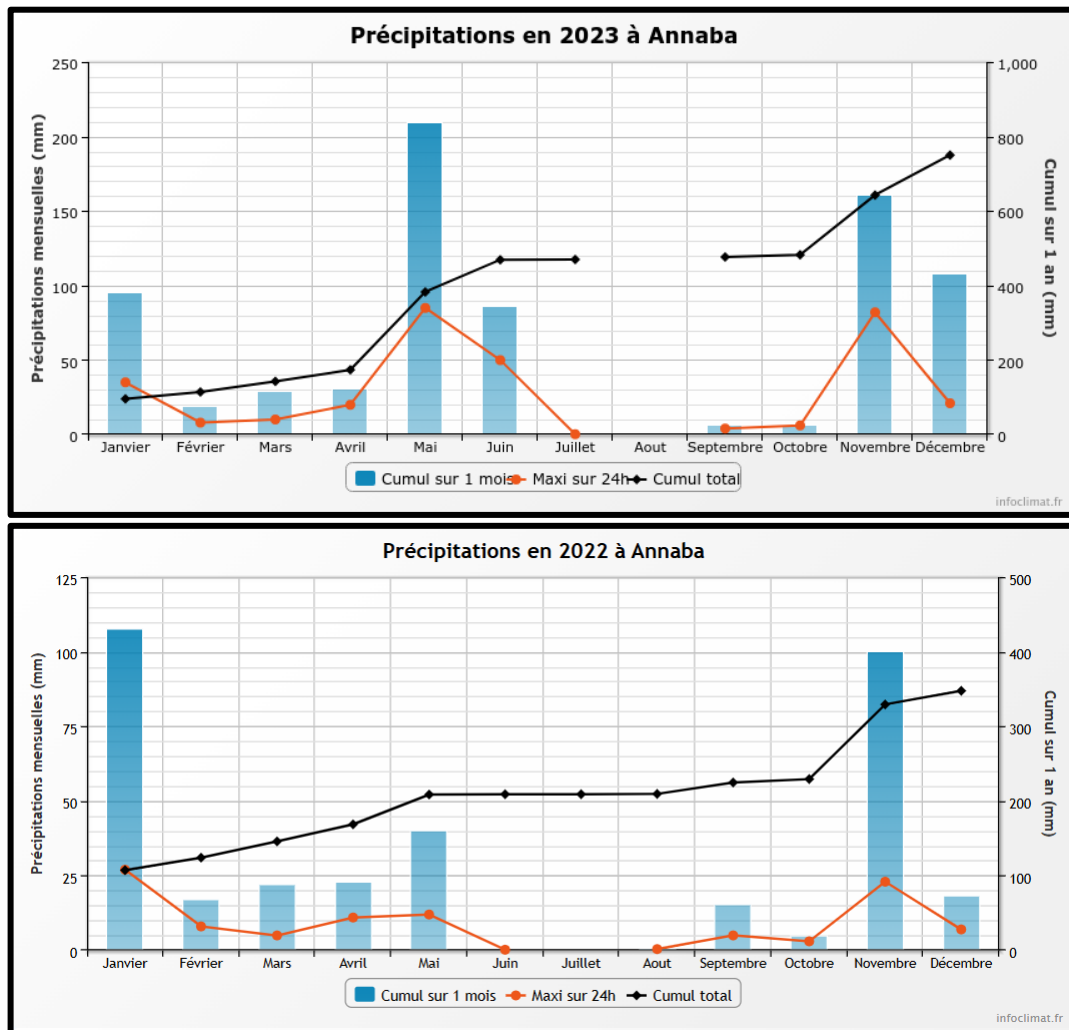


Figure 12 : Données Météorologiques de la précipitations de la Ville de Annaba (2022- 2023) (Source : Infoclimat, 2024).

Le vent agit de façon continuelle au niveau du littoral de Annaba, il a un effet direct sur la végétation, le sol et les roches en infligeant des dommages physiques, ou indirect en modifiant les autres facteurs climatiques comme, la distribution des pluies, diminue les températures et augmente l'évaporation. Les vents dominants sont ceux du Nord-Ouest qui importent les précipitations les plus importantes, ils sont caractérisés par des vitesses très élevées, et les vents du Sud-Est nommés Sirocco sont chauds, leur maximum de fréquence s'observe au mois d'août (Seltzer *et al.*, 1946).

2. Présentation du modèle biologique

Notre étude s'est focalisée sur l'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*), une tortue dulçaquicole emblématique du bassin méditerranéen, étroitement dépendante des zones humides continentales. Cette espèce occupe principalement les cours d'eau à faible courant, les étangs,

les marais et les canaux, des habitats particulièrement sensibles aux pressions anthropiques telles que la pollution, l'assèchement et les aménagements hydrauliques (**Araújo & Segurado, 1997 ; Díaz-Paniagua et al., 2015**).

Les transformations rapides des paysages au cours du dernier siècle, notamment l'urbanisation, l'expansion agricole et la fragmentation des milieux, ont profondément affecté la dynamique des populations et l'état de conservation de l'espèce (**Bertolero & Busack, 2017**). De par sa forte dépendance aux écosystèmes aquatiques et sa longévité élevée, *Mauremys leprosa* constitue ainsi un modèle biologique pertinent pour analyser les effets de la dégradation des zones humides méditerranéennes sur la faune reptilienne (**El Hassani et al., 2019 ; Le Gal et al., 2023**).

2.1. Position systématique de *Mauremys leprosa*

- **Règne** : Animalia (Animaux)
- **Embranchement** : Chordata (Chordés, possédant une notochorde)
- **Sous-embranchement** : Vertebrata (Vertébrés)
- **Classe** : Reptilia (Reptiles)
- **Ordre** : Testudines ou Chelonii (Tortues)
- **Sous-ordre** : Cryptodira (tortues qui replient le cou en « S » vertical dans la carapace)
- **Super-famille** : Testudinoidea
- **Famille** : Geoemydidae (tortues paléarctiques et asiatiques d'eau douce)
- **Genre** : *Mauremys* (Émydes paléarctiques et asiatiques)
- **Espèce** : *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) - Émyde lépreuse

2.2. Description de l'espèce (description morphologique)

- L'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) est une tortue dulçaquicole de taille moyenne, caractérisée par une carapace ovale, basse et faiblement convexe, conférant à l'animal une silhouette globalement aplatie (**Bertolero & Busack, 2017**). La dossière présente une coloration variant de l'olive au brun, souvent ornée de marbrures ou de stries jaunâtres plus ou moins marquées selon les individus.
- Le plastron est rigide, dépourvu de charnière, généralement jaunâtre et fréquemment marqué de taches sombres d'extension variable. Les écailles anales sont nettement échancrées en avant de la queue, caractère morphologique diagnostique de l'espèce (**Ernst & Lovich, 2009**).

- La tête, le cou et les membres sont de coloration olive à grisâtre, ornés de bandes ou de vermiculations jaunâtres, particulièrement visibles au niveau du cou, à l'origine de l'appellation vernaculaire de « tortue à cou rayé ». Des altérations cutanées localisées au niveau des sutures entre écailles peuvent parfois être observées ; ce caractère a historiquement motivé l'épithète spécifique *M.leprosa* (Cheylan, 1982) (Image 1).



Image 1 : Morphologie externe d'une Emyde lépreuse (*Mauremys leprosa*)
(Cliché Frih, 2023).

2.3. Répartition géographique

Mauremys leprosa présente une répartition essentiellement méditerranéenne, couvrant l'Afrique du Nord et la péninsule Ibérique. En Afrique du Nord, l'espèce est largement distribuée au Maroc, en Algérie et en Tunisie, avec des populations plus fragmentées en Libye (Fritz *et al.*, 2006 ; Veríssimo *et al.*, 2016).

En Europe, l'espèce est abondante en Espagne et au Portugal, tandis qu'en France son aire est extrêmement restreinte et limitée à quelques populations relictuelles des Pyrénées-Orientales (Cheylan, 1982 ; Bertolero & Busack, 2017) (Fig.13).

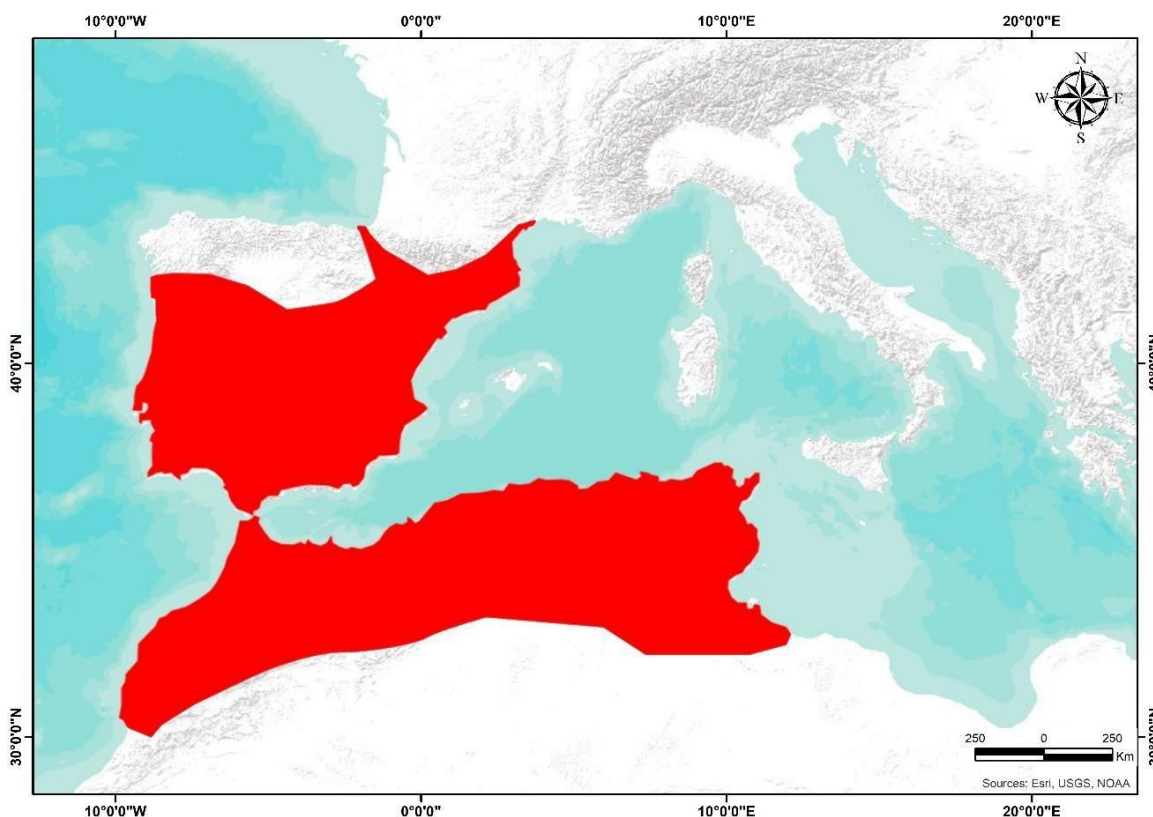


Figure 13 : Répartition géographique de *Mauremys leprosa* dans le monde (Présent travail).

2.4. Prédateurs :

Mauremys leprosa dispose de moyens de défense limités : sa carapace constitue sa principale protection, et les glandes inguinales peuvent émettre une sécrétion odorante rappelant l'odeur de poisson (Bertolero & Busack, 2017).

Les carnivores autochtones (fouine, loutre, blaireau, sanglier) prédatent principalement les œufs et les juvéniles. Les espèces exotiques envahissantes, telles que le vison d'Amérique et le ragondin, représentent également une menace indirecte en dégradant les zones de ponte (Keller, 1997).

2.5. Compétition avec l'*Emys orbicularis* :

Les études ont mis en évidence que dans les zones d'eau où était retrouvée *Mauremys leprosa*, *Emys orbicularis* l'était également (Keller, 1997) mais il ne semble pas y avoir d'interactions

compétitives directes entre ces deux tortues. De plus, la densité de *Mauremys leprosa* est généralement plus importante que celle d'*Emys orbicularis* (Díaz-Paniagua et al., 2015) (Image 2).



Image 2 : *Mauremys leprosa* et *Emys orbicularis* (Cliché Frih, 2023).

2.6. Habitat :

L'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) est une tortue dulçaquicole strictement inféodée aux zones humides continentales, occupant une grande diversité de milieux aquatiques. Elle fréquente principalement les cours d'eau à faible courant, les étangs, les marais, les canaux d'irrigation ainsi que les oueds temporaires ou permanents, aussi bien en contexte naturel qu'anthropisé (Díaz-Paniagua et al., 2015 ; Keller, 1997).

Cette espèce présente une remarquable plasticité écologique, lui permettant de persister dans des habitats aux conditions environnementales très contrastées. *Mauremys leprosa* peut ainsi coloniser aussi bien des eaux relativement claires et bien oxygénées que des milieux fortement eutrophisés ou pollués, à condition que subsistent des structures de refuge et de thermorégulation telles que des berges végétalisées, des troncs émergés, des rochers ou une végétation aquatique suffisante (El Hassani et al., 2019 ; Priol et al., 2024).

Les micro-habitats jouent un rôle essentiel dans la sélection de l'habitat par l'espèce. Les zones offrant des supports d'insolation sont indispensables à la thermorégulation, tandis que la présence de végétation dense ou de substrats meubles permet aux individus de se dissimuler

face aux prédateurs et de réduire les contraintes thermiques ou hydriques. Dans les milieux temporaires ou soumis à des variations hydrologiques marquées, *M. leprosa* est capable de se réfugier dans la vase ou sous la végétation rivulaire lors des périodes de sécheresse, illustrant une capacité d'adaptation comportementale élevée (Cheylan, 1982 ; Bertolero & Busack, 2017).

Des études récentes ont montré que cette plasticité écologique s'accompagne de réponses morphologiques, physiologiques et démographiques variables selon la qualité de l'habitat. Dans certains milieux dégradés mais riches en nutriments, les populations peuvent présenter des densités élevées et des individus de grande taille, malgré une forte exposition aux polluants, traduisant une capacité de tolérance exceptionnelle chez cette espèce (El Hassani *et al.*, 2019 ; Le Gal *et al.*, 2024). Toutefois, cette apparente résilience peut masquer des effets sublétaux à long terme, notamment sur la reproduction, la survie des juvéniles et la structure des populations.

Ainsi, bien que *Mauremys leprosa* soit considérée comme l'une des tortues d'eau douce méditerranéennes les plus tolérantes aux perturbations anthropiques, la persistance de ses populations reste étroitement dépendante du maintien d'un minimum de fonctionnalité écologique des zones humides qu'elle occupe (Le Gal *et al.*, 2023 ; Priol *et al.*, 2024).

2.7. Données bio-écologiques :

Comme chez la majorité des tortues dulçaquicoles, *Mauremys leprosa* présente un dimorphisme sexuel marqué, qui se manifeste par des différences morphologiques nettes entre mâles et femelles adultes. Ce dimorphisme concerne principalement la taille corporelle, la morphologie du plastron ainsi que la structure de la queue et la position du cloaque (Cheylan, 1982 ; Maran, 1996 ; Gahmous *et al.*, 2022).

Les femelles sont significativement plus grandes et plus massives que les mâles. Elles atteignent généralement des longueurs de carapace supérieures à 140 mm, tandis que les mâles parviennent à la maturité sexuelle à des tailles comprises entre 70 et 90 mm. Cette différence de taille est interprétée comme une stratégie adaptative liée à la reproduction, les femelles de grande taille disposant d'un volume corporel accru permettant la production et la rétention d'un nombre plus important d'œufs (Cheylan, 1982 ; Maran, 1996 ; Gahmous *et al.*, 2022).

La morphologie du plastron constitue un autre caractère sexuel secondaire important. Chez les mâles, le plastron est généralement concave, en particulier au niveau des écailles abdominales et fémorales, ce qui facilite le positionnement et le maintien lors de l'accouplement sur la

carapace bombée de la femelle. À l'inverse, les femelles présentent un plastron plat à légèrement convexe, configuration favorisant l'augmentation de la cavité abdominale et le développement folliculaire (Bonnet *et al.*, 2001 ; Ernst & Lovich, 2009).

Le dimorphisme sexuel concerne également la queue et la position du cloaque. Les mâles possèdent une queue proportionnellement plus développée sur le plan fonctionnel, avec un cloaque implanté plus distalement par rapport à la base de la carapace. Ce caractère se traduit par une longueur préanale significativement plus élevée chez les mâles que chez les femelles et constitue un critère morphologique fiable pour le sexage des individus adultes, y compris lorsque la longueur totale de la queue ne diffère pas systématiquement entre les sexes (Pérez-Santigosa *et al.*, 2006).

Dans l'ensemble, l'expression du dimorphisme sexuel chez *Mauremys leprosa* résulte de compromis évolutifs entre contraintes locomotrices, exigences reproductives et stratégies de croissance différentielles entre les sexes, comme observé chez de nombreuses espèces de tortues d'eau douce (Ernst & Lovich, 2009) (Image 3).



Image 3 : Dimorphisme sexuel chez *Mauremys leprosa* (taille corporelle, plastron et morphologie de la queue) (Cliché Frih, 2023).

2.8. Reproduction et cycle de vie

La reproduction de l'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) s'effectue principalement au printemps et au début de l'été, avec une phénologie variable selon les conditions climatiques locales et la latitude (**Díaz-Paniagua et al., 2015**). Dans les régions méditerranéennes, l'activité reproductrice débute généralement après la sortie de brumation, lorsque les températures de l'eau et de l'air atteignent des valeurs favorables à l'activité métabolique et hormonale.

Les femelles réalisent une à deux pontes par an, bien que la fréquence et la taille des pontes puissent varier en fonction de l'âge, de la taille corporelle et de la qualité de l'habitat. Chaque ponte comprend généralement de 3 à 14 œufs, déposés dans des sols meubles, bien drainés et situés à proximité immédiate de l'eau, souvent sur des berges exposées au soleil (**Bertolero & Busack, 2017 ; Gahmous et al., 2022**). La sélection du site de ponte est un facteur déterminant pour le succès de l'incubation, les femelles privilégiant des substrats permettant un compromis optimal entre humidité et température.

La durée d'incubation présente une variabilité géographique marquée. En Afrique du Nord, elle s'étend en moyenne de 45 à 70 jours, tandis qu'en Europe méridionale elle peut atteindre 55 à 108 jours, en fonction des conditions thermiques du sol (**Maran, 1996 ; Díaz-Paniagua et al., 2014**). L'éclosion survient généralement à la fin de l'été ou en début d'automne, fréquemment synchronisée avec les premières précipitations, facilitant l'accès des nouveau-nés au milieu aquatique.

La maturité sexuelle est atteinte à des âges et des tailles différentes selon le sexe. Les mâles atteignent la maturité sexuelle plus précocement, généralement entre 4 et 6 ans, dès que la longueur de leur carapace atteint environ 70 à 90 mm. Les femelles, en revanche, atteignent la maturité plus tardivement, souvent entre 6 et 8 ans, voire davantage dans les milieux pauvres en ressources, lorsqu'elles dépassent 140 mm de longueur de carapace (**Cheyland, 1982 ; Maran, 1996 ; Fritz et al., 2006 ; Veríssimo et al., 2016**).

Cette maturité tardive, associée à une longévité élevée et à un faible taux de renouvellement générationnel, rend les populations de *Mauremys leprosa* particulièrement sensibles aux perturbations anthropiques affectant la survie des œufs, des juvéniles et des femelles reproductrices (**Bertolero & Busack, 2017 ; Le Gal et al., 2023**) (Fig. 14).

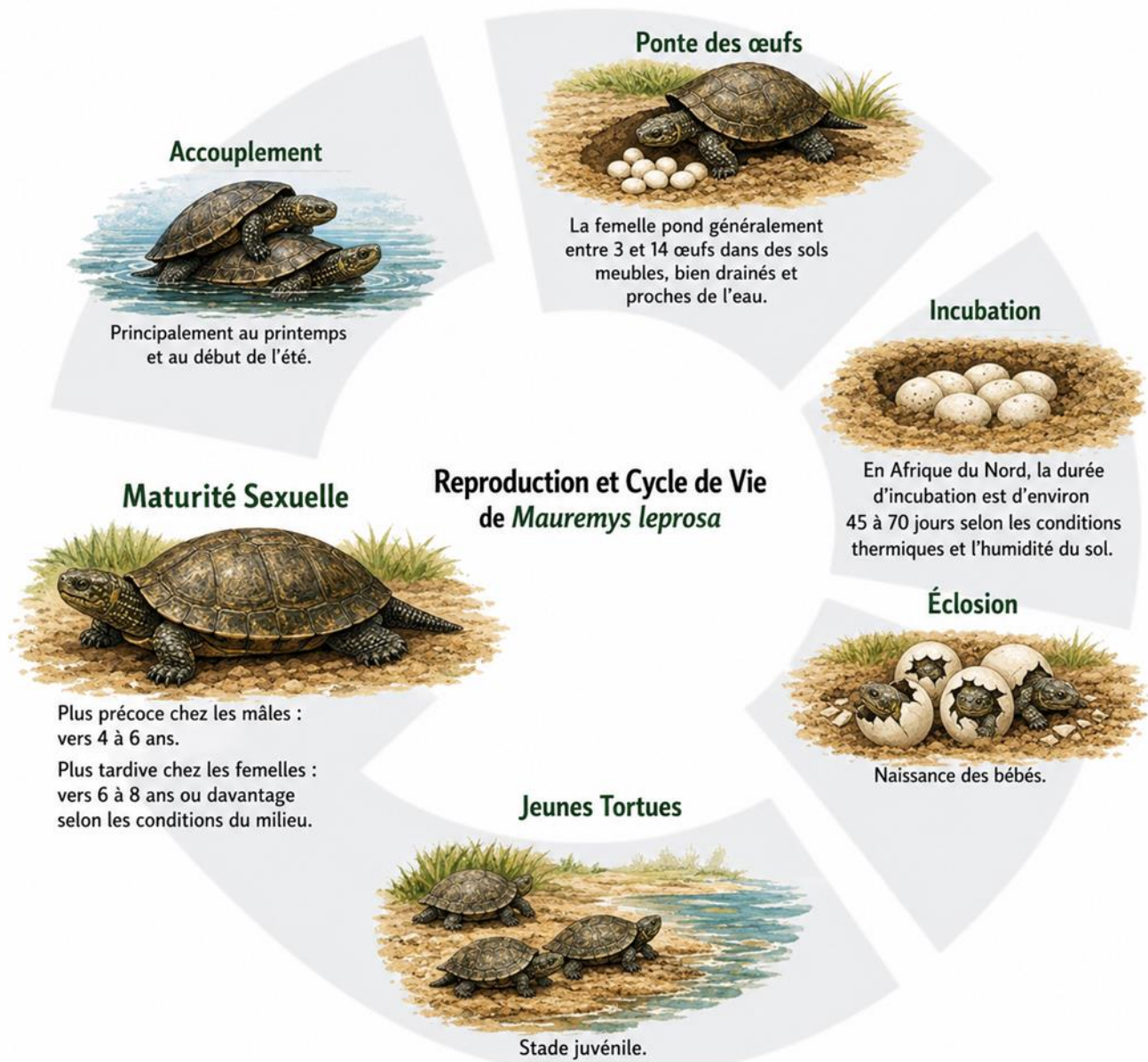


Figure 14 : Reproduction et cycle de vie de *Mauremys leprosa* (Conception Frih, 2026).

2.9. Régime alimentaire

L'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) est une espèce omnivore opportuniste, présentant une grande plasticité trophique. Son régime alimentaire inclut une large gamme de proies animales telles que des invertébrés aquatiques (insectes, larves, mollusques, crustacés), des têtards, des œufs et des alevins de poissons, ainsi qu'une fraction non négligeable de végétaux aquatiques et terrestres (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015 ; Bertolero & Busack, 2017).

Le régime alimentaire varie en fonction de l'âge et de la taille des individus. Les juvéniles présentent une alimentation majoritairement carnivore, répondant à des besoins élevés en

Biologie et Conservation des tortues dulçaquicoles de la Numidie (Nord- est Algérien).
protéines pour la croissance, tandis que les adultes adoptent progressivement un régime plus

omnivore, avec une augmentation de la consommation de matière végétale (**Bertolero & Busack, 2017**). Des études menées dans des milieux dégradés ont également mis en évidence des comportements de charognage et de coprophagie, traduisant une forte capacité d'adaptation aux ressources disponibles dans les eaux eutrophes ou polluées (**Gahmous et al., 2022 ; El Hassani et al., 2019**) (Fig.15).

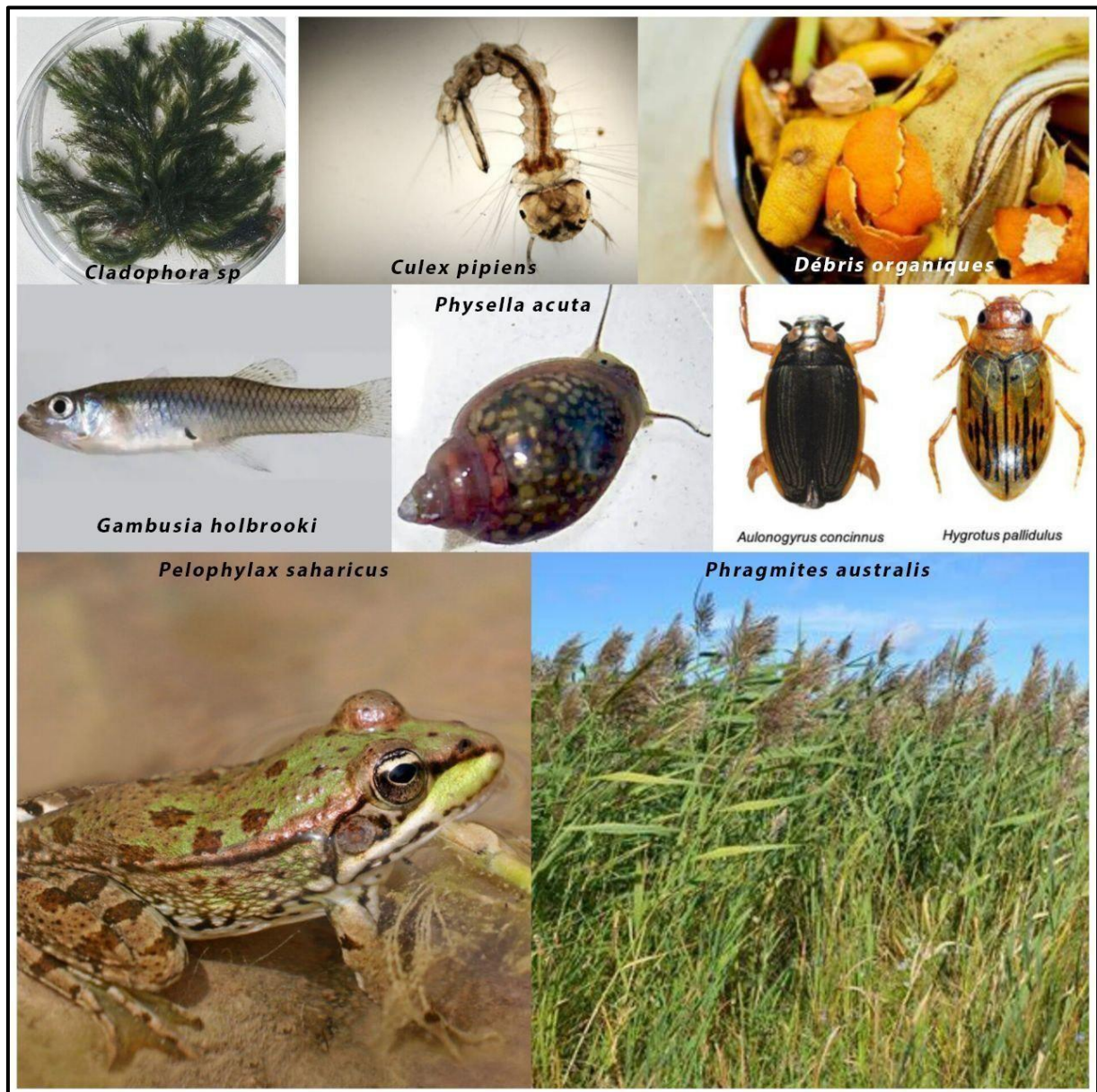


Figure 15 : Régime alimentaire omnivore opportuniste de *Mauremys leprosa* (Pinterest, 2026).

2.10. Activité et comportement

Mauremys leprosa est une espèce principalement diurne, dont l'activité quotidienne est étroitement liée aux conditions thermiques et à la disponibilité des sites de thermorégulation. Les individus alternent des phases de recherche alimentaire et des périodes d'exposition au soleil sur des supports émergés tels que des rochers, des troncs ou des berges végétalisées, indispensables au maintien de l'équilibre physiologique (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015 ; Priol *et al.*, 2024).

Les cycles d'activité saisonniers varient selon les régions biogéographiques. Dans les zones tempérées, l'espèce entre en brumation hivernale, réduisant fortement son métabolisme et son activité locomotrice. À l'inverse, dans les régions méditerranéennes semi-arides, *M. leprosa* peut présenter des phases d'estivation lors des périodes de sécheresse estivale prolongée, se réfugiant dans les sédiments ou sous la végétation rivulaire (Cheylan, 1982 ; Bertolero & Busack, 2017) (Image 4).



Image 4 : Activité diurne et comportement de thermorégulation chez *Mauremys leprosa* (Cliché Frih, 2024).

2.11. Longévité

L'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) est une espèce à long cycle de vie, caractéristique des tortues d'eau douce. Les observations en captivité et dans la nature indiquent une longévité moyenne comprise entre 25 et 40 ans, avec des individus pouvant dépasser 60 ans dans des conditions optimales (Maran, 1996 ; Cheylan, 1982). En captivité, certains spécimens ont atteint plus de 70 ans, ce qui confirme son statut d'espèce longévive à maturité tardive et à faible renouvellement générationnel (Fritz *et al.*, 2006 ; Bertolero & Busack, 2017). Dans la

nature, la longévité effective est cependant souvent réduite par les pressions anthropiques (pollution, destruction d'habitats, prédation des œufs et des juvéniles), ainsi que par la concurrence et les impacts associés à des espèces exotiques envahissantes, notamment la tortue de Floride *Trachemys scripta elegans* (**Bertolero & Busack, 2017 ; Verneau et al., 2011 ; Meyer et al., 2015**).

2.12. Importance écologique

Par son lien étroit avec les zones humides méditerranéennes, l'Émyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) joue un rôle fonctionnel important au sein des écosystèmes aquatiques continentaux. En tant qu'espèce omnivore, elle intervient à différents niveaux des réseaux trophiques et contribue à l'équilibre écologique des milieux qu'elle occupe (**Díaz-Paniagua et al., 2015 ; Bertolero & Busack, 2017**). En raison de sa longévité élevée, de sa fidélité au site et de sa position intermédiaire dans la chaîne trophique, *M. leprosa* constitue un bio-indicateur pertinent de la qualité des zones humides. Ces caractéristiques favorisent la bioaccumulation progressive des contaminants et permettent d'intégrer les effets des pressions anthropiques chroniques, telles que la pollution et l'eutrophisation (**Martínez-López et al., 2017 ; El Hassani et al., 2019**).

Plusieurs études ont montré que les variations morphologiques, physiologiques et démographiques observées chez cette espèce reflètent étroitement l'état écologique des habitats occupés. Bien que *M. leprosa* puisse persister dans des milieux dégradés, cette tolérance apparente peut masquer des effets sublétaux à long terme, soulignant son intérêt comme espèce sentinelle pour le suivi environnemental (**Héritier et al., 2017 ; Le Gal et al., 2023**). Ainsi, la prise en compte de l'Émyde lépreuse dans les programmes de conservation et de gestion des zones humides méditerranéennes constitue un outil pertinent pour l'évaluation et la restauration des écosystèmes aquatiques (**Van Dijk et al., 2004 ; Priol et al., 2024**) (**Fig.16**).

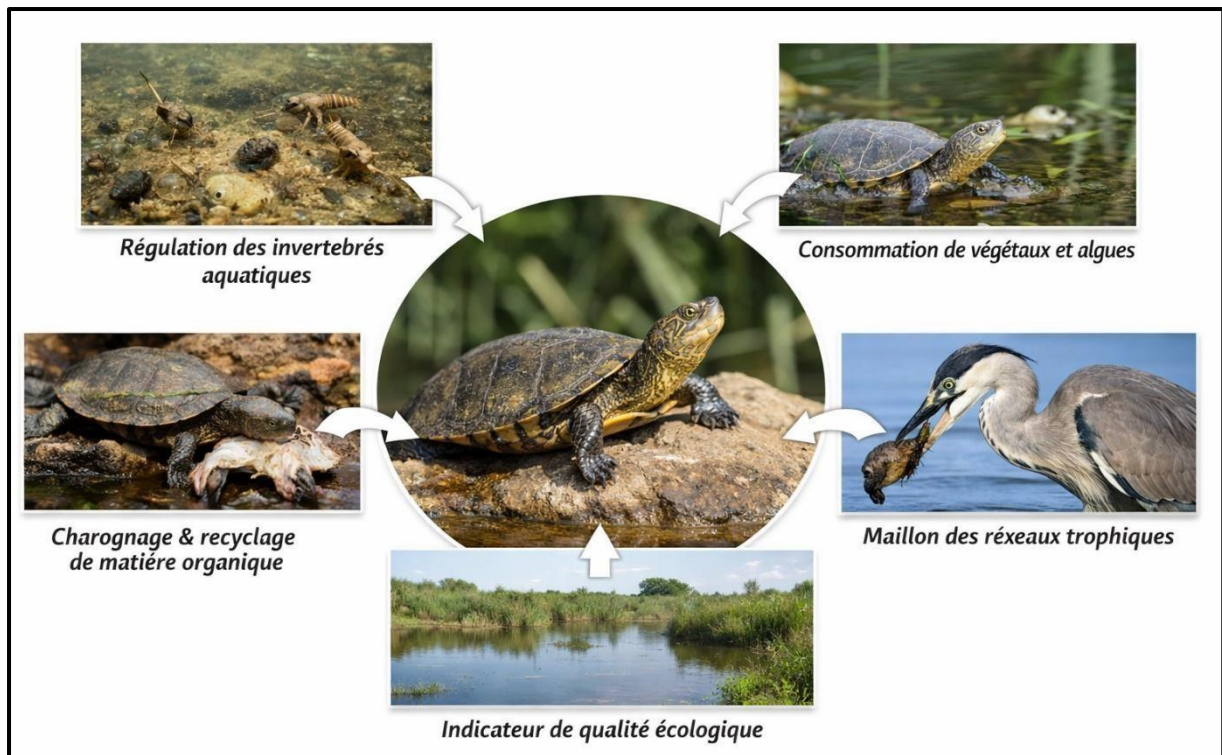


Figure 16 : Importance écologique de *Mauremys leprosa* dans les écosystèmes d'eau douce méditerranéens (présent travail).

3. Sites d'étude :

Les sites d'étude ont été sélectionnés de manière à couvrir un gradient représentatif de qualité des milieux aquatiques, allant de sites relativement préservés à des sites soumis à des pressions anthropiques marquées. Ils sont localisés dans le Nord-Est algérien, au sein des wilayas d'El Tarf et d'Annaba, une région caractérisée par une diversité d'écosystèmes aquatiques continentaux. Ces sites se distinguent par leurs caractéristiques hydrologiques, leur degré de connectivité avec le réseau hydrographique et l'intensité des activités humaines environnantes.

Les milieux considérés comprennent des plans d'eau permanents ainsi que des cours d'eau à écoulement lent, offrant des habitats favorables à l'installation et au maintien de populations de tortues aquatiques. Les sites non pollués se caractérisent par une faible perturbation anthropique, une végétation aquatique bien développée et des paramètres physico-chimiques de l'eau compatibles avec un bon état écologique. À l'inverse, les sites pollués sont soumis à des apports continus ou intermittents de rejets d'origine urbaine, agricole ou industrielle, susceptibles d'altérer la qualité de l'eau et le fonctionnement écologique des habitats.

Ce choix de sites permet ainsi de comparer les réponses morphométriques et physiologiques des individus le long d'un gradient environnemental contrasté, et d'évaluer l'influence de la dégradation des milieux aquatiques sur l'état de santé des populations étudiées (**Fig.17**).

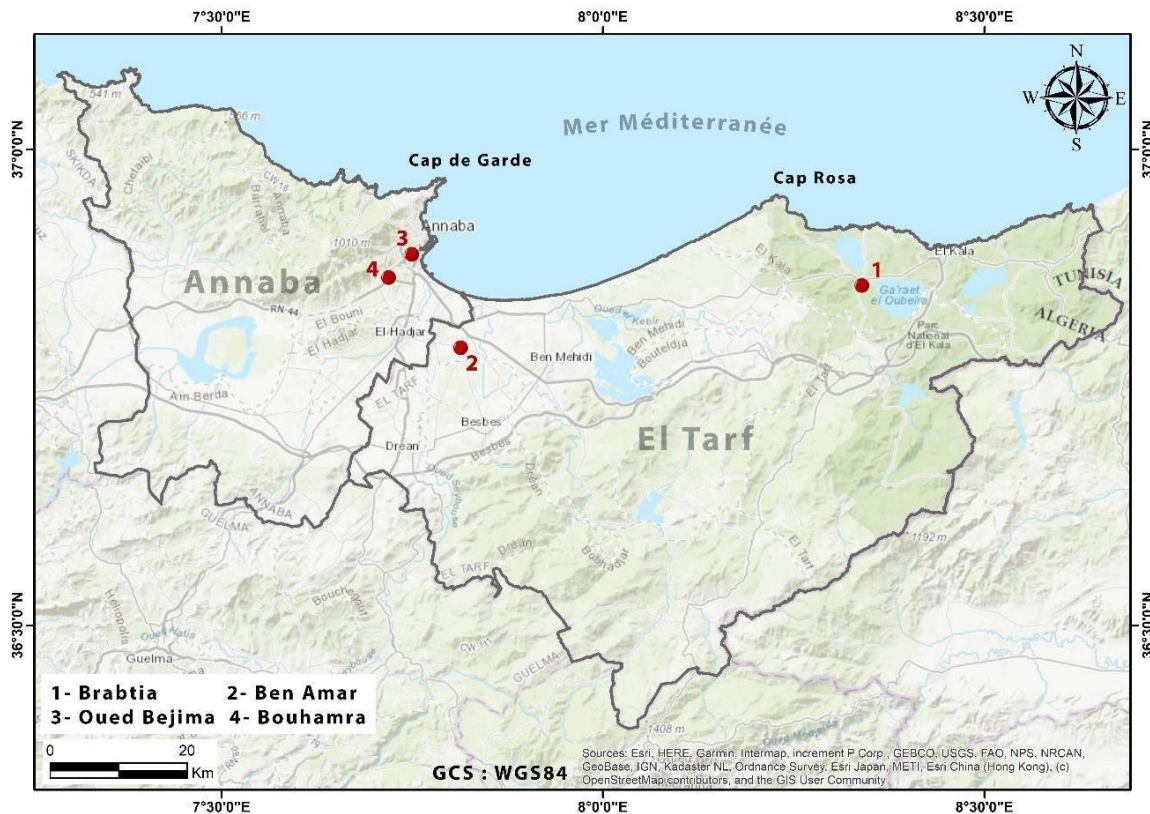


Figure 17 : Sites d'échantillonnage de *Mauremys leprosa* dans la zone d'étude (Présent travail).

3.1. Présentation des sites d'étude

Après une large prospection de terrain, deux types de sites ont été sélectionnés dans les wilayas d'Annaba et d'El Tarf en fonction de leur degré d'anthropisation (des sites anthropisés et pollués et des sites naturels) afin d'analyser les variations morphologiques et les réponses au stress environnemental des populations de *Mauremys leprosa* dans des conditions écologiques contrastées.

a. Ben Amar :

Le site de Ben Amar (Commune d'Echatt, Annaba) (36°47'32.9" N, 7°48'56.4" E) se situe en bordure d'une zone urbaine avec présence d'activités agricoles et à proximité de l'aéroport Rabah Bitat d'Annaba. Ce secteur est traversé par un oued tributaire de l'Oued Seybouse dont le régime hydrologique est marqué par des écoulements intermittents. Le paysage est une mosaïque d'habitats aquatiques et ripicoles, incluant des zones d'eau stagnante et courante,

bordées d'une végétation palustre fournissant des ressources pour *Mauremys leprosa*. La proximité des pressions anthropiques (agriculture, urbanisation) influence la dynamique et la qualité des habitats, caractérisant un site représentatif des zones péri-urbaines modifiées du bassin de la Seybouse (**Image 5**).



Image 5 : Site de Ben Amar (Commune d'Echatt, Annaba) (Cliché Frih, 2024).

b. Oued bouhamra :

L'oued Boudjemàa est le collecteur principal de ce sous bassin. Il reçoit à la hauteur de l'agglomération de Bouhamra les eaux du canal de Kef N'Sour (collecteur de l'oued Bouhdid, Sidi Harb et Forcha) avant de rejoindre la mer entre la cité Seybouse et le complexe industriel « ASMIDAL ». Avant sa déviation cet oued passait au pied du massif de Kef N'Sour puis sous la butte de la basilique Saint Augustin pour se jeter en mer.

Sous bassin versant de l'oued Boudjemàa :

Le collecteur principal (Oued Boudjemàa) de ce sous bassin de 4685 ha, draine les versant Sud du massif de Boukantas et Kef N'sour, les versants Nord du massif de Bellilta et les versants Ouest et Nord du Bouhamra.

La couverture végétale qui autrefois était bien développée est actuellement en grande partie dégradée laissant apparaître par endroit la roche mère gneissique suite aux incendies aux surpâturages et aux défrichements.

Le couvert végétal se compose en générale de maquis clair localement dense et quelques zones de reboisement d'Eucalyptus et de pin Maritime.

Les faibles pentes de la vallée des Kherazas dans laquelle l'oued coule du Sud-Ouest au Nord-Est ne facilitent pas l'évacuation des eaux qui lors des crues débordent en plusieurs endroits.

Par contre les pentes des thalwegs qui drainent les versants sont assez fortes. De ce fait la partie centrale et avale de la plaine des Kheraza jusqu'à Bouhamra Est souvent inondée ou marécageuse.

Cette plaine assez large est constituée d'un dépôt alluvionnaire d'origine fluviale et laguno-marine plus fins que celui de la vallée de l'oued Bouhdid (limons, sables, argiles, vases).

A la hauteur de Bouhamra l'oued Boudjemaa reçoit les eaux du canal d'oued Dheb (collecteur des oueds Bouhdid, Sidi Harb, et Forcha) avant de déboucher dans la mer entre la cité Seybouse et le complexe industriel « ASMIDAL » (**Image 6**).



Image 6 : Site de Oued Boudjema (Commune Annaba) (Cliché Frih, 2024).

c. Lac des Canards (parc de Brabtia, El Kala) :

Le site d'étude correspond au Lac des Canards, un petit plan d'eau lentique situé au sein du parc zoologique de Brabtia, dans la commune d'El Kala (wilaya d'El Tarf). Il s'agit d'une mare aménagée à caractère semi-naturel, couvrant une superficie d'environ 4 433 m², et alimentée principalement par les apports hydriques de l'oued Bouarroug.

Ce plan d'eau se distingue par une végétation aquatique bien développée, dominée par le nénuphar blanc (*Nymphaea alba*), offrant des habitats favorables à la faune aquatique. Le lac abrite une avifaune aquatique notable, en particulier des canards, ainsi qu'une population de tortues d'eau douce (*Mauremys leprosa*), ce qui confère à ce site un intérêt écologique certain pour l'étude des chéloniens en milieu lentique forestier (**Image 7**).



*Image 07 : Site de Lac des Canards (parc de Brabtia, El Kala)
(Parc zoologique de Brabtia, 2024).*

d. Oued Bejima (tabacoop) :

Le site de Tabacoop (36°53'01.2" N, 7°44'34.5" E), situé dans la commune d'Annaba à proximité de la Basilique Saint-Augustin, correspond à un cours d'eau urbain présentant une bonne qualité écologique. Le site se caractérise par une absence apparente de pollution, une végétation ripicole partiellement développée et des habitats aquatiques favorables à *Mauremys leprosa*, ce qui en fait un site de référence relativement préservé en milieu urbain (**Image 8**).

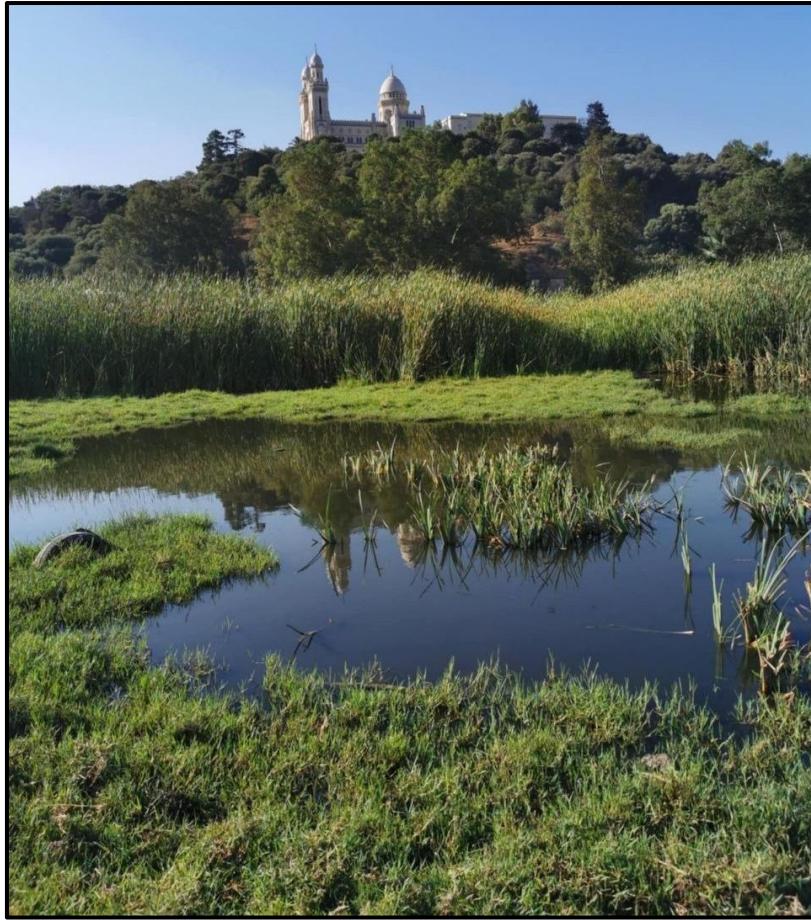


Image 6 : Site de Tabacoop (Commune Annaba) (Cliché Frih, 2024).

4. MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

4.1. Échantillonnage et capture

L'échantillonnage des individus de *Mauremys leprosa* a été réalisé à l'aide de nasses de pêche appâtées, méthode passive couramment utilisée pour l'étude des tortues dulçaquicoles en milieux aquatiques continentaux (Lagler, 1943 ; Conant & Collins, 1998 ; Bury, 2011). Cette technique permet une capture efficace tout en limitant les blessures et le stress, et constitue une approche non destructive conforme aux exigences éthiques applicables aux études sur la faune sauvage (Mali *et al.*, 2014 ; Brown *et al.*, 2011). Les nasses ont été appâtées avec du thon en conserve (une boîte par nasse) afin de standardiser l'attractivité et l'effort de capture entre sessions (Mali *et al.*, 2014) (Image 9).



Image 7 : Méthode d'échantillonnage de *Mauremys leprosa* à l'aide de nasses appâtées (Cliché Frih, 2023).

4.2. Dispositif d'échantillonnage

Lors de chaque session d'échantillonnage, quatre nasses cylindriques ont été déployées simultanément sur le site d'étude. Les nasses présentaient un diamètre uniforme de 60 cm, adapté à la capture des individus adultes de *Mauremys leprosa*. Les dispositifs ont été installés à une distance d'environ 10 m les uns des autres, afin de limiter les interférences, d'assurer une indépendance relative des captures et de couvrir une surface représentative du microhabitat étudié (Plummer, 1979 ; Bury, 2011). Toutes les nasses ont été construites avec un maillage de 2,5 cm afin d'éviter l'enchevêtrement des appendices, et conçues de manière à maintenir leur partie supérieure au-dessus de l'eau, permettant aux individus capturés de respirer en surface (Bury, 2011 ; Thomas et al., 2008). Les nasses ont été positionnées dans une colonne d'eau variable selon les sites, globalement comprise entre 70 et 120 cm, de manière à échantillonner des zones représentatives des microhabitats fréquentés par l'espèce (Image 10).



Image 8 : Dispositif d'échantillonnage de *Mauremys leprosa* : disposition et caractéristiques des nasses (Cliché Frih, 2023).

4.3. Période et durée de capture

Les opérations de capture ont été réalisées **entre 10 h 00 et 14 h 00**, fenêtre diurne associée à une activité de surface et de thermorégulation marquée chez les tortues dulçaquicoles. Cette fenêtre horaire a été maintenue constante pour l'ensemble des sites afin de limiter l'effet de la variabilité nycthémerale sur la capturabilité (**Brown et al., 2011**). Les nasses ont été laissées en place pendant une durée standardisée d'une heure, puis relevées systématiquement. La standardisation de la durée d'exposition permet de comparer l'efficacité de capture entre sessions et de réduire les biais liés à l'effort d'échantillonnage (**Mali et al., 2014 ; Semeñiuk et al., 2017**). L'échantillonnage a été conduit d'avril à septembre, période correspondant à la phase d'activité saisonnière de *M. leprosa* dans la région d'étude. Il est reconnu que les méthodes de capture peuvent introduire des biais dans l'estimation de la structure des populations, notamment pour le sex-ratio et la distribution des classes d'âge (**Gibbons, 1990 ; Ream & Ream, 1966 ; Lindeman, 2005**). Les nasses appâtées tendent à capturer davantage de mâles adultes et moins de juvéniles que d'autres méthodes (capture manuelle, pièges à exposition solaire), ce qui peut influencer certaines inférences démographiques (**Ream & Ream, 1966 ; Browne & Hecnar, 2007**). Ces biais ont été pris en compte dans l'interprétation des résultats démographiques.

4.4. Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau

Les paramètres physicochimiques de l'eau ont été mesurés directement sur le terrain afin de caractériser les conditions environnementales des sites occupés par *Mauremys leprosa*. Les mesures ont été réalisées in situ à l'aide d'une valise multiparamètre portable de marque WTW (Xylem Analytics), largement utilisée pour le suivi de la qualité des eaux continentales (APHA, 2017).

Les paramètres enregistrés comprenaient : la température de l'eau (°C), le pH, la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$), l'oxygène dissous (mg/L et % de saturation), la turbidité, ainsi que la salinité et le TDS (paramètres fournis par l'appareil). Les mesures ont été effectuées dans les zones de capture, à une profondeur représentative de l'habitat de l'espèce, et durant la même plage horaire que l'échantillonnage biologique, afin d'assurer la cohérence spatiale et temporelle des données. Avant chaque session, la sonde a été calibrée conformément aux recommandations du fabricant (notamment pH et oxygène dissous). Les valeurs ont été relevées après stabilisation des capteurs, puis consignées systématiquement sur des fiches de terrain. Les données physicochimiques ont été utilisées pour analyser les relations entre la qualité du milieu, les paramètres biologiques et hématologiques des individus, et le degré de perturbation environnementale des sites (**Image 11**).



Image 9 : Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau sur les sites de Mauremys leprosa à l'aide d'un multiparamètre portable (Cliché Frih, 2023).

4.5. Mesures morphométriques

Pour chaque individu capturé, des mesures morphométriques et biométriques ont été réalisées afin de caractériser la taille corporelle, le dimorphisme sexuel et la condition physique (**Rowe, 1994 ; Gibbons & Lovich, 1990**). Les paramètres mesurés comprenaient la longueur droite de la carapace (SCL), la largeur maximale de la carapace (CW), la hauteur de la carapace (CH) et la longueur du plastron (PL). L'ensemble des mesures linéaires a été effectué à l'aide d'un pied à coulisse, avec une précision millimétrique. La masse corporelle a été mesurée en grammes à l'aide d'une balance portable, après élimination de l'excès d'eau présent sur la carapace. Le sexe et la classe d'âge ont été

déterminés lorsque possible à partir de critères morphologiques externes (**Bertolero et al., 2017 ; Gahmous et al., 2022**). Toutes les mesures ont été réalisées par un même opérateur afin de limiter les biais d'observateur. À l'issue des opérations de terrain, les individus ont été transportés vers le laboratoire dans des contenants adaptés, assurant une aération suffisante et limitant le stress, en vue des analyses biologiques (**Image 12**).



Image 10 : Mesures morphométriques et biométriques réalisées sur *Mauremys leprosa* (Cliché Frih, 2023).

4.6. Prélèvement sanguin et préparation des frottis sanguins

Au laboratoire, un prélèvement sanguin a été réalisé par ponction de la veine caudale (veine coccygienne dorsale), après désinfection préalable de la zone de prélèvement (**Campbell, 1996 ; Frye, 1991 ; Wilkinson, 2003**). Un volume standardisé de 1 mL a été prélevé à l'aide de seringues stériles à usage unique munies d'aiguilles de calibre adapté, en respectant un volume compatible avec la taille corporelle de l'animal afin de ne pas compromettre son état physiologique (**Hidalgo-Vila et al., 2007 ; Marques et al., 2025**). Aucun anticoagulant n'a été utilisé, les analyses reposant sur la réalisation immédiate de frottis à partir de sang frais. La préparation des frottis a été effectuée immédiatement afin de limiter les altérations cellulaires. Une petite goutte de sang a été déposée à l'extrémité d'une lame porte-objet propre et dégraissée. À l'aide d'une seconde lame (lame étaleuse), inclinée à environ 30-45°, le sang a été étalé de manière régulière par un mouvement continu, permettant l'obtention d'un frottis mince et homogène (**Campbell, 1996 ; Martínez-Silvestre et al., 2011**). Les

frottis ont été laissés à sécher à l'air libre, sans chauffage, afin de préserver l'intégrité morphologique des cellules (Dey, 2018) (Image 13).

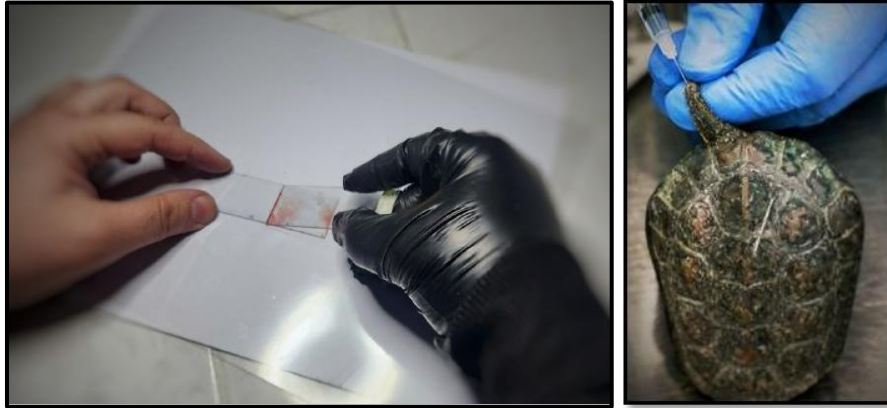


Image 11 : Technique de ponction caudale et étalement du sang pour frottis chez Mauremys leprosa (Cliché Frih, 2024).

4.7. Fixation et coloration May–Grünwald–Giemsa

Après séchage à l'air libre, les frottis ont été **fixés à l'éthanol**, puis laissés à sécher avant coloration. La coloration May–Grünwald–Giemsa (MGG) a été réalisée en respectant les étapes et durées suivantes (Pappenheim, 1908 ; Giemsa, 1902 ; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011) :

1. **May–Grünwald** : 3 min (May & Grünwald, 1902).
2. **Dilution** : ajout d'un volume équivalent d'eau distillée ; 2 min.
3. **Rinçage intermédiaire** : quelques secondes à l'eau distillée.
4. **Giemsa** : solution diluée (10% dans un tampon phosphate pH 6,8) ; 15–20 min (Giemsa, 1902 ; Dey, 2018).
5. **Rinçage final** : 10–20 s à l'eau distillée.
6. **Séchage** : 10–15 min, puis conservation en porte-lames jusqu'à l'observation microscopique.

Les durées de coloration et de rinçage ont été maintenues constantes afin d'assurer l'homogénéité des préparations et la comparabilité des résultats (Bain *et al.*, 2015). La coloration MGG (type Romanowsky) est largement utilisée en hématologie vétérinaire et adaptée à l'étude des cellules sanguines de reptiles (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011 ; Campbell, 1996 ; Work *et al.*, 1998) (Image 14).



Image 12 : Fixation et coloration May–Grünwald–Giemsa des frottis sanguins de *Mauremys leprosa* (Cliché Frih, 2024).

4.8. Observation microscopique des frottis sanguins

Les frottis colorés ont été examinés à l'aide d'un microscope optique (Leica) afin d'analyser la morphologie des cellules sanguines. Les observations ont été réalisées de manière systématique à différents grossissements (**Campbell, 1996 ; Frye, 1991**). Une observation générale au faible grossissement ($\times 100$) a permis d'évaluer la qualité du frottis et d'identifier les zones en monocouche cellulaire. L'identification générale des principaux types cellulaires (érythrocytes nucléés, leucocytes, thrombocytes) a ensuite été réalisée au grossissement $\times 400$ (**Martínez-Silvestre et al., 2011**). Enfin, une observation détaillée au grossissement $\times 1000$ (immersion) a permis de préciser la morphologie des différentes lignées leucocytaires et d'évaluer l'aspect nucléaire, cytoplasmique et les granulations (**Campbell, 1996 ; Work et al., 1998**). Les observations ont été conduites dans des conditions standardisées ; les lames présentant des artefacts ou une coloration inadéquate ont été exclues (**Image 15**).

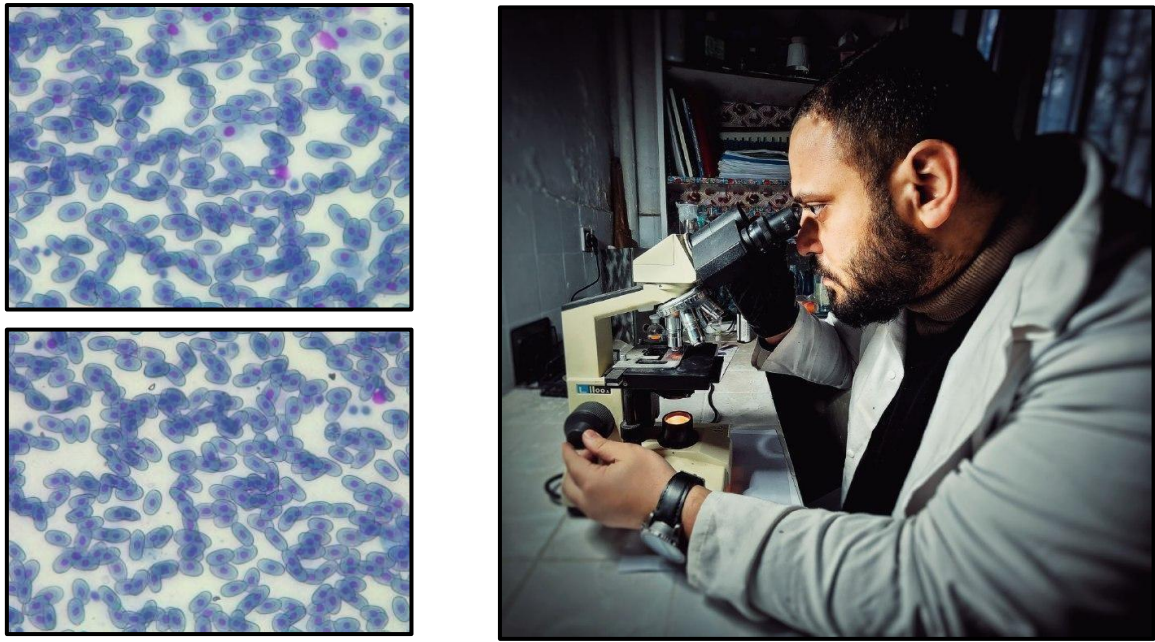


Image 13 : Observation microscopique des frottis sanguins de *Mauremys leprosa* à différents grossissements (Cliché Frih, 2025).

4.9. Comptage différentiel leucocytaire

Pour chaque individu, un minimum de 100 leucocytes a été comptabilisé, afin d’obtenir une estimation représentative du profil leucocytaire et de limiter les biais d’échantillonnage (Campbell, 1996 ; Frye, 1991 ; Hidalgo-Vila *et al.*, 2007). Le comptage a été effectué par balayage systématique de zones en monocouche cellulaire, afin d’éviter le suréchantillonnage localisé et d’assurer une répartition aléatoire des cellules observées (Campbell, 1996). L’identification des leucocytes a reposé sur des critères morphologiques établis pour les reptiles (Campbell, 1996 ; Frye, 1991 ; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011 ; Work *et al.*, 1998) : lymphocytes, monocytes, hétérophiles, éosinophiles et basophiles. Les résultats ont été exprimés en pourcentage de chaque type leucocytaire par rapport au nombre total de leucocytes observés, et utilisés pour analyser les variations potentielles en relation avec les paramètres biologiques et environnementaux (Hidalgo-Vila *et al.*, 2007 ; Marques *et al.*, 2025) (Image 16).

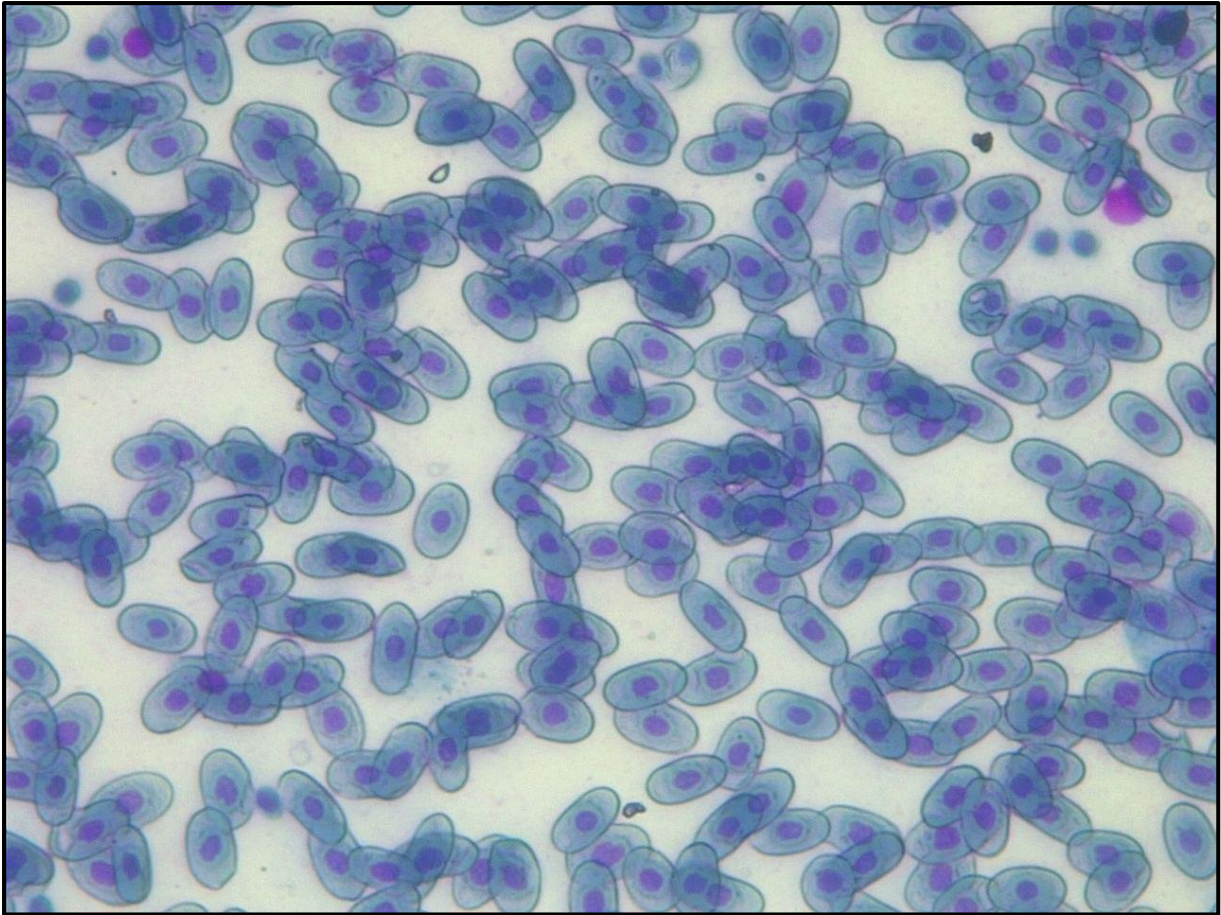


Image 14 : Comptage différentiel des leucocytes chez *Mauremys leprosa* (Cliché Frih, 2025).

En complément de l'analyse leucocytaire, une étude morphométrique détaillée des érythrocytes et de leurs noyaux a été réalisée afin de détecter d'éventuelles variations cellulaires susceptibles de refléter l'état physiologique des individus ou l'influence des conditions environnementales. Pour chaque frottis sanguin, un nombre représentatif d'érythrocytes a été sélectionné de manière aléatoire afin de limiter les biais d'échantillonnage. La longueur maximale (EL) et la largeur maximale (EW) de chaque érythrocyte ont été mesurées avec précision, de même que la longueur (NL) et la largeur (NW) des noyaux correspondants.

À partir de ces mesures linéaires, la surface des érythrocytes (ES) ainsi que celle de leurs noyaux (NS) ont été calculées en assimilant la forme des cellules et des noyaux à une ellipse, selon la formule suivante :

$$S = \pi \times (L/2) \times (W/2),$$

où S représente la surface exprimée en micromètres carrés (μm^2), L la longueur (μm) et W la largeur (μm) de la cellule ou du noyau, conformément à la méthodologie décrite par **Petrov & Stepanyan (2016)**.

L'évaluation des variations de la morphologie cellulaire et nucléaire a été réalisée à l'aide des rapports EL/EW et NL/NW, respectivement, ces indices permettant d'apprécier le degré d'allongement ou d'arrondissement des cellules et de leurs noyaux. Par ailleurs, le rapport nucléocytoplasmique a été estimé à partir du ratio NS/ES, considéré comme un indicateur pertinent de l'activité cellulaire et de l'état fonctionnel des érythrocytes.

Les observations morphologiques et les mesures morphométriques ont été documentées par des microphotographies réalisées à l'aide d'un système d'imagerie Olympus CX21, garantissant une visualisation précise et reproductible des caractéristiques structurales des cellules sanguines analysées.

6. Analyse des données

Les analyses statistiques ont porté sur la matrice finale regroupant quatre sites d'étude, Bouhamra et Ben Amar (milieux pollués) ainsi que, Brabtia et Oued Bejima (milieux naturels).

Les variables morphométriques (poids, LOD, LAD, HC, LOP) ont été résumées à l'aide d'indicateurs de tendance centrale et de dispersion (moyenne $\pm$ ET ; médiane et quartiles), puis comparées entre types de milieux au moyen de tests non paramétriques de Mann-Whitney lorsque l'hypothèse de normalité n'était pas satisfaite. L'influence du stade de développement (adulte vs juvénile) et du sexe a été examinée via des comparaisons stratifiées. Les liens entre l'indice de minéralisation (IM), attribué à chaque individu selon son site, et le poids (après transformation logarithmique) ont été évalués par une corrélation de Spearman. Les paramètres hématologiques ont, par ailleurs, été décrits pour les individus prélevés en milieu pollué.

Le regroupement des sites en deux catégories de milieux s'appuie sur les mesures physico-chimiques réalisées in situ. Une analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée aux variables standardisées (T, pH, O₂, CE, salinité, TDS) afin de visualiser la structuration des sites. Globalement, les sites pollués se caractérisent par des valeurs plus élevées de conductivité électrique (CE), de salinité et de TDS. Pour synthétiser ce gradient, un indice de minéralisation (IM) a été calculé comme la moyenne des scores z de la CE, de la salinité et

Biologie et Conservation des tortues dulçaquicoles de la Numidie (Nord- est Algérien).

des TDS. La différence d'IM entre milieux naturels et pollués a été testée au niveau « site » à l'aide d'un test exact par permutation (toutes les partitions possibles de 4 sites en deux groupes de 2), mettant en évidence une minéralisation significativement plus forte en milieu pollué ($p = 0,05$).

Résultats

III. Résultats

A. Forme corporelle et dimorphisme sexuel chez la tortue d'eau douce méditerranéenne (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) dans des habitats contrastés du Nord-Est de l'Algérie

1- Qualité de l'eau des sites échantillonnés

Les paramètres physicochimiques des quatre sites échantillonnés au début de l'étude, déterminés à partir d'une évaluation visuelle de la qualité de l'eau (eau pristine versus eaux usées), confirment notre choix initial. Brabtia et l'oued Bejima ont été identifiés comme des environnements de référence, tandis que Bouhamra et Ben Amara ont été identifiés comme des environnements pollués.

Caractérisés par de faibles teneurs en oxygène dissous (5,76–13,9 mg/L), une forte turbidité (28,3–31,2 NTU), une conductivité élevée (1 950–2 731 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et un pH alcalin, particulièrement marqué à Ben Amara, ces deux environnements présentent les caractéristiques d'habitats dégradés. En revanche, Brabtia et l'oued Bejima présentent des eaux bien oxygénées, faiblement minéralisées et peu chargées en polluants, reflétant les caractéristiques d'habitats non pollués (**Tab.1**).

Tableau 1. Caractéristiques physicochimiques de l'eau aux quatre sites d'échantillonnage. Les paramètres mesurés comprennent la concentration en oxygène (O_2), le pH, la conductivité, la température, la turbidité, les solides dissous totaux (TDS), la résistivité, le potentiel d'oxydoréduction (ORP) et la salinité Brabtia – Oued Bejima – Bouhamra – Ben Amar

Paramètres	Brabtia	Oued Bejima	Bouhamra	Ben Amar
O_2 (mg/L)	9,6	8,1	5,76	13,9
pH	6,79	7,7	7,31	9,91
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	319	563		1 950
Température ($^{\circ}\text{C}$)	29,5	24,2		31,2
Turbidité (NTU)	8	20	31,2	28,3
TDS (mg/L)	319	560		1 959

Paramètres	Brabtia	Oued Bejima		Ben Amar
ORP U (mV)	7,6	-45,7		-175,8
Salinité	0,1	0,2		1
Indice de pollution	-0,464	-0,262	+0,081	+0,645

1.1. Analyse multivariée (ACP)

Une analyse multivariée (Analyse en composantes principales, ACP) des paramètres physicochimiques enregistrés sur les quatre sites d'étude (Brabtia, Oued Bejima, Bouhamra et Ben Amar) a mis en évidence des différences environnementales significatives. La première composante principale (CP1), qui explique 61 % de la variance totale, est principalement influencée par les variables liées à la charge minérale dissoute, telles que la conductivité électrique, les solides dissous totaux (TDS) et la salinité. La seconde composante (CP2), représentant 30 % de la variance, reflète les variations du potentiel d'oxydoréduction, de la température et du pH (**Fig.18**).

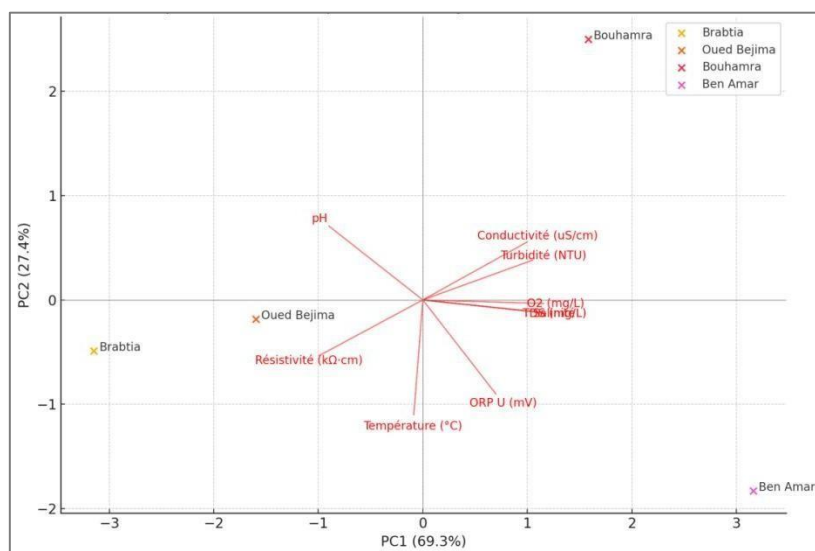


Figure 18. ACP améliorée : paramètres physicochimiques globaux

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin de comparer la qualité de l'eau des quatre sites étudiés. Elle met en évidence une séparation nette entre les sites

préservés (Brabtia et Oued Bejima) et les sites pollués (Bouhamra et Ben Amar). L'indice de pollution confirme cette tendance: Ben Amar apparaît comme le site le plus dégradé, avec un indice de pollution élevé (+0,645), associé à une salinité et une température élevées, ainsi qu'à un potentiel d'oxydoréduction fortement négatif.

Le site de Bouhamra se caractérise par des niveaux élevés de turbidité, de conductivité électrique et de solides dissous totaux (TDS). En revanche, Brabtia et Oued Bejima présentent des caractéristiques physicochimiques proches des conditions naturelles, comme l'indiquent leurs indices négatifs (−0,464 et −0,262, respectivement).

L'analyse de classification hiérarchique (ACH) confirme cette différenciation en regroupant Brabtia et Oued Bejima au sein d'un même cluster, distinct de celui des sites pollués (Bouhamra et Ben Amar). (**Fig.19**).

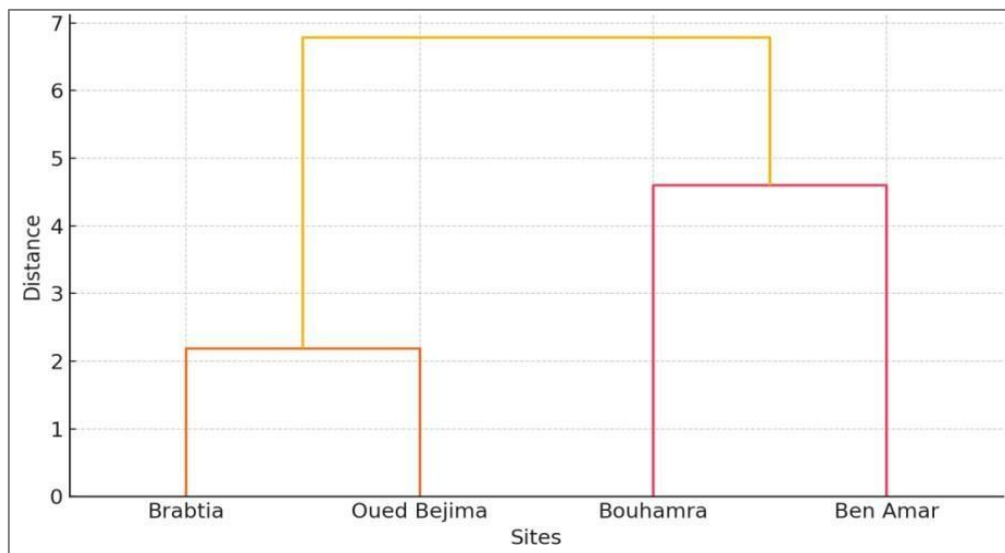


Figure 19. HCA : classification des sites basée sur l'ensemble des paramètres physicochimiques

1.2. Structure des populations

Au cours de la période d'étude, un total de 133 individus a été capturé sur l'ensemble des sites échantillonnés (**Tableau 2**). Les habitats pollués ont présenté les taux de capture les plus élevés (68,78 %), le site de Bouhamra étant le plus représentatif avec 39,49 % des tortues capturées. L'étang de Brabtia, habitat non pollué, a enregistré le nombre le plus élevé d'individus parmi les sites de référence, avec 22 individus capturés (14,01 %).

Les comptages directs de tortues réalisés le long de transects de 100 m ont mis en évidence des différences dans la taille des populations. La taille moyenne de la population est estimée à $87,67 \pm 29,11$ individus à Bouhamra, $38,42 \pm 12,64$ à Ben Amar, $23,58 \pm 5,81$ à Brabtia et $17,42 \pm 4,27$ à l'oued Bejima. Les densités de population les plus élevées ont été observées dans les sites pollués, atteignant un maximum de $876,67 \pm 291,06$ individus/ha à Bouhamra. En revanche, la densité la plus faible a été enregistrée dans le site préservé de l'oued Bejima, avec $34,83 \pm 8,55$ individus/ha.

Tableau 2. Captures de tortues durant la période d'échantillonnage.

***N* : nombre total de captures ; *F* (%) : pourcentage du total des captures ; rapport J-A : rapport juvéniles/adultes ; sex-ratio : mâles/femelles ; *No* : nombre moyen de tortues par tronçon de 100 m ; *D* : densité (individus/ha).**

	Sites pollués		Sites non pollués	
	Bouhamra	Ben Amar	Oued Bejima	Brabtia
Mâles	36 (58 %)	8 (23,53 %)	5 (33,33 %)	11 (50 %)
Femelles	19 (31 %)	23 (67,65 %)	8 (53,33 %)	6 (27 %)
Juvéniles	7 (11 %)	3 (8,82 %)	2 (13,33 %)	5 (23 %)
N	62	34	15	22
F (%)	39,49	21,65	9,55	14,01
Rapport J-A	1:7,85	1:10,33	1:6,5	1:3,4
Sex-ratio	1:0,52	1:2,87	1:1,60	1:0,54
No	$87,67 \pm 29,11$	$38,42 \pm 12,64$	$17,42 \pm 4,27$	$23,58 \pm 5,81$
D (ind/ha)	$876,67 \pm 291,06$	$192,08 \pm 63,19$	$34,83 \pm 8,55$	$47,17 \pm 5,80$

Selon les rapports juvéniles/adultes, toutes les populations sont dominées par des individus adultes. Les juvéniles sont représentés par un faible nombre d'individus (17), correspondant à

10,82 % du total des captures. Dans les habitats pollués, les adultes représentent 89,58 % de la population totale, tandis que les juvéniles n'en constituent que 10,41 %. Les mâles représentent 45,83 % de la population et les femelles 43,75 %.

Dans les habitats non pollués, les adultes dominent également la population avec une proportion de 81,08 %, alors que les juvéniles représentent 18,91 %. Les mâles et les femelles y constituent respectivement 43,24 % et 37,83 % de la population totale (**Fig.20**).

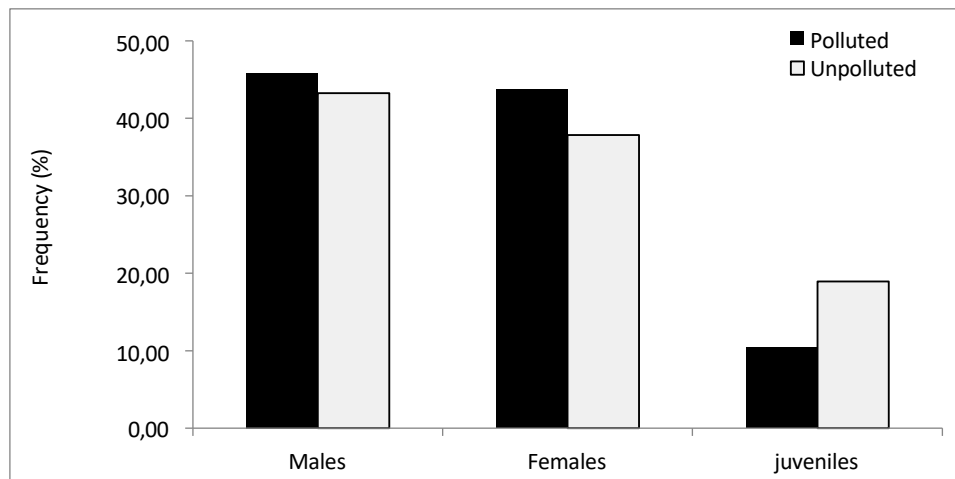


Figure 20. Variation de l'abondance selon le sexe et l'âge dans les habitats pollués et non pollués.

Le sex-ratio diffère significativement entre les populations ($\chi^2 = 14,55$; ddl = 3 ; $p = 0,00 < 0,05$). Il est biaisé en faveur des mâles dans les populations de Bouhamra et de Brabtia. En revanche, le sex-ratio est en faveur des femelles dans les populations de Ben Amar et de l'oued Bejima. Lorsque les groupes de sites pollués et non pollués sont comparés, le sex-ratio demeure biaisé en faveur des mâles, mais la différence n'est pas significative entre les sites pollués (1:0,88) et non pollués (1:0,81) ($\chi^2 = 0,00$; ddl = 1 ; $p = 1$). En considérant l'ensemble des sites, le sex-ratio global est de 1:0,86, indiquant une dominance des mâles.

1.3. Structure de taille

Les individus de *Mauremys leprosa* ont été classés selon leur taille ; l'ensemble des individus capturés a été réparti en sept classes de taille distinctes sur la base de la longueur droite de la carapace (LC).

Chez les mâles adultes, les classes de taille 160–180 mm sont les mieux représentées à Ben Amar et à Brabtia, avec respectivement 14,715 % et 18,18 %. À Bouhamra, les mâles adultes sont principalement représentés dans la classe 180–200 mm, qui regroupe 22,58 % des individus. Dans la population de l’oued Bejima, les mâles adultes sont majoritairement représentés par la classe 120–140 mm, correspondant à 13,33 % de la population.

Chez les femelles adultes, les classes de taille comprises entre 120 et 180 mm représentent respectivement 9,68 %, 17,65 %, 20 % et 13,64 % des individus à Bouhamra, Ben Amar, Oued Bejima et Brabtia.

La classe de taille caractéristique des juvéniles est comprise entre 80 et 100 mm, avec un pourcentage moyen de 14,04 % pour l’ensemble des sites. La valeur la plus élevée est observée à Brabtia (22,73 %), site non pollué, tandis que la plus faible est enregistrée à Ben Amar (8,82 %), site pollué (Fig.21).

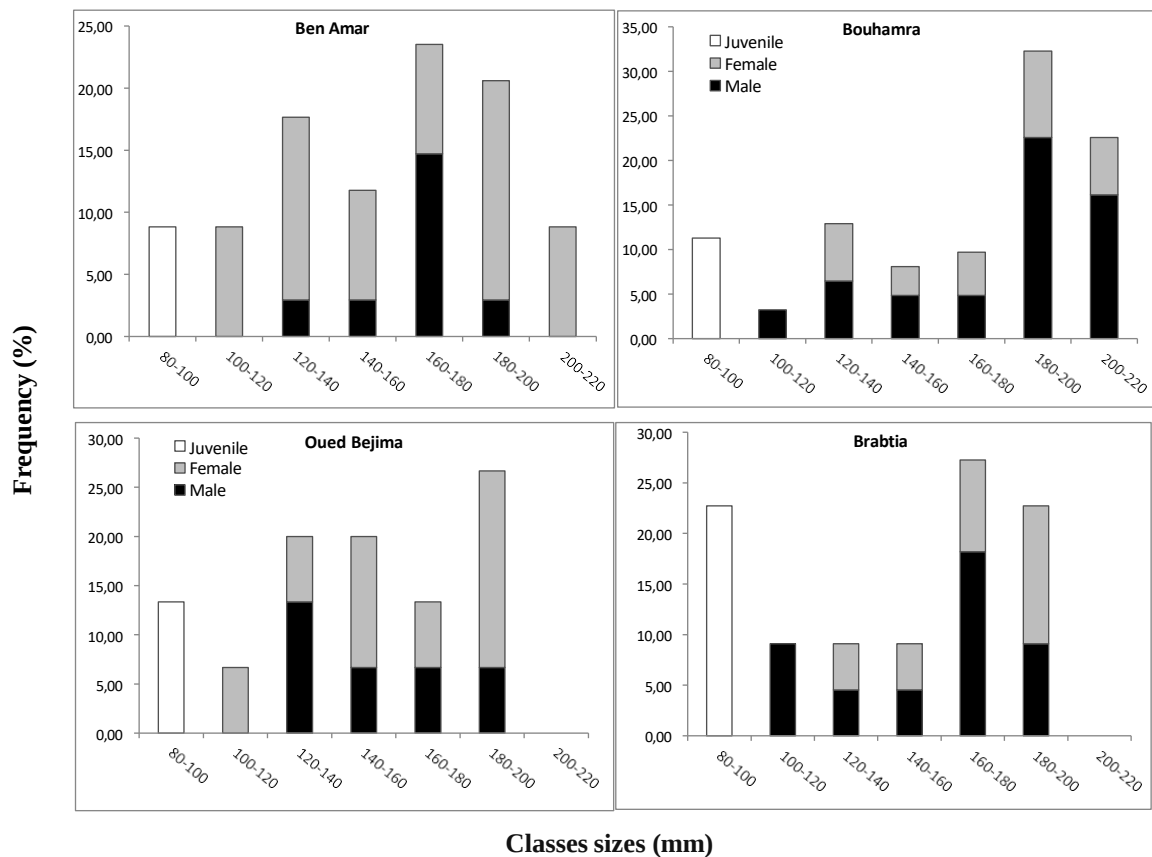


Figure 21. Distribution des classes de taille selon le sexe et l'âge chez les populations de *Mauremys leprosa* étudiées dans les différents sites.

Au sein du groupe des sites non pollués, l'intervalle de tailles s'étend de 80 à 200 mm. Les femelles sont principalement représentées par la classe de taille 180–200 mm, qui regroupe 40 % des individus. Les mâles sont majoritairement représentés dans la classe 160–180 mm, correspondant à 33,33 % de la population.

Les sites pollués présentent les tailles les plus élevées, atteignant jusqu'à 220 mm. Les mâles comme les femelles y atteignent leurs tailles maximales dans la classe 180–200 mm, avec des pourcentages respectifs de 36,59 % et 30 %. La classe de taille 80–100 mm est spécifique aux juvéniles dans les deux groupes de sites (**Fig.22**).

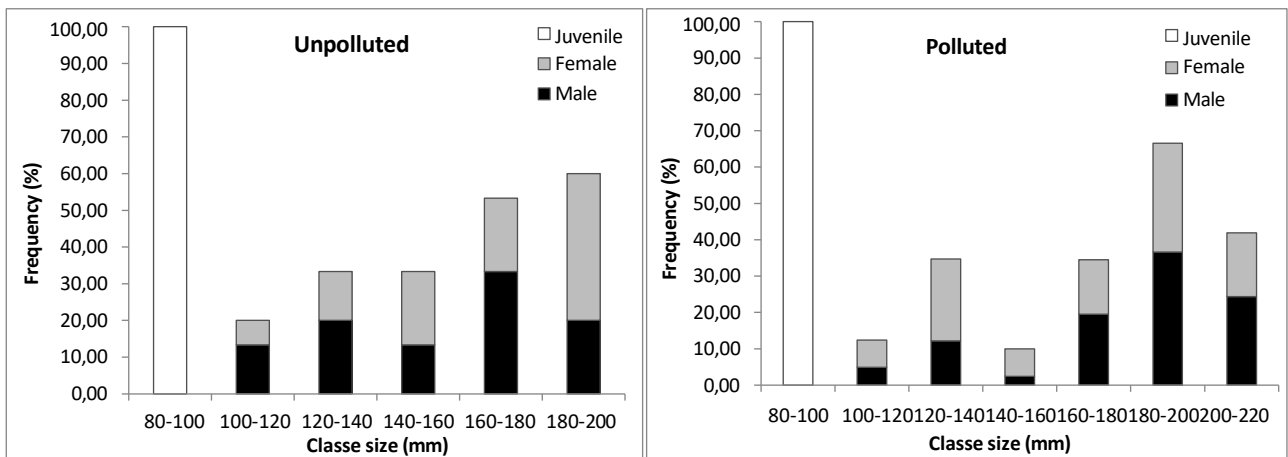


Figure 22. Distribution des classes de taille selon le sexe et l'âge chez *Mauremys leprosa* étudiée dans les habitats non pollués et pollués

1.4. Dimorphisme sexuel et croissance

1.4.1. Sites pollués

Au site de Bouhamra, le test de Mann-Whitney (U), appliqué après les tests de Levene et de Shapiro-Wilk, n'a révélé aucune différence significative entre les mâles et les femelles pour les paramètres morphométriques étudiés : longueur droite de la carapace, poids corporel, largeur de la carapace, hauteur de la carapace, longueur du plastron et indice de masse corporelle ajusté. Pour l'indice de masse corporelle ajusté (SMI), les mâles présentaient une valeur moyenne de $674,36 \pm 66,18$ g, contre $636,73 \pm 113,54$ g chez les femelles, mais cette différence n'était pas significative ($U = 433$; $p = 0,109$). (**Tab.03**).

Tableau 3. Paramètres morphométriques des mâles et des femelles adultes du site de Bouhamra et résultats du test de Mann-Whitney (U). Tous les paramètres morphométriques sont présentés sous forme de moyenne $\pm$ écart-type. L'astérisque (*) indique le niveau de signification. ns : non significatif.

Biologie et Conservation des tortues dulçaquicoles de la Numidie (Nord- est Algérien).

Parameters	Males (N = 36)		Females (N = 19)		U-Test		Sig
	X ±SD	Min-Max	X ±SD	Min-Max	U-value	P	
BW, g	699±230.25	195-980	668,05±260.48	258-1295	390.5	0.395	ns
CL, mm	179.52±31.18	109,58–218,12	174.49±29.78	129-220	394	0.362	ns
CW, mm	115.39±14.36	81.30-138.41	118.36±15.10	93.02-141.10	304	0.507	ns
CH, mm	56.41±7.89	32.81-71.48	57.89±7.74	42-71.95	323	0.743	ns
PL, mm	145.48±21.38	90.96-198.17	149.36±26.13	112.05-198	358	0.784	ns
SMI (g)	674.36±66.18	555.74-909.32	636,73±113,54	382,91-861,41	433	0.109	ns

Significance levels: *** p < 0.001; ** p < 0.01; * p < 0.05; ns: p > 0.05.

Le test de Mann-Whitney (U) a été appliqué au site de Ben Amar en raison de la non-homogénéité et de la non-normalité des données, après la réalisation des tests de Levene et de Shapiro-Wilk. Aucun dimorphisme sexuel significatif n'a été observé entre les mâles et les femelles pour l'ensemble des paramètres étudiés : poids corporel (BW ; U = 86, P > 0,05), longueur droite de la carapace (CL ; U = 87, P > 0,05), largeur de la carapace (CW ; U = 83, P > 0,05), hauteur de la carapace (CH ; U = 72,50, P > 0,05), longueur du plastron (PL ; U = 78,50, P > 0,05) ainsi que pour l'indice de masse corporelle ajusté (SMI ; U = 61, P > 0,05) (Tab.4).

Tableau 4. Paramètres morphométriques des mâles et des femelles adultes du site de Ben Amar et résultats du test de Mann-Whitney (U). Tous les paramètres morphométriques sont présentés sous forme de moyenne $\pm$ écart-type. L'astérisque (*) indique le niveau de signification. ns : non significatif.

Parameters	Males (N = 8)		Females (N = 23)		U-Test		Sig
	X $\pm$ SD	Min-Max	X $\pm$ SD	Min-Max	U-value	p	
BW, g	570.88 $\pm$ 171.95	448-782	638.19 $\pm$ 358.55	166-1355	86.0	0.808	ns
CL, mm	162.25 $\pm$ 19.35	165-186	160.05 $\pm$ 34.24	100-212	87.5	0.857	ns
CW, mm	115.75 $\pm$ 11.66	89-125	116.63 $\pm$ 21.91	81-150	83.0	0.701	ns
CH, mm	52.94 $\pm$ 5.76	43-60	57.54 $\pm$ 11.44	40-76	72.5	0.391	ns
PL, mm	138.19 $\pm$ 16.81	105-155	138.19 $\pm$ 16.81	105-155	78.5	0.557	ns
SMI (g)	684,04 $\pm$ 71,49	558,91-786,83	757,83 $\pm$ 117,84	559,18-947,89	61.0	0.172	ns

Significance levels: *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, ns $P > 0.05$

Les tests de Mann-Whitney appliqués aux descripteurs morphométriques, réalisés séparément chez les mâles et chez les femelles des deux sites pollués, n'ont révélé aucune différence significative pour le poids corporel (BW ; mâles : $U = 207$, $p = 0,06$; femelles : $U = 238$, $p = 0,631$), la longueur droite de la carapace (CL ; mâles : $U = 207$, $p = 0,057$; femelles : $U = 270$, $p = 0,197$), la largeur de la carapace (CW ; mâles : $U = 156$, $p = 0,726$; femelles : $U = 223$, $p = 0,919$), la hauteur de la carapace (CH ; mâles : $U = 196$, $p = 0,117$; femelles : $U = 218,5$, $p = 1$) ainsi que la longueur du plastron (PL ; mâles : $U = 190,5$, $p = 0,161$; femelles : $U = 241,5$, $p = 0,57$).

Les données issues des deux sites pollués ont ensuite été regroupées afin d'augmenter le nombre d'observations et d'améliorer la robustesse statistique de la comparaison des paramètres morphométriques entre les mâles et les femelles. En raison de la non-homogénéité des données, le test de Mann-Whitney (test de Wilcoxon pour rangs indépendants) a été utilisé. Les résultats montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les mâles et les femelles pour la longueur droite de la carapace ($U = 1091,5$, $p = 0,149$; mâles : $176,37 \pm$

29,95 mm, intervalle : 109,58–218,12 mm ; femelles : 166,58 ± 32,72 mm, intervalle : 100–220 mm), le poids corporel (U = 984,5, p = 0,604 ; mâles : 675,70 ± 224,64 g, intervalle : 195–980 g ; femelles : 651,70 ± 314,63 g, intervalle : 166–1355 g), la largeur de la carapace (U = 829, p = 0,414 ; mâles : 115,45 ± 13,78 mm, intervalle : 81,30–150,00 mm ; femelles : 117,41 ± 18,93 mm, intervalle : 81–150 mm), la hauteur de la carapace (U = 828,5, p = 0,324 ; mâles : 55,78 ± 7,61 mm, intervalle : 32,81–71,48 mm ; femelles : 57,70 ± 9,83 mm, intervalle : 40,00–76,00 mm) et la longueur du plastron (U = 912,5, p = 0,779 ; mâles : 144,16 ± 20,64 mm, intervalle : 90,96–198,17 mm ; femelles : 145,24 ± 29,00 mm, intervalle : 89,00–198,00 mm).

Aucune différence significative n'a également été observée pour l'indice de masse corporelle ajusté (SMI ; U = 842, p = 0,481), avec des valeurs moyennes de 676,12 ± 66,41 g chez les mâles (intervalle : 555,74–909,32 g) et de 703,45 ± 129,74 g chez les femelles (intervalle : 382,91–947,89 g) (**Fig.23**).

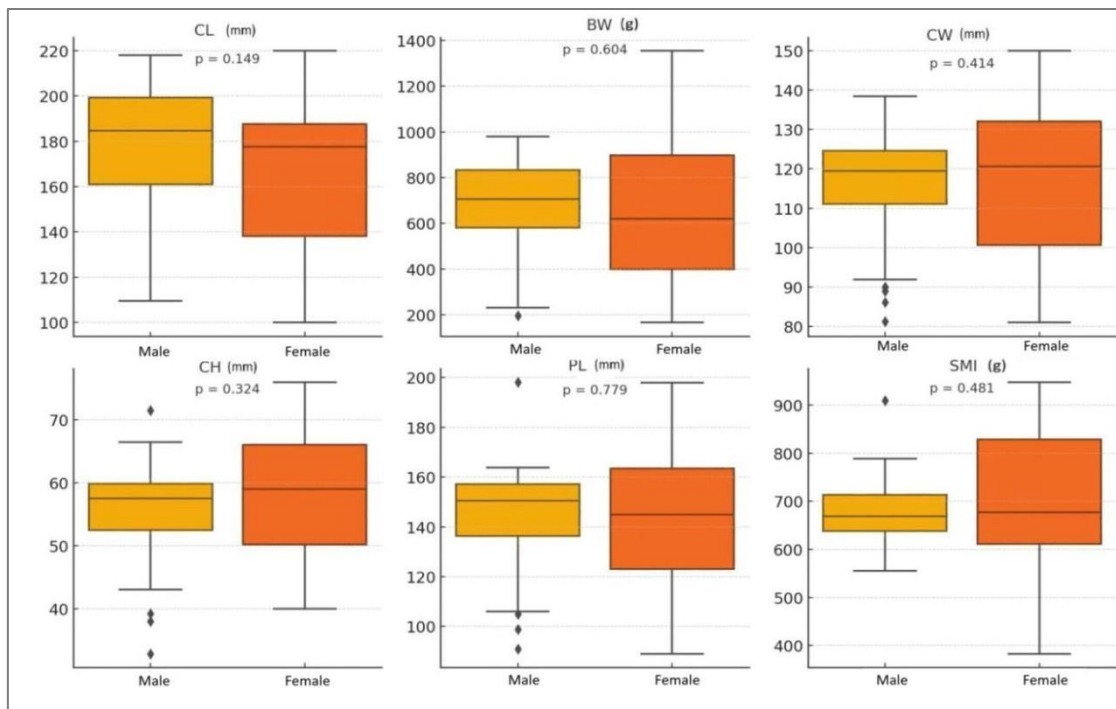


Figure 23. Moyenne ± erreur standard (ES) des paramètres morphométriques et de l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) chez les mâles et les femelles de la tortue d'eau douce *Mauremys leprosa* étudiée dans des habitats pollués.

Les relations longueur–masse ont été calculées pour l'ensemble des sites. Une corrélation significative a été mise en évidence entre la longueur droite de la carapace et le poids corporel chez les mâles ($r = 0,974$, $p < 0,0001$, $N = 52$), ainsi que chez les femelles ($r = 0,907$, $p <$

0,0001, $N = 46$). Une relative constance de la taille des individus en fonction de leur poids est observée chez les mâles, tandis qu'une augmentation plus marquée est notée chez les femelles (Fig.24).

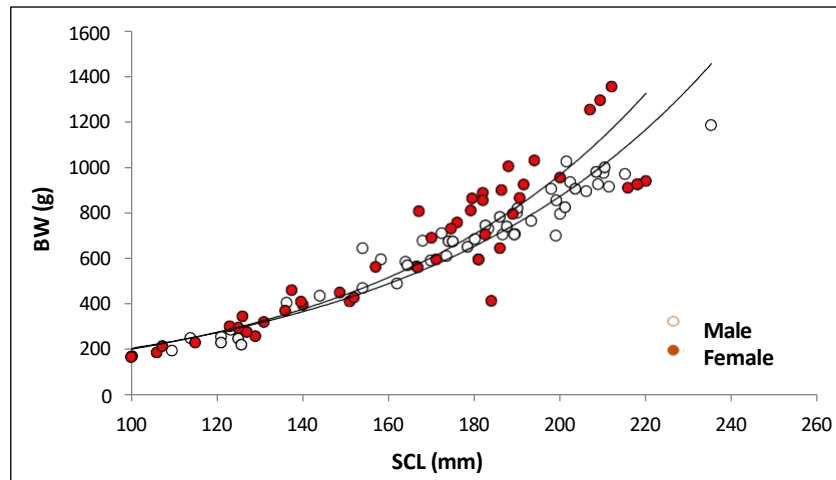


Figure 24. Régression linéaire du poids corporel (BW) en fonction de la longueur droite de la carapace (CL) chez *Mauremys leprosa* pour les mâles ($r = 0,974$, $p < 0,0001$, $N = 52$) et les femelles ($r = 0,907$, $p < 0,0001$, $N = 46$) dans l'ensemble des sites pollués.3.4.2.

1.4.2. Sites non pollués

Dans les habitats non pollués, les valeurs moyennes de tous les paramètres morphométriques sont plus élevées chez les femelles que chez les mâles. C'est notamment le cas au site d'Oued El Bejima, où la différence n'est pas statistiquement significative pour l'ensemble des paramètres, à l'exception de l'indice de masse corporelle ajusté (SMI), qui présente une différence hautement significative entre les deux sexes ($U = 0,00$; $p = 0,001$).

Les mâles et les femelles ne diffèrent pas significativement en ce qui concerne le poids corporel (mâles : $423 \pm 140,92$ g, intervalle : 235–600 g ; femelles : $583,13 \pm 280,27$ g, intervalle : 230–975 g ; $p > 0,05$), la longueur droite de la carapace (mâles : $150,13 \pm 35,36$ mm, intervalle : 126–182 mm ; femelles : $163,00 \pm 31,98$ mm, intervalle : 116–200 mm ; $p > 0,05$), la largeur de la carapace (mâles : $106 \pm 13,56$ mm, intervalle : 89–121 mm ; femelles : $119,13 \pm 19,90$ mm, intervalle : 90,00–143,00 mm ; $p > 0,05$), la hauteur de la carapace (mâles : $51,40 \pm 4,56$ mm, intervalle : 44–56 mm ; femelles : $58,00 \pm 9,32$ mm, intervalle : 44–70 mm ; $p > 0,05$) et la longueur du plastron (mâles : $124,40 \pm 13,28$ mm, intervalle : 109–144 mm ; femelles : $143,63 \pm 25,56$ mm, intervalle : 105,50–174,50 mm ; $p > 0,05$) (Tab.05).

Tableau 5. Paramètres morphométriques des mâles adultes et des femelles adultes du site d'Oued El Bejima et statistiques du test de Mann-Whitney (U). Tous les paramètres morphométriques sont présentés avec leurs erreurs standards. Un astérisque (*) indique le niveau de significativité ; ns = non significatif.

Parameters	Males (N = 5)		Females (N = 8)		U-Test		Sig
	X $\pm$ SD	Min-Max	X $\pm$ SD	Min-Max	U-value	p	
BW, g	423 $\pm$ 140.92	235-600	583.13 $\pm$ 280.27	230-975	15	0.524	ns
CL, mm	150.13 $\pm$ 35.36	126-182	163.00 $\pm$ 31.98	116-200	15	0.524	ns
CW, mm	106 $\pm$ 13.56	89-121	119.13 $\pm$ 19.90	90.00-143.00	11	0.222	ns
CH, mm	51.40 $\pm$ 4.56	44-56	58.00 $\pm$ 9.32	44-70	10	0.187	ns
SMI (g)	409.55 $\pm$ 54.46	321.68-450.51	542.70 $\pm$ 49.54	486.91-616.59	0.00	0.001	**

Significance levels: *** $P < 0.001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$; ns $P > 0.05$

La situation est similaire dans l'étang de la réserve de Brabtia, où les femelles sont plus grandes et plus lourdes que les mâles, mais cette différence n'est pas statistiquement significative. Le poids corporel est de $437,82 \pm 193,84$ g chez les mâles (intervalle : 130–698 g) et de $584,00 \pm 225,49$ g chez les femelles (intervalle : 230–799 g ; $p > 0,05$). La longueur droite de la carapace est de $157,41 \pm 32,10$ mm chez les mâles (intervalle : 102,5–197 mm) et de $164,33 \pm 24,88$ mm chez les femelles (intervalle : 123–188 mm ; $p > 0,05$). La largeur de la carapace est de $104,32 \pm 17,92$ mm chez les mâles (intervalle : 72–121 mm) et de $116,42 \pm 15,89$ mm chez les femelles (intervalle : 90,50–130,00 mm ; $p > 0,05$). La hauteur de la carapace est de $48,05 \pm 8,06$ mm chez les mâles (intervalle : 35–58 mm) et de $56,58 \pm 10,08$ mm chez les femelles (intervalle : 43–67,50 mm ; $p > 0,05$). La longueur du plastron est de $124,86 \pm 23,84$ mm chez les mâles (intervalle : 81–150 mm) et de $142,00 \pm 20,25$ mm chez les femelles (intervalle : 110,50–160,50 mm ; $p > 0,05$). Enfin, l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) est de $482,14 \pm 74,74$ chez les mâles (intervalle : 341,86–572,81) et de $569,25 \pm 102,41$ chez les femelles (intervalle : 440,11–738,73 ; $p > 0,05$) (**Tab.06**).

Tableau 6. Paramètres morphométriques des mâles adultes et des femelles adultes du site de l'étang de Brabtia et statistiques du test de Mann-Whitney (U). L'ensemble des paramètres morphométriques est présenté avec leurs erreurs standards. L'astérisque (*) indique le niveau de significativité ; ns = non significatif.

Parameters	Males (N = 11)		Females (N = 6)		U-Test		Sig
	X $\pm$ SD	Min-Max	X $\pm$ SD	Min-Max	U	p	
BW, g	437.82 $\pm$ 193.84	130-698	584.00 $\pm$ 225.49	230-799	18	0.149	ns
CL, mm	157.41 $\pm$ 32.10	102.5-197	164.33 $\pm$ 24.88	123-188	29	0.733	ns
CW, mm	104.32 $\pm$ 17.92	72-121	116.42 $\pm$ 15.89	90.50-130.00	16	0.097	ns
CH, mm	48.05 $\pm$ 8.06	35-58	56.58 $\pm$ 10.08	43-67.50	16	0.096	ns
PL, mm	124.86 $\pm$ 23.84	81-150	142.00 $\pm$ 20.25	110.50-160.50	16.5	0.108	ns
SMI (g)	482,14 $\pm$ 74,74	341,86-572,81	569,25 $\pm$ 102,41	440,11-738,73	16	0.098	ns

Significance levels: *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, ns $P > 0.05$

Le test de Mann-Whitney appliqué aux descripteurs morphométriques, en comparant les données des mâles entre eux et celles des femelles entre elles pour les deux sites non pollués, n'a révélé aucune différence significative pour le poids corporel BW (mâles : $U = 24$, $p = 0,742$; femelles : $U = 25,5$, $p = 0,897$), la longueur droite de la carapace CL (mâles : $U = 24$, $p = 0,642$; femelles : $U = 24,5$, $p = 1,00$), la largeur de la carapace CW (mâles : $U = 28$, $p = 1,00$; femelles : $U = 26$, $p = 0,846$), la hauteur de la carapace CH (mâles : $U = 35,5$, $p = 0,393$; femelles : $U = 26$, $p = 0,846$) et la longueur du plastron PL (mâles : $U = 23$, $p = 0,661$; femelles : $U = 25,5$, $p = 0,897$).

Pour les habitats non pollués, les données issues des deux sites échantillonnés ont ensuite été combinées afin de constituer un seul jeu de données, dans le but d'augmenter la taille de l'échantillon et d'améliorer la puissance statistique des analyses. Après avoir vérifié la normalité et l'homogénéité des distributions à l'aide des tests de Kolmogorov-Smirnov et de Levene, les paramètres morphométriques ont été comparés entre mâles et femelles à l'aide du test de Mann-Whitney et du test t de Student.

Aucune différence significative n'a été observée pour la longueur droite de la carapace (test $t = -0,719$, $p = 0,477$) (mâles : $156,09 \pm 28,63$ mm, intervalle : 102,50–197 mm ; femelles : $163,57 \pm 28,09$ mm, intervalle : 116–200 mm). En revanche, des différences significatives ont été mises en évidence pour le poids corporel (test $t = -2,007$, $p = 0,050$) (mâles : $433,18 \pm 174,33$ g, intervalle : 130–698 g ; femelles : $590,64 \pm 252,80$ g, intervalle : 230–975 g), la largeur de la carapace ($U = 59$, $p = 0,029$) (mâles : $104,84 \pm 16,23$ mm, intervalle : 71,00–121,00 mm ; femelles : $117,96 \pm 17,67$ mm, intervalle : 90–143 mm), la hauteur de la carapace ($U = 54,5$, $p = 0,018$) (mâles : $49,09 \pm 7,16$ mm, intervalle : 35,00–58,00 mm ; femelles : $57,39 \pm 9,29$ mm, intervalle : 43,00–70,00 mm) et la longueur du plastron (test $t = -2,267$, $p = 0,031$) (mâles : $125,03 \pm 20,64$ mm, intervalle : 81,00–150,00 mm ; femelles : $142,92 \pm 22,58$ mm, intervalle : 105,50–174,50 mm).

Une différence hautement significative a également été observée pour l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) (test $t = -3,443$, $p = 0,002$), avec des valeurs de $459,45 \pm 75,64$ g chez les mâles (intervalle : 321,68–572,81 g) et de $554,07 \pm 74,43$ g chez les femelles (intervalle : 440,11–738,73 g) (**Fig.24**).

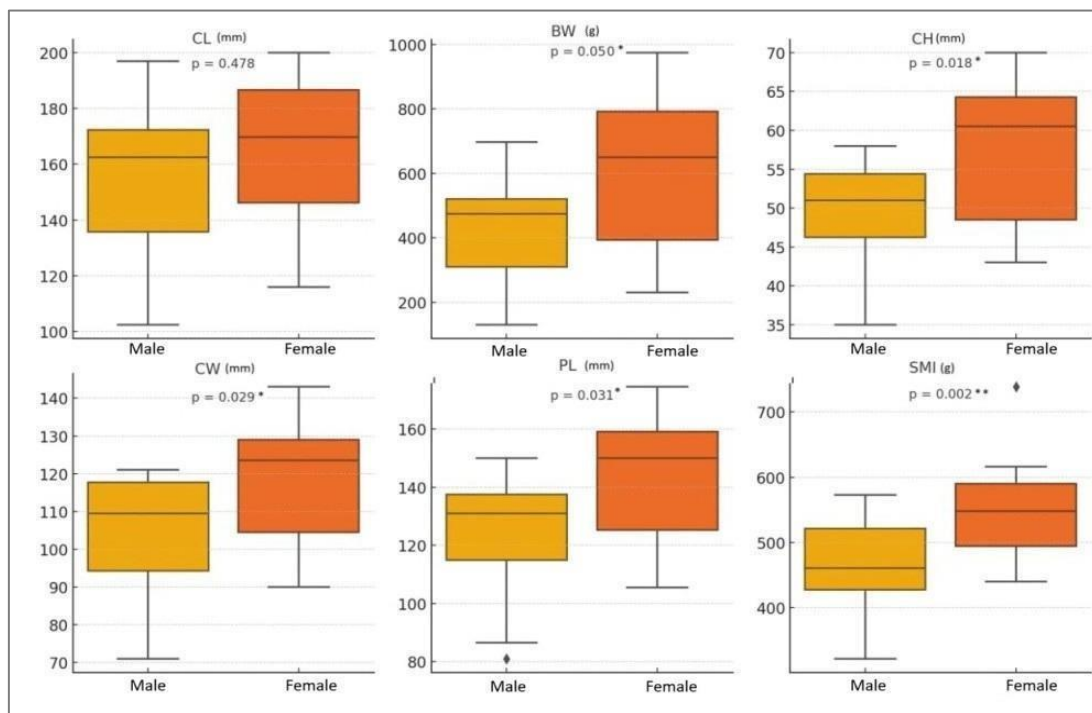


Figure 24. Moyenne $\pm$ erreur standard (ES) des paramètres morphométriques et de l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) chez les mâles et les femelles de la tortue d'eau douce *Mauremys leprosa* étudiée dans des habitats non pollués.

Les relations longueur–masse ont été calculées pour l’ensemble des sites. Une corrélation significative a été observée entre la longueur droite de la carapace et le poids corporel chez les mâles ($r = 0,952$, $p < 0,0001$, $N = 22$), ainsi que chez les femelles ($r = 0,985$, $p < 0,0001$, $N = 18$). Une relative constance de la taille des individus en fonction de leur poids est observée chez les mâles, tandis qu’une augmentation plus marquée est notée chez les femelles (**Fig.25**).

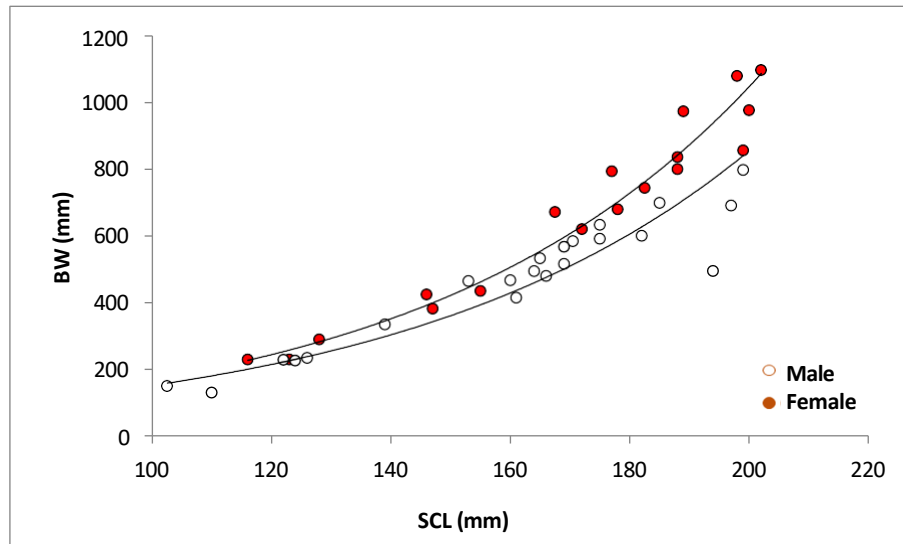


Figure 25. Régression linéaire du poids corporel (BW) en fonction de la longueur droite de la carapace (CL) chez *Mauremys leprosa* pour les mâles ($r = 0,952$, $p < 0,0001$, $N = 22$) et les femelles ($r = 0,985$, $p < 0,0001$, $N = 18$) dans les sites non pollués.

1.5. Analyse comparative des données : sites pollués vs sites non pollués

Afin de mieux comprendre la réponse des tortues aux variations des conditions environnementales, une analyse comparative des paramètres morphométriques en fonction du sexe a été réalisée entre les habitats pollués et non pollués. Le test de Mann-Whitney montre que les mâles des habitats pollués présentent des corps plus grands et plus lourds que ceux des habitats non pollués ($U = 204,5$, $p = 0,014 < 0,05$ pour la longueur droite de la carapace ; $U = 132$, $p < 0,05$ pour le poids corporel).

La hauteur, la largeur de la carapace ainsi que la longueur du plastron révèlent également des différences significatives entre les habitats dégradés et les habitats préservés, avec respectivement $U = 150$, $p < 0,05$ pour la hauteur de la carapace (CH) ; $U = 189$, $p < 0,05$ pour la largeur de la carapace (CW) et $U = 151$, $p < 0,05$ pour la longueur du plastron (PL).

L'indice de masse corporelle ajusté (SMI) montre également une différence très significative ($U = 6, p = 7,67 \times 10^{-9} < 0,05$).

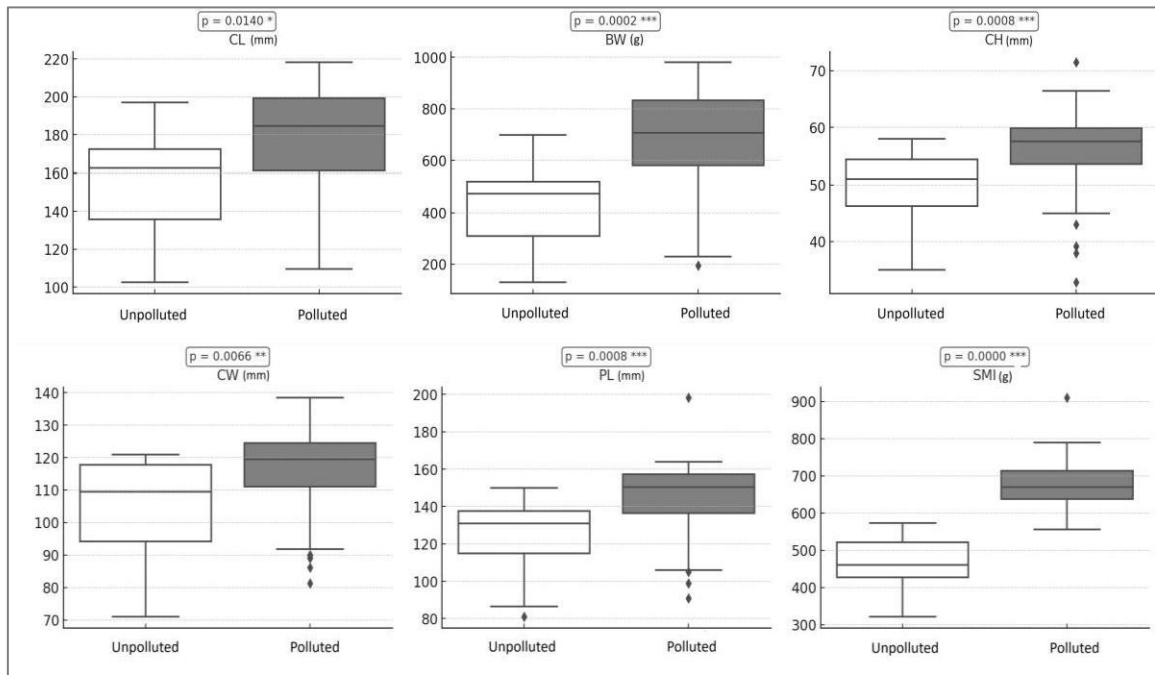


Figure 26. Moyenne $\pm$ erreur standard (ES) des paramètres morphométriques et de l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) chez les tortues mâles étudiées dans les habitats non pollués et pollués.

Dans les habitats non pollués, les femelles sont légèrement plus grandes et plus lourdes que celles des habitats pollués, mais ces différences ne sont pas statistiquement significatives (CL : $U = 275$; $p = 0,726 > 0,05$; BW : $U = 260,5$; $p = 0,532 > 0,05$; CH : $U = 284$; $p = 0,857 > 0,05$; CW : $U = 296,5$; $p = 0,969 > 0,05$; PL : $U = 280,5$; $p = 0,805 > 0,05$).

En revanche, une différence hautement significative est observée pour l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) entre les habitats ($U = 504$; $p = 7,37 \times 10^{-5} < 0,05$) (**Fig.27**).

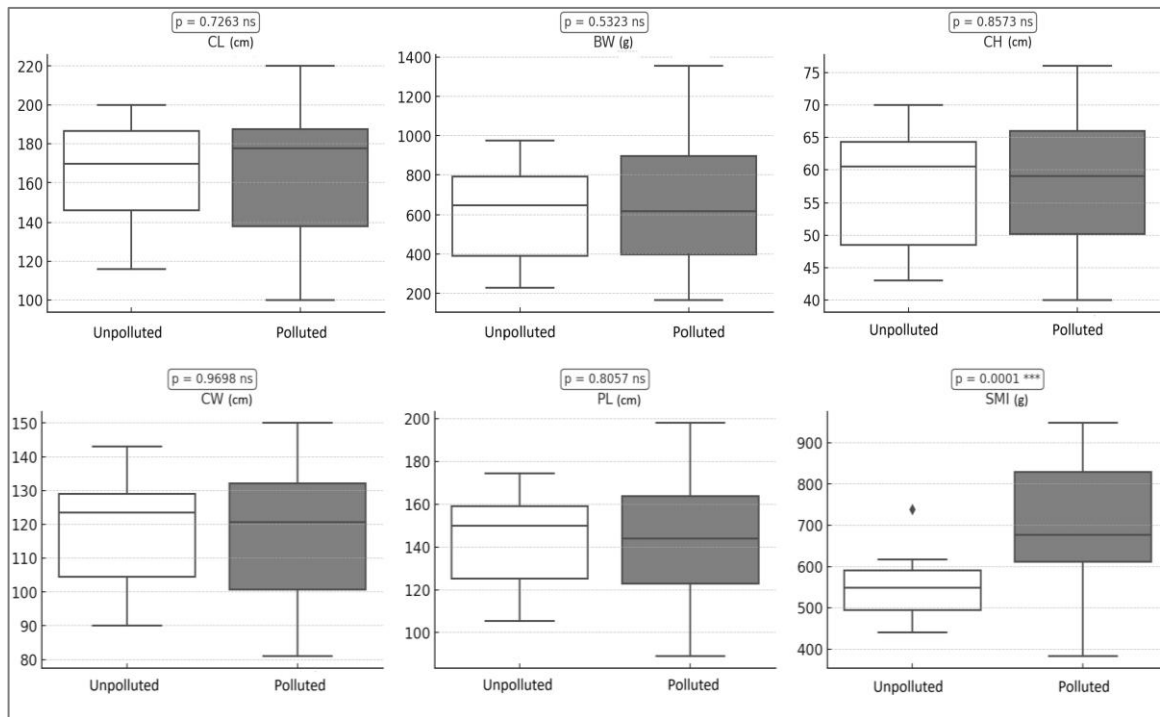


Figure 27. Moyenne $\pm$ erreur standard (ES) des paramètres morphométriques et de l'indice de masse corporelle ajusté (SMI) chez les tortues femelles étudiées dans les habitats non pollués et pollués.

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur les variables morphométriques pour l'ensemble des sites étudiés. Celle-ci a révélé une séparation nette entre les individus provenant des environnements pollués et non pollués, en particulier le long de la première composante principale (CP1), qui explique près de 50 % de la variance totale. Les deux premières composantes de l'ACP expliquent ensemble environ 70 à 80 % de la variabilité du jeu de données.

La pollution tend également à séparer les individus selon le sexe, les femelles se regroupant vers le haut du graphique (valeurs positives de la CP2) et les mâles vers le bas. Cela confirme que la pollution et le sexe influencent conjointement la différenciation des individus entre les environnements pollués et non pollués. La CP2 distingue principalement les sexes, avec une tendance des femelles à se regrouper dans les valeurs positives et des mâles dans les valeurs négatives. Ensemble, la pollution et le sexe influencent la morphologie des tortues au sein des différentes populations (**Fig.28**).

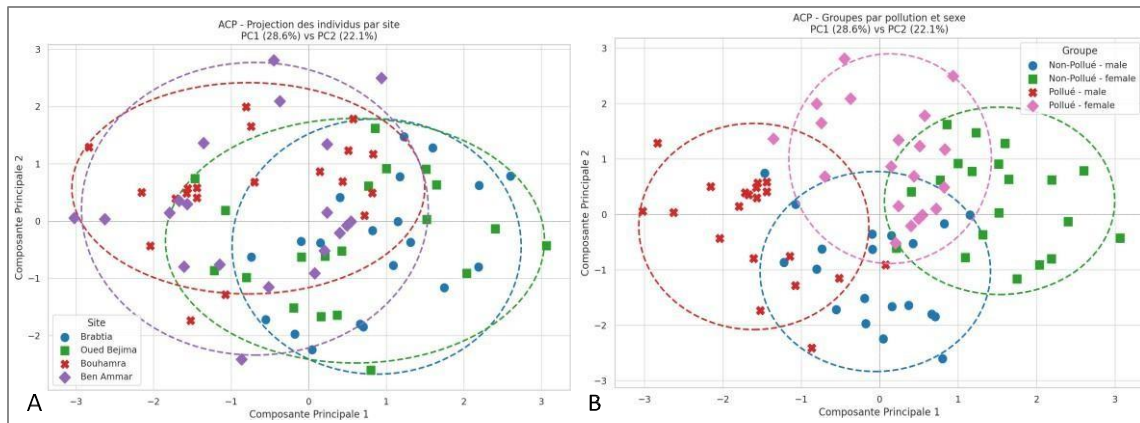


Figure 28. Graphiques de scores issus de l'analyse en composantes principales (ACP) basée sur les données morphométriques de *Mauremys leprosa*.

A. Projection des individus selon les sites d'échantillonnage (Brabtia, Oued Bejima, Bouhamra et Ben Ammar).

B. Projection des individus regroupés selon le sexe et le type d'habitat (pollué vs non pollué).

L'analyse de classification hiérarchique (HCA) a révélé deux groupes distincts correspondant aux variables morphologiques des individus échantillonnés dans les sites pollués et non pollués (Figure 14), bien qu'un certain chevauchement puisse exister. Ces résultats corroborent ceux de l'analyse en composantes principales (ACP) : les individus tendent à se regrouper en fonction de l'impact des facteurs environnementaux sur leur morphologie (Fig.29).

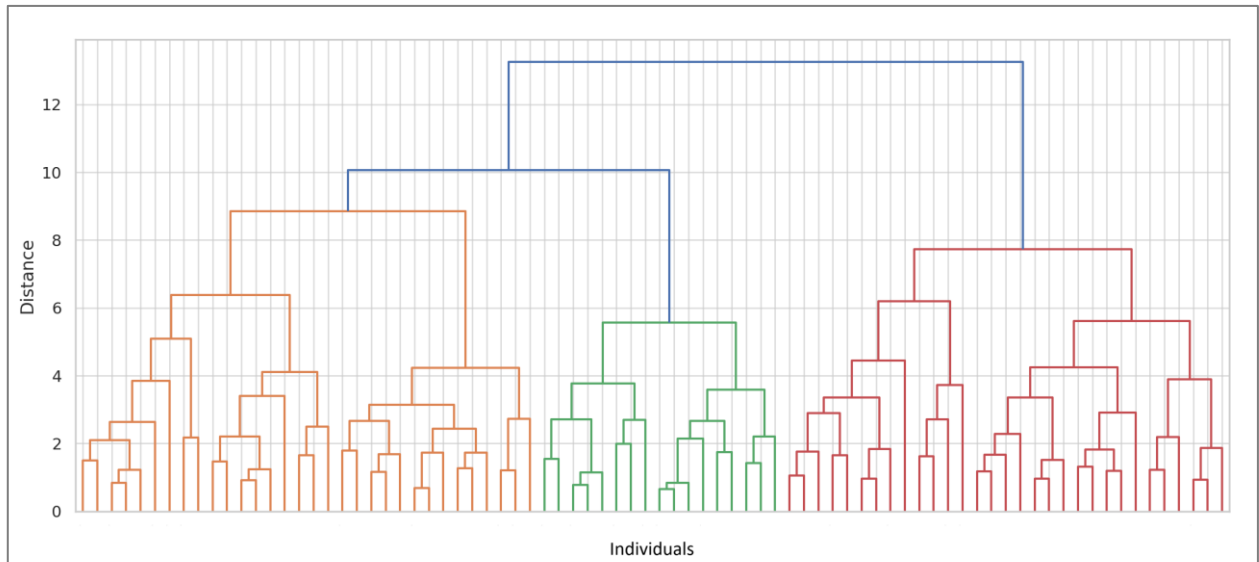


Figure 29. Analyse de classification hiérarchique (HCA) basée sur les variables morphométriques de *Mauremys leprosa*. Les individus provenant d'environnements non pollués (groupe rouge), ceux issus d'environnements pollués (groupe orange) ainsi qu'un groupe intermédiaire ou mixte (groupe vert).

B. Morphologie des cellules sanguines de la tortue d'eau douce méditerranéenne (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) dans des habitats contrastés du Nord-Est de l'Algérie

2. Comptages différentiels des globules blancs

Dans l'étang de la réserve de Brabatia, les hétérophiles sont les leucocytes les plus abondants, avec une moyenne de 41,35% chez les mâles et les femelles. Les lymphocytes sont plus abondants que les monocytes, avec une moyenne de 27,54% et 10,16%, respectivement. Il n'y a pas de différences significatives entre les mâles et les femelles, à l'exception des basophiles, qui sont plus élevés chez les femelles. Cette différence a été confirmée par un test t de Student ($t=-2,35$; $p=0,03$), comme le montre le **Tableau 7**.

Tableau 7. Numération différentielle des globules blancs dans le sang périphérique de *M. leprosa* mâles et femelles sur le site de Brabtia. Pour chaque type de leucocyte, la moyenne $\pm$ l'écart-type et l'intervalle (valeurs minimale et maximale) sont présentés.

	Male (N=9)		Female (N=9)		t-Test	
	X $\pm$ SD	Min-Max	X $\pm$ SD	Min-Max	t	p
Lymphocyte (%)	28.11 $\pm$ 9.38	18.27 - 50.43	26.97 $\pm$ 7.01	19.99 - 42.27	-0.29	0.77
Heterophil (%)	39.16 $\pm$ 9.56	22.70 - 54.59	43.54 $\pm$ 8.03	27.31 - 52.87	1.05	0.30
Eosinophil (%)	13.53 $\pm$ 5.13	7.00 - 21.64	11.84 $\pm$ 4.75	6.60 - 20.53	-0.72	0.47
Basophil (%)	9.17 $\pm$ 4.64	3.23 - 17.58	5.08 $\pm$ 2.36	2.94 - 10.26	-2.35	0.03
Monocyte (%)	10.02 $\pm$ 4.26	2.30 - 16.21	10.29 $\pm$ 3.91	4.69 - 16.58	0.13	0.89
H/L	1.52 $\pm$ 0.53	0.45 - 2.40	1.68 $\pm$ 0.41	0.96 - 2.24	0.67	0.50

Sur le site de Bouhamra, les hétérophiles sont les granulocytes les plus abondants, représentant 53,67% des leucocytes chez les mâles et 61,53% chez les femelles. Ils sont suivis par les monocytes, qui représentent 19,47% chez les mâles et 23,09% chez les femelles. Les lymphocytes représentent 13,44% des mâles et 12,25% des femelles. Tous les sous-types de leucocytes, à l'exception des lymphocytes, présentent des pourcentages significativement plus élevés chez les femelles que chez les mâles ($p < 0,001$). Aucune différence significative n'existe entre les mâles et les femelles pour le ratio H/L ($t = -0,77$, $p = 0,446$). La forte prédominance des hétérophiles et la faible proportion de lymphocytes indiquent un changement leucocytaire lié au stress chez les deux sexes. Cependant, le sexe n'influence pas le ratio H/L sur ce site pollué, ce qui suggère une réponse de stress physiologique généralisée (Tab.08).

Tableau 8. Numération différentielle des globules blancs dans le sang périphérique de *M. leprosa* mâles et femelles sur le site de Bouhamra. Pour chaque type de leucocyte, la moyenne $\pm$ l'écart-type et l'intervalle (valeurs minimale et maximale) sont présentés.

	Male (N=14)		Female (N=16)		t-Test	
	X $\pm$ SD	Min-Max	X $\pm$ SD	Min-Max	t	p
Lymphocyte (%)	13.44 $\pm$ 3.53	9.64-19.38	12.25 $\pm$ 1.95	8,94-15.18	1.17	0.251
Heterophil (%)	53.67 $\pm$ 2.25	46.92-56.08	61.53 $\pm$ 1.72	57.35-63.62	-10.60	0.000
Eosinophil (%)	2.68 $\pm$ 0.11	2.35-2.80	3.08 $\pm$ 0.09	2.87-3.18	-10.60	0.000
Basophil (%)	10.73 $\pm$ 0.45	9.38-11.22	12.31 $\pm$ 0.34	11.47-12.72	-10.60	0.000
Monocyte (%)	19.47 $\pm$ 2.76	13.70-22.73	23.09 $\pm$ 2.15	20.48-28.32	-3.98	0.000
H/L	4.26 $\pm$ 1.10	2.51-5.72	4.55 $\pm$ 0.80	3.52-6.07	-0.77	0.446

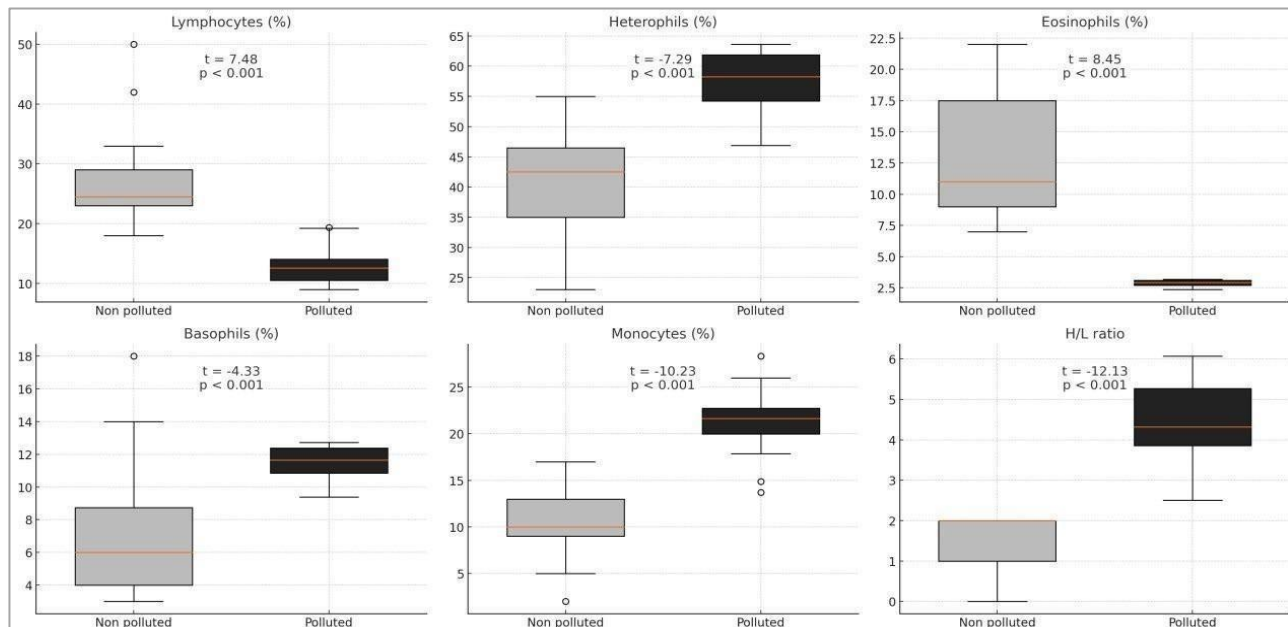


Fig. 30. Comparaison des paramètres leucocytaires entre des sites non pollués et pollués chez *Mauremys leprosa*.

Une analyse comparative des paramètres leucocytaires dans la population de *Mauremys leprosa* provenant de sites non pollués et pollués a révélé des différences significatives dans toutes les variables examinées (test t de Student, $p < 0,001$ pour chaque paramètre). Plus précisément, la proportion de lymphocytes était significativement plus élevée sur le site non pollué (27,54%), tandis que les proportions d'hétérophiles, de basophiles, de monocytes et le ratio H/L étaient significativement plus élevés dans la population du site pollué. Le pourcentage d'éosinophiles était significativement plus faible chez les individus du site pollué (2,89%) que chez les tortues du site non pollué (12,68%). Ces résultats démontrent l'impact significatif de la pollution sur la composition leucocytaire, entraînant une réduction des lymphocytes et une augmentation des leucocytes associés à la réponse immunitaire dans les populations exposées aux polluants.

Le ratio H/L indique un état de stress physiologique causé par un environnement dégradé ; la valeur moyenne est de 4,39 pour les mâles et les femelles, soit près de trois fois plus élevée que sur le site non pollué (1,60). Cela suggère la présence de stress ou l'activation de la réponse immunitaire innée (**Aguirre et al., 1995 ; Davis et al., 2008**). Ces résultats mettent en évidence l'influence profonde de la qualité environnementale sur le statut immunitaire de *M. leprosa*, soutenant l'utilisation des profils leucocytaires comme biomarqueurs efficaces de la santé écologique et de l'exposition à la pollution chez les tortues d'eau douce (**Fig.30**).

2.1. Mesure des érythrocytes

Sur le site de Brabtia, une analyse morphométrique des érythrocytes de *Mauremys leprosa* n'a révélé aucune différence significative entre les mâles et les femelles pour aucun paramètre mesuré. Les valeurs moyennes des dimensions cellulaires (longueur, largeur et surface) et des dimensions nucléaires, ainsi que les ratios morphométriques, étaient similaires entre les sexes. Tous les tests statistiques (Mann-Whitney) ont montré des différences non significatives ($p > 0,05$), notamment la longueur des érythrocytes ($U=45,0$, $p=0,72$) ; la largeur des érythrocytes ($U=53,5$, $p=0,26$) ; la surface des érythrocytes ($U=37,0$, $p=0,79$) ; la longueur du noyau ($U=43,0$, $p=0,85$) ; la largeur du noyau ($U=38,5$, $p=0,89$) ; et la surface du noyau ($U=35,0$, $p=0,20$), ainsi que EL/EW ($U=31,0$, $p=0,421$), NL/NW ($U=52,5$, $p=0,308$), ratio N/C ($U=27,5$, $p=0,209$). Cela confirme en outre que la taille et la forme des cellules sanguines chez *Mauremys leprosa* ne présentent pas de dimorphisme sexuel sur ce site (**Tab.09**).

Sur le site de Bouhamra, la longueur moyenne des érythrocytes chez les mâles a été établie à $25,12 \pm 0,21 \mu\text{m}$, et la largeur à $13,95 \pm 0,18 \mu\text{m}$. La taille a été calculée à $276,66 \pm 6,28 \mu\text{m}^2$. Le ratio EL/EW a été identifié comme étant de $1,8 \pm 0,02$. Le ratio N/C était de 1,4. La longueur moyenne du noyau était de $9,76 \pm 0,11 \mu\text{m}$ et sa largeur de $5,02 \pm 0,10 \mu\text{m}$. La taille moyenne était proche de $38,49 \pm 1,17 \mu\text{m}^2$. Le ratio NL/NW était de $1,93 \pm 0,03$ (**Tab.09**).

Ces valeurs sont proches de celles des femelles, où la longueur moyenne des érythrocytes était de $25,03 \pm 0,21 \mu\text{m}$, la largeur de $14,00 \pm 0,20 \mu\text{m}$, et la taille de $275,64 \pm 6,78 \mu\text{m}^2$. Le ratio EL/EW a été calculé à $1,79 \pm 0,02$. La longueur moyenne du noyau a été calculée à $9,73 \pm 0,12 \mu\text{m}$ et la largeur à $5,01 \pm 0,12 \mu\text{m}$, et la taille à $38,40 \pm 1,130 \mu\text{m}^2$. Le ratio NL/NW de $1,93 \pm 0,03$ est également proche du ratio masculin. Les tests de Mann-Whitney des descripteurs morphométriques des leucocytes effectués entre mâles et femelles n'ont révélé aucune différence significative dans tous les paramètres, notamment la longueur des érythrocytes ($U=34,0$, $p=0,38$) ; la largeur des érythrocytes ($U=46,5$, $p=0,057$) ; la surface des érythrocytes ($U=38,0$, $p=0,59$) ; la longueur du noyau ($U=30,0$, $p=0,21$) ; la largeur du noyau ($U=42,5$, $p=0,85$) ; et la surface du noyau ($U=37,0$, $p=0,60$) (**Tab.09**).

La comparaison morphométrique des érythrocytes et de leurs noyaux chez les individus de *Mauremys leprosa* provenant d'habitats non pollués et pollués révèle des différences significatives dans la morphologie des érythrocytes, en particulier dans la longueur (EL), la largeur (EW), la surface (ES) et le ratio EL/EW. La longueur des érythrocytes était significativement plus élevée chez les tortues du site pollué ($25,07 \pm 0,21 \mu\text{m}$) que chez celles du site non pollué ($24,10 \pm 1,20 \mu\text{m}$; $p=0,003$), tout comme la largeur des érythrocytes ($25,12 \pm 0,21 \mu\text{m}$ contre $24,16 \pm 1,20 \mu\text{m}$; $p=0,043$). De même, la surface des érythrocytes (ES) était significativement plus élevée chez les tortues du site pollué ($274,95 \pm 5,72 \mu\text{m}^2$) que chez les tortues du site non pollué ($260,97 \pm 19,74 \mu\text{m}^2$; $p=0,009$), et une augmentation significative du ratio EL/EW a été observée chez les tortues du site pollué ($p=0,027$).

Le ratio nucléocytoplasmique (N/C) était plus élevé chez les tortues du site non pollué ($0,15 \pm 0,01$) que chez celles du site pollué ($0,14 \pm 0,00$; $p=0,028$). Cependant, les dimensions nucléaires (NL et NW), la surface nucléaire (NS) et la forme nucléaire (NL/NW) ne différaient pas significativement entre les habitats.

Tableau 3. Mesures des érythrocytes et de leurs noyaux chez les tortues de *Brabtia* mâles et femelles, ainsi que les statistiques du test de Mann-Whitney U.

	Population (N = 18)			male (N =0 9)			Female (N =0 9)			U-Test	
	X ±SD	Min	Max			Max	X ±SD	Min	Max	U	P
EL (µm)	24.10±1.20	21.90	25.30	24.16±1.20	22.00	25.30	24.05±1.27	21.90	25.30	45.0	0.724
EW (µm)	13.68±0.46	12.78	14.40			14.17	13.55 ±0.54	12.78	14.40	53.5	0.268
EL/EW	1.76±0.06	1.58	1.83	1.75±0.07	1.58	1.80	1.77±0.05	1.69	1.83	31.0	0.421
ES (µm²)	260.97±19.74	219.75	281.50			281.10	260.06±22.43	219.75	281.50	37.0	0.791
NL (µm)	9.68±0.41	8.82	10.40	9.70±0.48	8.82	10.40	9.67±0.35	9.00	10.20	43.0	0.859
NW (µm)	5.04±0.27	4.60	5.60	5.02±0.32	4.60	5.60	5.07±0.22	4.80	5.50	38.5	0.894
NL/NW	1.92±0.05	1.81	2.02	1.94±0.05	1.86	2.02	1.91±0.05	1.81	1.96	52.5	0.308
NS (µm²)	39.19±4.06	33.20	48.50	38.68±4.75	33.20	48.50	39.70±3.44	35.40	45.00	35.0	0.659
N/C ratio	0.15±0.02	0.14	0.20	0.15±0.02	0.14	0.20	0.15±0.02	0.14	0.18	27.5	0.209

Note : EL : longueur de l'érythrocyte ; EW : largeur de l'érythrocyte ; ES : taille de l'érythrocyte ; NL : longueur du noyau ; NW : largeur du noyau ; NS : taille du noyau ; et NS/ES : rapport nucléocytoplasmique.

Tableau 4. Mesures des érythrocytes et de leurs noyaux chez les tortues de *Bouhamra* mâles et femelles, ainsi que les statistiques du test de Mann-Whitney U.

	Population (N = 19)			Male (N = 09)			Female (N = 10)			U-Test	
	X ±SD	Min	Max	X ±SD	Min	Max	X ±SD	Min	Max	U	P
EL (µm)	25.07±0.21	24.7	25.4	25.12±0.21	24.7	25.4	25.03 ± 0.21	24.6	25.3	34.0	0.38
EW (µm)	13.96±0.2	13.6	14.2	13.95±0.18	13.6	14.2	14.00 ± 0.20	13.6	14.2	46.5	0.93
EL/EW	1.8±0.02	1.77	1.83	1.8±0.02	1.77	1.83	1.79 ± 0.02	1.77	1.83	36.5	0.50
ES (µm²)	274.95±5.72	263.6	282.3	276.66±6.28	269.1	282.3	275.64 ± 6.78	263.6	282.3	38.0	0.59
NL (µm)	9.72±0.1	9.5	9.9	9.76±0.11	9.6	9.9	9.73 ± 0.12	9.5	9.9	30.0	0.21
NW (µm)	5.04±0.11	4.8	5.2	5.02±0.10	4.8	5.2	5.01±0.12	4.8	5.2	42.5	0.85
NL/NW	1.93±0.03	1.9	2.0	1.93±0.04	1.9	2.0	1.93±0.03	1.9	1.98	36.5	0.49
NS (µm²)	38.44±1.21	36.0	40.9	38.49±1.17	36.2	39.6	38.40±1.130	36.0	40.9	37.0	0.53
N/C ratio	0.14	0.14	0.15	0.14	0.14	0.15	0.14	0.13	0.15	40.5	0.60

Note : EL : longueur de l'érythrocyte ; EW : largeur de l'érythrocyte ; ES : taille de l'érythrocyte ; NL : longueur du noyau ; NW : largeur du noyau ; NS : taille du noyau ; et NS/ES : rapport nucléocytoplasmique.

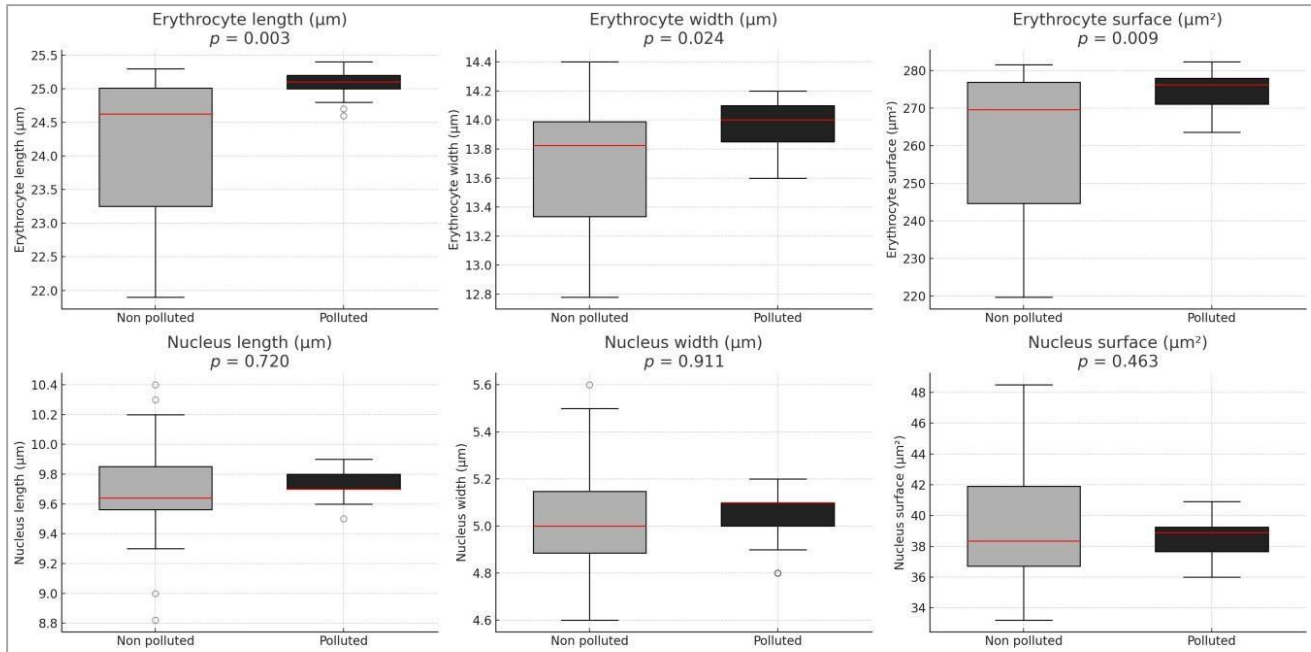


Figure 31. Analyse morphométrique comparative des érythrocytes et de leurs noyaux entre un site non pollué et un site pollué chez *Mauremys leprosa*.

Discussion

IV. DISCUSSION

A. Forme corporelle et dimorphisme sexuel chez la tortue d'eau douce méditerranéenne (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) dans des habitats contrastés du Nord-Est de l'Algérie

Dans cette étude, nous avons mis en évidence que les conditions environnementales ont un impact significatif sur la forme corporelle des tortues d'eau douce méditerranéennes (*Mauremys leprosa*), avec des différences à la fois spécifiques au sexe et dépendantes de l'habitat. La divergence morphologique observée le long des gradients de pollution est corroborée par l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification hiérarchique, qui distinguent clairement les tortues provenant d'habitats pollués et non pollués. L'association d'une forte turbidité, d'une conductivité élevée et d'une salinité importante avec un bon état corporel suggère un lien potentiel entre la qualité de l'eau et les conditions physiologiques. Alors que plusieurs études associent une mauvaise qualité de l'eau à une réduction de la croissance, à des malformations ou à un stress accru, nos résultats mettent en évidence une hypertrophie, en particulier chez les mâles.

Les populations issues de sites pollués présentent une proportion plus élevée d'individus adultes par rapport à celles provenant de zones non polluées. Bouhamra et Ben Amar ont montré des proportions d'adultes de 89 % et 91,18 %, respectivement, tandis que Brabtia et Oued Bejima ont présenté des valeurs plus faibles, de 77 % et 86,66 %. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés pour *Mauremys leprosa* dans des habitats contrastés au Maroc, où 91,75 % des individus étaient adultes dans le site pollué de Tinsift, contre seulement 67,55 % dans le site préservé de Zat. Ainsi, le rapport adultes/juvéniles est clairement plus élevé dans les deux types d'habitats. De plus, dans d'autres populations de *Mauremys leprosa* du bassin méditerranéen, **Keller (1997)** a rapporté une proportion d'adultes/subadultes de 94,3 % dans le Parc national de Doñana (Espagne), et **Araújo et al. (1997)** ont noté que 67 % d'une population au Portugal était composée d'adultes. À Majen Belhriti (Nord-Est de l'Algérie), la population est majoritairement constituée d'individus adultes, représentant 89,58 % des spécimens capturés (**Ramdani et al., 2024**).

Avec une densité moyenne de 534,37 ind/ha, la densité observée dans les habitats dégradés est significativement plus élevée que dans les milieux naturels. Cette situation a également été observée chez d'autres populations de *M. leprosa* en Algérie. **Tiar-Saadi (2018)** a estimé la

densité de la population de la zone humide dégradée de Boukhmira à $23,9 \pm 11,8$ individus/ha, soit une densité une fois et demie supérieure à celle du lac préservé de Tonga, qui présente $9,1 \pm 11,3$ individus/ha. Au Maroc, la densité de population était plus de huit fois plus élevée sur le site pollué (Tensift) que sur le site non pollué (Zat), avec respectivement 58,5 ind/ha et 7,6 ind/ha (El Hassani M.S., *et al.*, 2019). D'autres facteurs peuvent également expliquer la présence de populations exceptionnellement denses, notamment des charges nutritives élevées, l'absence de prédateurs naturels — souvent moins tolérants aux eaux polluées — ainsi que la stabilité thermique et hydrique des systèmes urbains dégradés (Gibbons *et al.*, 1979 ; Germano & Bury, 2001).

Le dimorphisme sexuel est lié aux différences de stratégies d'histoire de vie entre les deux sexes (Olivier, 2002). Alors que les mâles de plus petite taille peuvent être avantagés en termes de mobilité et/ou de recherche de partenaires sexuels, les femelles tendent à présenter une taille plus grande, pouvant être corrélée à la taille de la ponte (Olivier, 2002). Dans les sites préservés, les femelles sont plus grandes que les mâles, comme observé dans la majorité des populations de *Mauremys leprosa* (Lovich *et al.*, 2010 ; Escoriza *et al.*, 2021 ; Ayres & Cordero, 2001). De même, dans notre étude, au sein des habitats non pollués, les mâles et les femelles présentent un dimorphisme sexuel classique, avec des femelles plus grandes et plus lourdes (163,57 mm de longueur et 590,64 g de masse) que les mâles (156,09 mm de longueur et 433,18 g de masse).

La largeur du plastron est significativement plus élevée chez les femelles que chez les mâles ($p < 0,05$, test U). Ce schéma est atténué, voire inversé, dans les sites pollués, où les mâles tendent à présenter une masse corporelle plus élevée (mâles : 675,70 g – femelles : 651,70 g) ainsi qu'une longueur de carapace plus importante (mâles : 176,37 mm – femelles : 166,58 mm), suggérant que la sélection sexuelle pourrait être altérée par le stress environnemental. Des résultats similaires ont été rapportés chez d'autres espèces de tortues vivant dans des habitats soumis à de forts apports d'eaux usées. Par exemple, les populations d'*Actinemys marmorata* provenant de bassins de traitement des eaux usées en Californie ont atteint des longueurs maximales de carapace comprises entre 160 et 190 mm, contre 150–186 mm dans le sud de l'Oregon et jusqu'à 160 mm dans les populations côtières évoluant dans des environnements plus naturels (Germano & Rathbun, 2008 ; Germano & Bury, 2009). Les plus grandes longueurs de carapace observées chez les mâles et les femelles capturés étaient respectivement de 197 mm et 220,48 mm, à Brabtia et Bouhamra.

Ces valeurs sont supérieures à celles observées dans d'autres populations, notamment au Maroc, où **Loulida et al. (2023)** ont rapporté des mâles atteignant 203,4 mm à Tarmigt et des femelles mesurant 209,6 mm à Oued Noun. **Busack & Ernst (1980)** ont signalé, en Tunisie, une valeur maximale de longueur de carapace de 174,5 mm, tandis qu'en Espagne elle est de 114 mm chez les mâles et de 182 mm chez les femelles (**Bertolero & Busack, 2017**). Toutefois, l'état corporel varie considérablement au sein d'une même espèce selon les différentes régions géographiques, un schéma généralement attribué à l'adaptation locale.

Une analyse comparative entre les sites pollués et non pollués, visant à comprendre la réponse des sexes aux variations des conditions environnementales, a mis en évidence un très bon état corporel dans les milieux pollués, avec une différence significative ($p < 0,05$) pour l'ensemble des paramètres morphométriques (SCL, BW, CH, CW, PL) et une différence hautement significative ($p < 0,001$) pour l'indice de masse ajustée (SMI) chez les individus mâles. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les tortues occupant nos sites pollués, caractérisés par des régimes aquatiques eutrophes et des températures de l'eau élevées, présentent une période d'activité plus prolongée que celles vivant dans des habitats préservés. Dans ces environnements dégradés, les tortues restent actives presque toute l'année ; bien que l'activité diminue durant l'hiver, elle reprend rapidement après une succession de journées ensoleillées. Cette période d'activité étendue favorise probablement une croissance plus importante chez les individus des habitats pollués par rapport à ceux des sites non pollués. Des observations similaires ont été rapportées dans d'autres études, notamment celles portant sur des populations de *Clemmys marmorata* dans la vallée de San Joaquin, en Californie.

Ces populations occupent des systèmes aquatiques eutrophes caractérisés par des températures annuelles élevées de l'air et de l'eau, demeurent actives tout au long de l'année et présentent une taille corporelle significativement plus importante que celles vivant dans leur habitat naturel situé sur les collines adjacentes (**Lübcke, 2004**). Chez les femelles, la masse corporelle était légèrement plus élevée dans les habitats pollués, mais aucune différence significative n'a été observée entre les deux catégories d'habitats pour l'ensemble des traits morphométriques, à l'exception de l'indice de masse ajustée (SMI), qui était significativement plus élevé chez les femelles provenant des sites pollués ($p < 0,001$). Cela suggère une réponse physiologique spécifique au sexe face aux conditions environnementales, les mâles des habitats pollués présentant un meilleur état corporel. Cela soulève la question de l'absence d'augmentation de l'état corporel chez les femelles dans les environnements dégradés. Plusieurs hypothèses peuvent être envisagées : des stratégies d'allocation

énergétique spécifiques au sexe ; des réponses métaboliques ou hormonales différenciées face au stress environnemental ; ou encore des contraintes reproductives.

Il est également possible que, dans de telles conditions, le stress physiologique les affecte différemment, entraînant une réponse hypertrophique moins marquée. Nous avons tenté d'apporter une réponse à cette divergence en examinant un trait de l'histoire de vie des tortues, à savoir la maturité sexuelle, à travers des caractères morphologiques. La maturité sexuelle a été supposée coïncider avec la fin de la phase de croissance rapide (**Congdon et al., 1993**), laquelle est associée à une transition d'anneaux de croissance larges vers des anneaux plus étroits (**Castanet & Cheylan, 1979 ; Castanet, 1988**). Chez les individus sexuellement matures, le ralentissement de la croissance absolue s'accompagne d'un « rétrécissement » clairement visible des anneaux de croissance, rendant ainsi cette méthode facile à appliquer. La taille et l'âge à la maturité chez *M. leprosa* varient selon le sexe et la localisation, les mâles atteignant la maturité à une taille plus petite et vraisemblablement à un âge plus jeune que les femelles. Dans les habitats naturels, les femelles de *Mauremys leprosa* atteignent la maturité sexuelle vers 7–8 ans, tandis que les mâles y parviennent entre 4 et 5 ans (**Bertolero & Busack, 2017 ; Fischer, 2024**).

Dans une population du sud du Maroc, l'âge de maturité sexuelle des femelles a été estimé entre 5 et 7 ans, ce qui correspondait à une longueur de carapace d'environ 80–90 mm (**Meek, 1987**). Dans nos populations issues de sites pollués, la maturité sexuelle a été atteinte entre 4 et 5 ans chez les femelles ($4,44 \pm 0,72$ ans, intervalle : 4–6 ans) comme chez les mâles ($4,23 \pm 0,73$ ans, intervalle : 4–5 ans). Les résultats obtenus pour les mâles semblent cohérents avec la littérature, suggérant que l'augmentation des ressources disponibles dans les habitats dégradés est probablement à l'origine de l'accroissement de la taille corporelle.

De plus, la forte densité de mâles dans ces milieux peut intensifier la compétition pour les opportunités de reproduction lorsque la taille de la carapace confère un avantage reproductif dans de telles conditions. Les femelles provenant d'environnements dégradés atteignent la maturité sexuelle à un âge plus précoce, bien que les raisons sous-jacentes à ce phénomène restent incertaines, il est certain qu'il s'agit d'une réponse au stress généré par la pollution environnementale. Cette maturation précoce peut limiter la croissance ultérieure, amenant les femelles à atteindre des tailles proches de celles des mâles. En conséquence, le dimorphisme sexuel est réduit, voire perdu dans ces conditions. Cette tendance est étayée par nos données, qui montrent une taille et une masse moyennes plus élevées chez les mâles ($176,37 \pm 29,95$ mm ; $675,70 \pm 224,64$ g) que chez les femelles ($166,58 \pm 32,72$ mm ; $651,70 \pm 314,63$ g).

Cette différence n'est pas statistiquement significative, indiquant une convergence des traits morphométriques entre les sexes dans les habitats pollués.

De plus, nous n'avons observé aucune différence significative entre les paramètres morphométriques des femelles provenant de sites pollués et non pollués. Fait intéressant, les femelles des habitats pollués étaient même légèrement plus grandes que celles des habitats non pollués ($166,58 \pm 32,72$ mm contre $163,57 \pm 28,09$ mm). Cela suggère que les femelles peuvent encore maintenir un bon état physique dans les environnements dégradés, malgré une maturité sexuelle précoce. Cela est très probablement dû à l'abondance de nourriture dans ces habitats, riches en matière organique et présentant des niveaux élevés de productivité. Cette abondance de ressources pourrait aider les femelles à prendre davantage de masse et à compenser les coûts physiologiques liés à la pollution. Des résultats similaires ont été rapportés pour d'autres espèces de tortues vivant dans des habitats soumis à de forts apports d'eaux usées.

Par exemple, les populations d'*Actinemys marmorata* provenant de bassins de traitement des eaux usées en Californie ont atteint des longueurs maximales de carapace comprises entre 160 et 190 mm, contre 150–186 mm dans le sud de l'Oregon et jusqu'à 160 mm dans les populations côtières ; elles atteignaient la maturité sexuelle en seulement 2 ans, contre 4–9 ans dans des environnements plus naturels (**Germano & Rathbun, 2008 ; Germano & Bury, 2009**). Les tortues peintes (*Chrysemys picta*) évoluant dans des bassins d'eaux usées dans le Maryland présentaient des taux de croissance accrus et les mâles atteignaient la maturité en 2 ans, contre 4 ans dans un étang naturel voisin (**Ernst & McDonald, 1989**).

B. Morphologie des cellules sanguines de la tortue d'eau douce méditerranéenne (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) dans des habitats contrastés du Nord-Est de l'Algérie

Cette étude met en évidence l'impact de la qualité de l'habitat sur la morphologie des cellules sanguines chez *Mauremys leprosa*, reflétant les effets physiologiques de la pollution environnementale. Les recherches menées au cours des dernières années indiquent que la quantification des paramètres hématologiques peut être mesurée en complément de la mesure des hormones dans l'étude des réponses au stress des vertébrés. Les profils leucocytaires sont

particulièrement importants dans l'étude de la physiologie car ils sont directement liés aux niveaux d'hormones. Des recherches considérables ont démontré que les réponses surrénaliennes et leucocytaires au stress sont étroitement liées et similaires dans tous les taxons de vertébrés (**Gross & Siegel, 1983 ; McFarlane & Curtis, 1989 ; Romero & Reed, 2005 ; Davis et al., 2008**).

Cette approche hématologique offre des avantages clés. Comparés aux niveaux d'hormones surrénaliennes, qui peuvent varier rapidement et doivent être vérifiés immédiatement, les comptages de globules blancs restent stables plus longtemps après la vérification, en particulier chez les ectothermes tels que les tortues (**Romero & Reed, 2005 ; Davis et al., 2008**).

Comme le montrent d'autres études, contrairement à de nombreux reptiles, les leucocytes les plus courants chez *M. leprosa* ne sont pas les lymphocytes, mais plutôt les hétérophiles (**Heatley & Russell, 2019**). Dans notre étude, les hétérophiles étaient le type de leucocytes le plus répandu chez les tortues vivant dans des habitats non pollués, avec des valeurs moyennes de 41,35% ; les lymphocytes suivaient avec 28,11%. Les hétérophiles étaient les leucocytes les plus courants et étaient deux fois plus répandus que les éosinophiles. Des fréquences élevées similaires ont été décrites pour *Trachemys scripta* (**Isis, 2002 ; Novoveský & Halán, 2019**), *Mauremys leprosa* (**Hidalgo-Vila et al., 2007 ; Marques et al., 2025**) et la tortue Arrau *Podocnemis expansa* (**Rossini et al., 2012**).

Cependant, les résultats de cette recherche ne correspondaient que partiellement aux nôtres ; les valeurs des autres paramètres différaient considérablement et ne s'alignaient que partiellement avec les nôtres. Il est important de noter que les paramètres sanguins des chéloniens sont influencés par de nombreux facteurs, tels que la saison, l'âge, le sexe, l'état de santé, la localisation géographique, l'état physiologique et le statut reproductif (**Christopher et al., 1999 ; Jacobson, 2007**).

Marques et al. (2025) ont trouvé le même résultat pour *M. leprosa* dans une population portugaise, où les hétérophiles dominaient la population leucocytaire à 61,53%, suivis des lymphocytes à 28,89%. La valeur moyenne des lymphocytes pour la population de Brabtia est de 28,11%, ce qui est proche de la valeur trouvée par **Marques et al. (2025)** chez les tortues de Porto d'Abrigo au Portugal.

Sur le site dégradé de Bouhamra, les valeurs sont similaires à celles rapportées par **Hidalgo-Vila et al. (2007)** pour *Mauremys leprosa* en Espagne, avec un pourcentage élevé

d'hétérophiles (61,53%) et un faible pourcentage de lymphocytes (12,25%). Cependant, **Hidalgo-Vila et al. (2007)** n'ont pas fourni d'informations sur les polluants spécifiques ou leurs concentrations. Au lieu de cela, ils se sont concentrés sur les paramètres hématologiques et biochimiques comme indicateurs de l'influence environnementale. En revanche, la présence de niveaux élevés de métaux lourds tels que le manganèse, le nickel, le fer, l'arsenic et le plomb, associée à des quantités détectables de cadmium et de mercure à Bouhamra, suggère que le stress toxicologique est le principal facteur sous-jacent aux altérations hématologiques observées (**Christin et al., 1999 ; Sparling et al., 2010**).

Les changements induits par le stress entraînent une augmentation du nombre d'hétérophiles tout en diminuant le nombre de lymphocytes. Étant donné que les nombres d'hétérophiles et de lymphocytes sont affectés par le stress dans des directions opposées, les chercheurs considèrent fréquemment ce ratio comme un indicateur de la réponse au stress (**Campbell, 1998 ; Santoro et al., 2020 ; Davis et al., 2008 ; Maxwell, 1993**).

La valeur moyenne du ratio H/L sur le site de Brabtia est de 1,60, alors qu'à Bouhamra, elle est nettement plus élevée à 4,39. Cette différence significative ($p=0,00$) suggère que les niveaux de stress sont plus élevés parmi la population du site pollué. Sur les deux sites, les différences liées au sexe dans le ratio H/L étaient négligeables, ce qui suggère que les conditions environnementales exercent une influence plus forte sur la modulation immunitaire que le dimorphisme sexuel. Notamment, sur le site pollué, les mâles ($4,26\pm 1,10$) et les femelles ($4,55\pm 0,80$) présentaient des valeurs H/L comparablement élevées, soulignant l'impact systémique des polluants sur l'ensemble des individus. Ce changement de profil leucocytaire est une réaction physiologique bien documentée aux facteurs de stress chroniques tels que la pollution, l'infection ou la perturbation de l'habitat (**Campbell, 1998 ; Santoro et al., 2020**).

Le pourcentage d'éosinophiles est plus élevé sur le site non pollué (12,68%) que sur le site dégradé (2,89%), et il existe une différence très significative entre les deux environnements ($p<0,001$). Comme observé dans certaines études sur la pollution (**Mitchell, 1982 ; Claver & Quaglia, 2009 ; Kaiser et al., 2015**), une diminution des éosinophiles dans un environnement pollué peut suggérer un stress immunosuppresseur chronique, qui peut inhiber la production ou la mobilisation normale de ces cellules. De telles réponses ont souvent été associées à l'exposition aux métaux lourds, aux pesticides et aux effluents industriels, dont on sait qu'ils interfèrent avec l'hématopoïèse et la régulation immunitaire (**Christin et al., 1999 ; Sparling et al., 2010**). La réduction des comptages d'éosinophiles semble donc représenter un

biomarqueur sensible de l'exposition à long terme aux polluants, reflétant des effets sublétaux qui peuvent compromettre la santé globale et la résistance aux maladies des organismes exposés.

Cette différence pourrait également être due à la présence du parasite sanguin reptilien le plus répandu, *Haemogregarina stepanowi* Danilewsky, 1885, dans la population du site non pollué (communication personnelle). Ce facteur peut expliquer le pourcentage plus élevé d'éosinophiles sur ce site, étant donné que ces cellules sont liées aux défenses contre les parasites (Rupley, 1997 ; Kiesecker, 2002).

Une différence significative ($p < 0,001$) a également été observée entre les populations des sites pollués et non pollués dans les pourcentages de monocytes. Le pourcentage de ces cellules est deux fois plus élevé sur le site de pollution de Bouhamra (19,47%). La proportion élevée d'hétérophiles et de monocytes, combinée à une réduction des lymphocytes (12,8%), suggère une mobilisation accrue des défenses cellulaires non spécifiques, ce qui est typique d'un environnement dégradé.

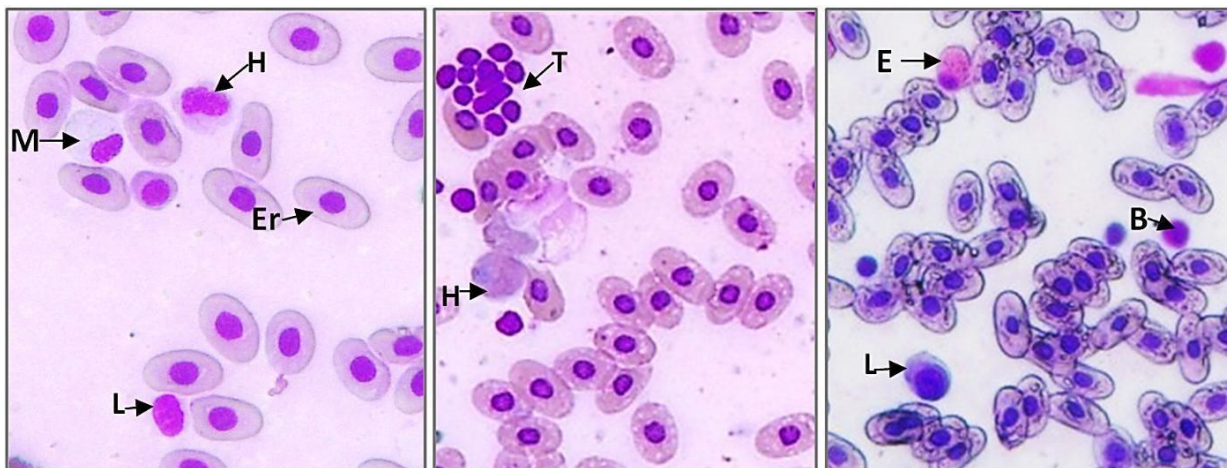


Figure 32. Photomicrographies des cellules sanguines périphériques de la cistude méditerranéenne (*Mauremys leprosa*), colorées au May–Grünwald–Giemsa. Érythrocyte (Er) ; hétérophile (H) ; thrombocyte (T) ; monocyte (M) ; éosinophile (E) ; basophile (B) et lymphocyte (L).

La **Figure 3** montre les différents types de cellules sanguines observés dans les frottis sanguins des tortues. Chez les individus du site de Brabtia (A, B), des érythrocytes de forme ovale avec un noyau basophile central sont visibles, ainsi que plusieurs types de leucocytes : lymphocytes, monocytes, hétérophiles, éosinophiles et basophiles avec un cytoplasme riche en granules. Chez les individus du site de Bouhamra (C), les mêmes catégories cellulaires

sont présentes, en particulier les hétérophiles, ainsi que des thrombocytes nucléés, se présentant souvent en amas.

Les individus du site pollué avaient des érythrocytes plus grands (longueur moyenne : $25,07 \pm 0,21 \mu\text{m}$; surface : $274,95 \pm 5,72 \mu\text{m}^2$) que ceux du site non pollué (longueur moyenne : $24,10 \pm 1,20 \mu\text{m}$; surface : $260,97 \pm 19,74 \mu\text{m}^2$). Cependant, les dimensions nucléaires (NL et NW) et le ratio NL/NW étaient similaires sur les deux sites, ce qui suggère que les noyaux sont moins sensibles aux perturbations environnementales que le cytoplasme.

Ces valeurs sont significativement plus élevées que celles mesurées dans d'autres populations européennes. **Perpiñán & Sánchez (2009)** ont trouvé des tortues *Mauremys leprosa* au Centre de Réhabilitation des Reptiles et Amphibiens de Catalogne à Barcelone, en Espagne, avec des érythrocytes mesurant $20,53 \pm 1,35 \mu\text{m}$ de longueur et $11,01 \pm 0,94 \mu\text{m}$ de largeur. Les valeurs du noyau étaient également plus faibles, à $6,81 \pm 0,75 \mu\text{m}$ de longueur et $5,40 \pm 0,45 \mu\text{m}$ de largeur. En Turquie, *Mauremys rivulata* a également présenté des valeurs plus faibles : une longueur moyenne d'érythrocyte de $19,3 \mu\text{m}$, une largeur de $12,3 \mu\text{m}$, et une longueur de noyau de $6,7 \mu\text{m}$ et une largeur de $5,9 \mu\text{m}$ (**Çiçek et al., 2015**). La même observation s'applique à *Emys orbicularis* en Turquie, avec des érythrocytes mesurant $20,1 \mu\text{m}$ de longueur et $12,7 \mu\text{m}$ de largeur. Le noyau mesure $7,2 \mu\text{m}$ de longueur et $6,1 \mu\text{m}$ de largeur.

Le ratio noyau/cytoplasme (N/C) est un indicateur morphométrique précieux qui reflète l'équilibre entre les volumes nucléaires et cytoplasmiques des érythrocytes. Les progrès récents en biologie cellulaire ont souligné l'importance du ratio nucléo-cytoplasmique (N/C) comme facteur clé dans la détermination de la fonction cellulaire. Ce ratio relie le contenu en ADN à la taille cellulaire, la capacité biosynthétique et la progression du cycle cellulaire (**Balachandra et al., 2022**). Des altérations de ce ratio ont été observées dans des situations de stress cellulaire, telles que les dommages oxydatifs et l'exposition toxique, et sont liées à une capacité proliférative réduite ou à l'apparition de la sénescence (**Neumann & Nurse, 2007 ; Levy & Heald, 2010**).

Chez les vertébrés aquatiques, les changements de morphologie nucléaire et du ratio N/C ont été documentés comme des indicateurs sensibles de l'exposition aux contaminants, en particulier dans les environnements enrichis en métaux lourds et en polluants organiques (**Da Silva Souza & Fontanetti, 2006 ; Cavas & Ergene-Gözükara, 2005**).

Dans cette étude, le ratio N/C était légèrement plus élevé chez les individus de l'espèce *Mauremys leprosa* du site non pollué (Brabtia : $0,15 \pm 0,01$) que chez ceux du site pollué

(Bouhamra : $0,14 \pm 0,00$). Cette différence était statistiquement significative ($p=0,028$). Un ratio N/C plus faible peut indiquer un élargissement cellulaire résultant d'une expansion cytoplasmique, qui peut être causée par des facteurs de stress environnementaux tels que l'exposition aux polluants. Ces résultats sont cohérents avec des études antérieures sur les reptiles et d'autres vertébrés, dans lesquelles les contaminants environnementaux ont été associés à des changements morphologiques des érythrocytes, y compris une diminution du ratio N/C (**Metin *et al.*, 2006 ; Petrov & Stepanyan, 2016**).

Par conséquent, la réduction observée du ratio N/C chez les tortues du site pollué pourrait indiquer une hypertrophie cytoplasmique, qui est un signe de stress environnemental. Ainsi, l'intégration des comptages leucocytaires différentiels, du ratio hétérophiles/lymphocytes et des mesures nucléo-cytoplasmiques peut fournir une évaluation plus complète du stress physiologique induit par la pollution chronique chez les tortues d'eau douce. Les profils leucocytaires et les caractéristiques morphométriques des érythrocytes offrent une approche intégrée, à la fois immunologique et physiologique, pour l'évaluation de l'état de santé. Il serait pertinent d'élargir cette analyse en tenant compte d'autres facteurs, tels que l'âge, la saison et les concentrations spécifiques de polluants. De futures études pourraient également explorer l'expression des gènes impliqués dans la réponse immunitaire afin d'affiner l'interprétation des données cytologiques.

Conclusion et perspectives

V- CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette thèse, conduite dans le Nord-Est algérien (wilayas d'El Tarf et d'Annaba), combine écologie de terrain, analyses physico-chimiques et approche biologique sur *Mauremys leprosa* afin d'évaluer la réponse d'une espèce sentinelle à un gradient de qualité des habitats aquatiques.

Les résultats mettent en évidence une structuration claire des sites selon un gradient de minéralisation/pollution, permettant de distinguer des milieux naturels (Brabtia, ouad bedjima) et des milieux plus impactés (bouhamra, Ben Ammar,). Sur le plan morphologique, les différences observées suggèrent des réponses complexes, possiblement liées à des effets trophiques et à la structure d'âge des populations, plutôt qu'à un déclin morphométrique simple.

Sur le plan physiologique, le profil hématologique décrit en milieu pollué fournit une première base de référence locale et souligne l'intérêt d'indicateurs internes pour détecter des effets subtils non visibles sur la morphométrie. L'âge à la maturité observé en milieu pollué, avec une médiane identique entre sexes, ouvre des pistes sur des ajustements d'histoire de vie en contexte anthropisé, mais requiert une validation par un suivi multi-sites et multi-annuel.

Les perspectives prioritaires portent sur (i) la mesure ciblée des contaminants (eau, sédiments) et la bioaccumulation chez les individus, (ii) l'établissement de valeurs de référence hématologiques en milieux naturels, (iii) l'intégration de biomarqueurs complémentaires (biochimie, stress oxydatif, parasitologie) et (iv) la standardisation de l'échantillonnage (saison, classes d'âge, statut reproducteur).

En définitive, ce travail montre que la conservation de *Mauremys leprosa* et, plus largement, des écosystèmes aquatiques du Nord-Est Algérien, nécessite une approche intégrative reliant qualité de l'eau, fonctionnement des habitats et santé des populations.

Références bibliographiques

VI- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Adel, M., Oliveri Conti, G., Dadar, M., Mahjoub, M., Copat, C., & Ferrante, M. (2017). Heavy metal concentrations in edible muscle of whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (elasmobranchii, chondrichthyes) from the Persian Gulf: A food safety issue. *Food and Chemical Toxicology*, 97, 135-140.
2. Aissaoui M., Benhamza M., & Guettaf M., (2017). Caractéristiques hydro chimiques des eaux de l'oued Seybouse-Cas de la région de Guelma (Nord est Algérien). Synthèse: *Revue des Sciences et de la Technologie*, 35, 178-186.
3. Araújo, S. S., & Segurado, P. (1997). *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812). In J. M. Pleguezuelos (Ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal* (pp. 172-174). *Monografías de Herpetología*, Universidad de Granada.
4. Bakhouch, B., Gaci, S., & Rouag, R. (2019). Dimorphisme sexuel et condition corporelle de la tortue lépreuse *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) dans le nord-est Algérien. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 144(1), 5-18.
5. Benslama, M., Andrieu-Ponel, V., Guiter, F., Reille, M., De Beaulieu, J. L., Migliore, J., & Djamali, M. (2010). Pollen analysis from two littoral marshes (Bourdim and Garaat El-Ouez) in the El-Kala wet complex (North-East Algeria). Lateglacial and Holocene history of Algerian vegetation. *Comptes Rendus Biologies*, 333(10), 744-754.
6. Benotmane, K. H., Boukheroufa, M., Guediri, M., Hadiby, R., Frih, A., & Sakraoui, F. (2022). Impact of the wild boar *Sus scrofa* Linnaeus, 1758 (Mammalia Suidae) on wetlands soil quality: case of Black and Blue Lakes (National Parc of El Kala, northeastern Algeria). *Biodiversity Journal*, 13(4), 799–804. <https://doi.org/10.31396/biodiv.jour.2022.13.4.799.804>.
7. Benyacoub S. (1997). Diagnose écologique de l'avifaune du parc national d'Elkala. Composition - statut - répartition. Etude individuelle. N° E I 10. *Projet Banque Mondiale*. 67 p.

8. Benyacoub S., Louanchi M., Baba Ahmed R., Benhouhou S., Boulahbel R., Chalabi B., Haou F., Rouag R. & Ziane N. (1998). *Plan directeur du parc national d'El Kala et du complexe des zones humides* (wilaya d'El Tarf), 300 p.
9. Belabed A.I. (2009). *Caractérisation des peuplements de tiques dans la région de Séraïdi et détection des agents pathogènes*. Mémoire de Magistère. Université Badji Mokhtar – Annaba.
10. Bernard, A., & de Flotte de Roquevaire, R. (1925). *Atlas d'Algérie et de Tunisie*. Imprimerie A. Jourdan, Alger.
11. Bertolero, A., & Busack, S. D. (2017). *Mauremys leprosa* (Schoepff in Schweigger 1812) – Mediterranean pond turtle, Spanish terrapin, Mediterranean stripe-necked terrapin. In A. G. J. Rhodin, J. B. Iverson, P. P. van Dijk, C. B. Stanford, E. V. Goode, K. A. Buhlmann, & R. A. Mittermeier (Eds.), *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. *Chelonian Research Monographs*, 5(11), 99.1-99.19.
12. Bjorndal, K. A., & Carr, A. (1989). Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Herpetologica*, 45(2), 181-189.
13. Bishop, C. A., Lean, D. R. S., Brooks, R. J., & Carey, J. H. (1996). Chlorinated hydrocarbons in the eggs of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) from a coastal wetland on Lake Ontario, Canada, and relationships with reproductive success. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(8), 1354-1363.
14. Bonnet, X., Bradshaw, D., & Shine, R. (1998). Capital versus income breeding: An ectothermic perspective. *Oikos*, 83(2), 333-342.
15. Bonnet, X., Naulleau, G., Shine, R., & Lourdais, O. (2001). Short-term versus long-term effects of food intake on reproductive output in a viviparous snake, *Vipera aspis*. *Oikos*, 92(2), 297-308.
16. Bonnet, X., Delmas, V., El-Mouden, H., Slimani, T., Sterijovski, B., & Kuchling, G. (2010). Is sexual body shape dimorphism consistent in aquatic and terrestrial chelonians? *Zoology*, 113(4), 213-220.

17. Boukhemza M., (2000). Etude Bio-écologique de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia* L. 1775) et du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis* L. 1775) en Kabylie : Analyse démographique, éthologique et essai d'interprétation des stratégies trophiques. Thèse doctorat, Inst. Nat. Agro., El Harrach. (Alger), 188 p.
18. Boulahbal R. (2012). *La prédation sur les populations de Cyanistes caeruleus ultramarinus (Paridae, Aves) dans les forêts du nord-est algérien: identité et impact des prédateurs durant la période de reproduction* (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
19. Boulemtafes, A., Rachedi, A., & Badache, N. (2015). A study of mobility support in wearable health monitoring systems: Design framework. In 2015 IEEE/ACS 12th International Conference of Computer Systems and Applications (AICCSA) (pp. 1–8). IEEE.
20. Campbell, T. W. (1996). *Clinical pathology*. In D. R. Mader (Ed.), *Reptile Medicine and Surgery* (pp. 248-257). W.B. Saunders Company, Philadelphia.
21. Campo, D., & Ruiz, X. (2019). Declive poblacional de *Mauremys leprosa* en el delta del Ebro: causas y perspectivas. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 30(1), 45-52.
22. Chaoui, L., Kara, M.H., Faure, É., & Quignard, J.P. (2006). L'ichtyofaune de la lagune du Mellah: diversité, production et analyse des captures commerciales. *Cahiers de Biologie Marine*. (Related to fish fauna of Mellah lagoon, northeastern Algeria).
23. Chiba, S., Davison, A., & Mori, Y. (2023). Asymmetric selection and the evolution of asymmetry in gastropods. *Evolution Letters*, 7(1), 40-51.
24. Cox, N. A., & John-Alder, H. B. (2005). Increased mite parasitism as a cost of testosterone in male broadhead skinks, *Eumeces laticeps*. *Functional Ecology*, 19(6), 1003-1008.
25. Cox, N. A., Chanson, J., & Stuart, S. (2006). *The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

26. Custodio, L., Llerena, J. J., Díaz-Paniagua, C., & Andreu, A. C. (2009). Spatial and temporal patterns of three sympatric species of freshwater turtles (*Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa* and *Trachemys scripta*) in the Doñana National Park. *Vie et Milieu*, 59(3-4), 223-232.
27. Da Silva, E. (1995). Ecologia da alimentação da tartaruga-de-água-doce *Mauremys leprosa* no sudoeste de Portugal. *Revista Portuguesa de Zootecnia*, 2(1), 55-71.
28. Da Silva, E. (2002). A situação da tartaruga-de-água-doce (*Mauremys leprosa*) em Portugal. *Ecologia*, 4, 96-101.
29. Découpage Administratif Algérie (2014). Organisation administrative de la wilaya d'El Tarf. Ministère de l'Intérieur et des Collectivités Locales, Alger.
30. De Belair, G. (1990). *Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre écosystèmes lacustres et marécageux: El Kala, Est algérien* (Doctoral dissertation).
31. DeBruyn, A. M. H., Rasmussen, J. B., Burch, A., & Carline, J. (2003). Effects of nutrient additions on aquatic food webs: A whole-ecosystem approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(3), 337-345.
32. De Solla, S. R., Bishop, C. A., Brooks, R. J., & Fernie, K. J. (2014). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in eggs of snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*) from the Great Lakes–St. Lawrence River basin (1981 to 2005). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(7), 1607-1619.
33. Dessauer, H. C. (1970). Blood chemistry of reptiles: Physiological and evolutionary aspects. In C. Gans & T. S. Parsons (Eds.), *Biology of the Reptilia*, Vol. 3 (pp. 1-72). Academic Press, London.
34. DHW (2017). Inventaire des sources et ouvrages hydrauliques. Direction de l'Hydraulique de la Wilaya d'El Tarf, El Tarf, Algérie.
35. DGF. (2003). Direction Générale des Forêts. Atelier sur les lièges (pour une gestion durable de la subéraie et une production de liège de qualité), Algérie.

36. Direction Générale des Forêts (DGF). (2006). *Atlas des parcs nationaux algériens*. Parc National de Théniet El Had, Tissemsilt, Algérie. *Ed-diwan*, 96 p.
37. Díaz-Paniagua, C., Keller, C., & Andreu, A. C. (2015). Long-term demographic fluctuations of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in SW Spain. *Ecography*, 38(1), 44-54.
38. Durand, J. H. (1954). *Les sols d'Algérie* (p. 17). Gouvernement Général de l'Algérie, Direction du Service de la Colonisation et de l'Hydraulique.
39. Duguy, R. (1970). Numbers of blood cells and their variation. In C. Gans & T. S. Parsons (Eds.), *Biology of the Reptilia*, Vol. 3 (pp. 93-109). Academic Press, London.
40. El Hassani, M. S., Slimani, T., Ben Kaddour, K., El Mouden, E. H., Gutiérrez, J., & Ribeiro, R. (2019). Freshwater turtles as bioindicators of heavy metal pollution in Morocco. *Aquatic Toxicology*, 214, 105244. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105244>
41. Emmanuel, E. (2004). *Évaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.
42. Escoriza, D., Sala, J., Boix, D., & Gascón, S. (2024). Assessing the invasion risk of exotic freshwater turtles in the Mediterranean region. *Biological Invasions*, 26(1), 155-168.
43. Fritz, U., Barata, M., Busack, S. D., Fritzsche, G., & Castilho, R. (2006). Impact of mountain chains, sea straits and peripheral populations on genetic and taxonomic structure of a freshwater turtle, *Mauremys leprosa* (Reptilia, Testudines, Geoemydidae). *Zoologica Scripta*, 35(1), 97-108.
44. Frye, F. L. (1991). *Hematology as applied to clinical reptile medicine*. In F. L. Frye (Ed.), *Biomedical and Surgical Aspects of Captive Reptile Husbandry* (2nd ed., pp. 209-279). Krieger Publishing Company, Malabar, Florida.

45. Gahmous, O., Seddik, S., Ramdani, C., Othmane, A., Bakhouch, B., & Bouslama, Z. (2022). Reproductive traits demonstrate how well the Mediterranean stripe-necked turtle *Mauremys leprosa* can flourish under highly degraded–polluted conditions. *Biology*, 11(11), 1562. <https://doi.org/10.3390/biology11111562>
46. Gálvez, M. I., & Albero, J. (2017). Decline of *Mauremys leprosa* populations in the Iberian Peninsula: causes and conservation perspectives. *Herpetological Review*, 48(2), 267-271.
47. Germano, D. J., & Bury, R. B. (2001). Western pond turtles (*Clemmys marmorata*) in the Central Valley of California: Status and population structure. *Transactions of the Western Section of The Wildlife Society*, 37, 22-36.
48. Gibbons, J. W., & Lovich, J. E. (1990). Sexual dimorphism in turtles with emphasis on the slider turtle (*Trachemys scripta*). *Herpetological Monographs*, 4, 1-29.
49. Greenfield, B. K. (2022). *Freshwater turtles as bioindicators of pollution*. In D. W. Sparling, G. Linder, C. A. Bishop, & S. K. Krest (Eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles* (3rd ed., pp. 567-612). CRC Press.
50. Hays, G. C., & Speakman, J. R. (1991). Reproductive investment and optimum clutch size of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Journal of Animal Ecology*, 60(2), 455-462.
51. Héritier, L., Verneau, O., Parr iselle, C., & de Buffrenil, V. (2017). Oxidative stress biomarkers in the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) reveal contrasted aquatic environments in Southern France. *Aquatic Toxicology*, 185, 144-152.
52. Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., de Frutos, C., & Herrero-Herrero, A. (2008). Host-parasite interactions of hemogregarines in the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*). *Journal of Herpetology*, 42(2), 322-327.
53. Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., Plaza, A., Camacho, I., & Recio, F. (2007). Hematologic and biochemical reference intervals of free-living Mediterranean pond turtles (*Mauremys leprosa*). *Journal of Wildlife Diseases*, 43(4), 798-801.

54. Holden, K. M., Womack, M. C., Moore, D. T., Brawner, G., McLaughlin, W. A., & Johnson, M. A. (2021). Metabolic rate and hibernation patterns in reptiles: An integrated approach. *Journal of Experimental Biology*, 224(15), jeb242586.
55. Holliday, D. K., & Holliday, C. M. (2012). Variation in digestive morphology of the loggerhead musk turtle (*Sternotherus minor*) and its effect on growth rate and size. *Copeia*, 2012(4), 626-634.
56. Hopkins, W. A. (2000). Reptile toxicology: Challenges and opportunities on the last frontier in vertebrate ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(9), 2391-2393.
57. Hopkins, W. A., Rowe, C. L., & Congdon, J. D. (2013). Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snakes (*Nerodia fasciata*) exposed to coal combustion wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(6), 1258-1263.
58. Hunt, J., Breuker, C. J., Sadowski, J. A., & Moore, A. J. (2009). Male-male competition, female mate choice and their interaction: Determining total sexual selection. *Journal of Evolutionary Biology*, 22(1), 13-26.
59. Hutchinson, V. H., & Simmonds, J. S. (1991). *The effects of pollution on the aquatic respiration of turtles*. In J. E. Lovich (Ed.), *The Biology of Aquatic Turtles* (pp. 185-196). Academic Press.
60. Infoclimat. (2024). Données météorologiques de la ville d'Annaba. Consulté le 02 janvier 2026, sur <https://www.infoclimat.fr>
61. Iverson, J. B. (1991). Life history and demography of the yellow mud turtle, *Kinosternon flavescens*. *Herpetologica*, 47(4), 373-395.
62. Keller, C. (1997). *Ecología de poblaciones de Mauremys leprosa y Emys orbicularis en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, España.

63. Laghzaoui, M., Ezzine, O., Znari, M., & Namous, S. (2020). Parasitic helminths of the Mediterranean pond turtle *Mauremys leprosa* (Testudines: Geoemydidae) from Morocco. *Helminthologia*, 57(2), 142-150.
64. Le Gal, A.-S., Priol, P., Georges, J.-Y., & Verneau, O. (2023). Population structure and dynamics of the Mediterranean pond turtle *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in contrasted polluted aquatic environments. *Environmental Pollution*, 330, 121746. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121746>
65. Le Galliard, J. F., Massot, M., Baron, J. P., & Clobert, J. (2005). Female-biased dispersal under climate change in a viviparous lizard. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1558), 269-276.
66. Leusch, F. D. L., Khan, S. J., Gagnon, M. M., Quayle, P., Trinh, T., Coleman, H., et al. (2021). Assessment of wastewater quality improvements by a managed aquifer recharge-based water bank. *Water Research*, 188, 116523.
67. Lomolino, M. V. (2005). Body size evolution in insular vertebrates: Generality of the island rule. *Journal of Biogeography*, 32(10), 1683-1699.
68. Lovich, J. E. (2010). Biphasic geographic variation in sexual size dimorphism of turtle (*Mauremys leprosa*) populations along an environmental gradient in Morocco. *Chelonian Conservation and Biology*, 9(1), 45-54.
69. Louhi Haou, S. (2014). *Écologie des ptéridophytes en Numidie (Nord-Est de l'Algérie)* (Thèse de doctorat). Université Badji Mokhtar.
70. Loulida, S., Knafo, N., Znari, M., & Naimi, M. (2018). Assessment of heavy metal contamination in the Mediterranean pond turtle *Mauremys leprosa* from aquatic ecosystems in southern Morocco. *Journal of Herpetology*, 52(3), 279-286.
71. Loulida, S., Knafo, N., Znari, M., & Naimi, M. (2021). Population structure and morphometry of *Mauremys leprosa* in southern Morocco: Effects of environmental variables. *African Journal of Ecology*, 59(2), 425-434.

72. Loulida, S., Knafo, N., Znari, M., & Naimi, M. (2023). Body condition and sexual dimorphism in the Mediterranean pond turtle *Mauremys leprosa* along an anthropogenic gradient in Morocco. *Herpetological Journal*, 33(1), 28-37.
73. Maizi, N., Alioua, A., Tahar, A., Semadi, F., & Fadel, D. (2010). The use of inferior plants as bioindicators of automobile lead pollution in the area of Annaba (Algeria) (Utilisation des végétaux inférieurs comme bio indicateurs de la pollution plombique d'origine automobile dans la région de Annaba (Algérie)). *Journal of Materials and Environmental Science*, 1(4), 251-266.
74. Mandaric, L., Diamantini, E., Stella, E., Cano-Paoli, K., Valle-Sistac, J., Molins-Delgado, D., et al. (2018). Contamination sources and distribution patterns of pharmaceuticals and personal care products in Alpine rivers strongly affected by tourism. *Science of The Total Environment*, 590-591, 484-494.
75. Marre, A. (1987). *Etude géomorphologique du tell oriental Algérien de Collo à la frontière Tunisienne* (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 2).
76. Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J. E., Calvo, J. F., Martínez-Sánchez, A., & García-Fernández, A. J. (2017). Metals in blood and eggs of the purple swamphen (*Porphyrio porphyrio* L.) from mediterranean wetlands with different pollution levels. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(10), 512.
77. Martínez-Silvestre, A., Lavín, S., Illera, J. C., Soler, J., Mateo, R., & Lafuente, R. (2011). Heavy metal concentrations in the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) in northeastern Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 47(2), 336-344.
78. Mateo, J. A., Lillo, F., Esteban, I., & Castaño, M. (2003). Declive de las poblaciones de *Mauremys leprosa* en el sureste ibérico. *Revista Española de Herpetología*, 17, 7-13.
79. Mellouk K., & Aroua N. (2015). Le lac Fetzara, une zone humide fragile, menacée par l'extension urbaine de la ville d'Annaba (littoral est Algérien). *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*, (125), 133-140.

80. Meyer, M., Schnetter, M., Kershaw, O., Harms, V., Kipar, A., & Schmidt-Posthaus, H. (2015). Mycoplasmosis in pond sliders (*Trachemys scripta scripta*) and European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Germany. *Journal of Comparative Pathology*, 152(4), 435-439.
81. Meyers-Schöne, L., Shugart, L. R., Beauchamp, J. J., & Walton, B. T. (1993). Comparison of two freshwater turtle species as monitors of chemical contaminants: DNA damage and residue analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(8), 1487-1496.
82. Ministère de l'Environnement [Algérie]. (2018). *Fiche descriptive Ramsar (FDR) – Réserve intégrale du lac El Mellah (site Ramsar n° 1424)*. Direction de la Protection de la Faune et de la Flore, Direction Générale des Forêts.
83. Ministère de l'Intérieur, des Collectivités Locales et de l'Aménagement du Territoire (Algérie). (n.d.). *Monographie de la wilaya: El Tarf - Potentialités de la wilaya*. Disponible sur : <https://interieur.gov.dz/Monographie/>.
84. Mor, J. R., Dolédec, S., Acuña, V., Sabater, S., & Muñoz, I. (2019). Invertebrate community responses to urban wastewater effluent pollution under different hydro-morphological conditions. *Environmental Pollution*, 252, 483-492.
85. Mor, J. R., Ruhí, A., Tornés, E., Valcárcel, Y., Munt né, C., Acuña, V., et al. (2022). Pharmaceutical pollution influences the structure of benthic communities in Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment*, 805, 150392.
86. Naimi, M. (2021). *Écologie de la reproduction de Mauremys leprosa au Maroc : variations géographiques et réponses aux gradients environnementaux*. Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.
87. Naimi, M., Znari, M., Loulida, S., & El Mouden, E. H. (2012). Preliminary results on the ecology of the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) in a polluted peri-urban river in central Morocco. *Chelonian Conservation and Biology*, 11(2), 225-233.
88. Nasri, A., Khemaissia, H., & Kraiem, M. M. (2008). Bioaccumulation des métaux lourds par *Mauremys leprosa* dans les zones humides du nord-est algérien. *Hydroécologie Appliquée*, 16, 137-156.

89. Ortiz-Santaliestra, M. E., Maia, J. P., Resano-Mayor, J., Pereira, A., Simo s, A. M., & Loureiro, A. (2019). Influence of landscape structure on heavy metals and herbicides in amphibians in agricultural landscapes. *Chemosphere*, 229, 498-506.
90. Palacios, C., Zarza, E., Pérez-Ponce de León, G., & Caccone, A. (2015). Molecular systematics and historical demography of the Mesoamerican mud turtle (*Kinosternon integrum*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 91, 9-16.
91. Perpiñán, D., & Sánchez, C. (2009). Clinical hematology and blood chemistry values of Hermann's tortoises (*Testudo hermanni*). *Journal of Herpetological Medicine and Surgery*, 19(3), 69-73.
92. Perpiñán, D., Hernández-Divers, S. M., McBride, M., Ayres, E., & Latimer, K. S. (2008). Comparison of three different techniques for hematological evaluation of red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 39(3), 361-370.
93. Pettersen, A. K. (2020). Linking life-history theory and metabolic theory explains the performance of ectothermic vertebrates. *Functional Ecology*, 34(9), 1789-1803.
94. Pincheira-Donoso, D., & Hunt, J. (2017). Fecundity selection theory: Concepts and evidence. *Biological Reviews*, 92(1), 341-356.
95. Priol, P., Le Gal, A.-S., Lyet, A., Ducotterd, A., Thienpont, S., & Verneau, O. (2024). Multiscale habitat modeling reveals that forest loss and fragmentation are major threats to European pond turtle (*Emys orbicularis*) in southern France. *Global Ecology and Conservation*, 49, e02779.
96. Ramdani, C., Bakhouch, B., Bouslama, Z., & Seddik, S. (2024). Parasitic infections in *Mauremys leprosa* from northeastern Algeria: Prevalence and risk factors. *Journal of Helminthology*, 98, e15.
97. Remita, A. (2008). *Remobilisation des métaux dans les eaux de l'Oued Boudjamâa et ses affluents*. Mémoire de Magistère. Université Badji Mokhtar – Annaba.

98. Reinke, B. A., Cayuela, H., Janzen, F. J., Lemaître, J. F., Gaillard, J. M., Lawing, A. M., et al. (2022). Diverse aging rates in ectothermic tetrapods provide insights for the evolution of aging and longevity. *Science*, 376(6600), 1459-1466.
99. Reisz, R. R. (2005). Origin of dental occlusion in tetrapods: Signal for terrestrial vertebrate evolution? *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution*, 306B(3), 261-277.
100. Reoyo-Prats, B., Aubert, D., Mennillo, E., Ludwig, W., Sola, J., Pujo-Pay, M., et al. (2017). Multiannual variability and temporal relationships between nutrient dynamics and multiple stressors in a Mediterranean coastal river influenced by flood events. *Science of the Total Environment*, 599-600, 1685-1697.
101. Rhodin, A. G. J., Iverson, J. B., Bour, R., Fritz, U., Georges, A., Shaffer, H. B., & van Dijk, P. P. (2021). Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution with maps, and Conservation Status (9th ed.). *Chelonian Research Monographs*, 8, x + 472.
102. Romero, D., Sánchez, P., Ribas, A., & Jiménez, J. L. (2014). First report of *Spirorchis* sp. (Digenea: Spirorchidae) in *Mauremys leprosa* from northeastern Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 50(2), 374-377.
103. Rouag, R., & Benyacoub, S. (2006). Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala (Algérie). *Bull. Soc. Herp. Fr*, 117, 25-40.
104. Rouag, R., Ziane, N., & De Sousa, M. (2024). A tentative list of reptilian fauna of Algeria and their conservation status. *Biodiversity Data Journal*, 12, e120471.
105. Rowe, J. W. (1994). Reproductive variation and the egg size-clutch size trade-off within and among populations of painted turtles (*Chrysemys picta bellii*). *Oecologia*, 99(1-2), 35-44.
106. Rowe, J. W. (1997). Growth rate, body size, sexual dimorphism and morphometric variation in four populations of painted turtles (*Chrysemys picta bellii*) from Nebraska. *American Midland Naturalist*, 138(2), 174-188.

107. Sabater, S., Elosegı, A., & Ludwig, R. (2018). Multiple stressor effects on river biofilms under global change. *Science of the Total Environment*, 627, 1-10.
108. Sancho, A., Vieira-Lanero, R., Cobo, F., & Servia, M. J. (2020). *Trachemys scripta*: Biología, ecología e impacto de una especie exótica invasora en la Península Ibérica. *Ecosistemas*, 29(1), 1949.
109. Santoro, M., Badillo, F. J., Mattiucci, S., Nascetti, G., Bentivegna, F., Insacco, G., et al. (2020). Helminth communities of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea: Patterns and drivers of diversity. *Parasitology*, 147(1), 79-94.
110. Saoudi, M., Tadjine, A., Guerfi, S., & Necer, A. (2018). A preliminary survey of water physico-chemical characteristics and aquatic macroinvertebrate communities in El Mekhada marsh, northeastern Algeria. *Zoology and Ecology*, 28(2), 109-116.
111. Seltzer, P., Lasserre, A., & Grandjean, A. (1946). *Le climat de l'Algérie*. Impr. "La Typo-Litho" et J. Carbonel.
112. Shine, R. (1989). Ecological causes for the evolution of sexual dimorphism: A review of the evidence. *Quarterly Review of Biology*, 64(4), 419-461.
113. Singer, G. A., & Battin, T. J. (2007). Anthropogenic subsidies alter stream consumer-resource stoichiometry, biodiversity, and food chains. *Ecological Applications*, 17(2), 376-389.
114. Slimani, T., El Hassani, M. S., El Mouden, E. H., Bonnet, X., Lagarde, F., Jdeidi, T., & Ben Kaddour, K. (2018). Large-scale geographic patterns of mercury contamination in Morocco revealed by freshwater turtles. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(3), 2350-2360.
115. Stein, G. (1996). *Hematologic and blood chemistry values in reptiles*. In D. R. Mader (Ed.), *Reptile Medicine and Surgery* (pp. 473-483). W.B. Saunders Company, Philadelphia.
116. Taibi., S, Souag D. (2012). Impact of Climate Change in Northern Algeria: Current Tendency of Precipitation and Temperature. in *International Conference*

MarCoastEcos2012, Climate changes and their impacts; climatology; meteorology (Tirana, Albania).

117. Taylor, E. H., & Kaplan, H. M. (1961). A comparison of the blood proteins of the turtle, *Pseudemys*, during activity and hibernation. *Biological Bulletin*, 121(2), 364-371.
118. Thompson, M. B., Speake, B. K., Russell, K. J., McCartney, R. J., & Surai, P. F. (2018). Changes in fatty acid profiles and in protein, cholesterol and glucocorticoids in hen yolks from hens selected for egg production. *British Poultry Science*, 37(2), 357-367.
119. UICN (2023). *Mauremys leprosa*. The IUCN Red List of Threatened Species. [Mise à jour du statut de conservation : passage de VU à NT au niveau européen]
120. Vajda, A. M., Barber, L. B., Gray, J. L., Lopez, E. M., Bolden, A. M., Schoenfuss, H. L., & Norris, D. O. (2011). Demasculinization of male fish by wastewater treatment plant effluent. *Aquatic Toxicology*, 103(3-4), 213-221.
121. Van Dijk, P. P., Mateo Miras, J. A., Cheylan, M., Joger, U., Sá-Sousa, P., & Pérez-Mellado, V. (2004). *Mauremys leprosa* (Europe assessment). The IUCN Red List of Threatened Species.
122. Vargo, S., Lutz, P. L., Odell, D., Van Vleet, E., & Bossart, G. (1986). *Study of the effects of oil on marine turtles*. Minerals Management Service, U.S. Department of the Interior, OCS Study MMS 86-0002.
123. Verneau, O., Du Preez, L., & Badets, M. (2011). Polystomes (Platyhelminthes: Monogenea: Polystomatidae) of African anura. *Zootaxa*, 3072, 1-12.
124. Veríssimo, J., Álvares, F., Silva, E., & Gonçalves, H. (2016). A phylogeographic study of the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) populations in the Iberian Peninsula. *Journal of Herpetology*, 50(1), 49-59.
125. Vincent, S. E., & Herrel, A. (2007). Functional and ecological correlates of ecologically-based dimorphisms in squamate reptiles. *Integrative and Comparative Biology*, 47(2), 172-188.

126. Vinodhini, R., & Narayanan, M. (2008). Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *International Journal of Environmental Science & Technology*, 5(2), 179-182.
127. Wilbur, H. M., & Morin, P. J. (1988). *Life history evolution in turtles*. In C. Gans & R. B. Huey (Eds.), *Biology of the Reptilia*, Vol. 16 (pp. 387-439). Alan R. Liss, Inc., New York.
128. Wilkinson, R. (2003). *Clinical pathology*. In A. R. Divers & S. J. Stahl (Eds.), *Mader's Reptile Medicine and Surgery* (2nd ed., pp. 472-481). Saunders Elsevier, Philadelphia.
129. Zuffi, M. A. L., Odetti, F., & Batistoni, R. (1999). Geographic variation of sexual size dimorphism and genetics in the European pond turtle, *Emys orbicularis* of Italy. *Italian Journal of Zoology*, 66(4), 367-373.

Annexes

Production scientifique

1- Manifestations scientifiques internationales

- **1er Séminaire International Scientifique Tuniso-Algérien** « Valorisation des Ressources Naturelles et Biosurveillance » (SISTA-VRNB)
 - Amir Palace, Monastir, **Tunisie**
 - 20, 21 et 22 décembre 2023
 - Communication orale : *Consequences of heatwave on density of freshwater turtle populations in water plans of northeastern Algeria*
- **Séminaire International sur la Biodiversité en Algérie** « Richesse et Conservation »
 - Université d'Oum El Bouaghi, **Algérie**
 - Septembre 2022
 - Communication affichée : *Impact de la pollution sur la dispersion géographique des tortues d'eau douce dans le Nord-Est de l'Algérie*

2- Manifestations scientifiques nationales

- **Premier Séminaire National sur la Biodiversité de la Faune et la Flore en Algérie (SNBFFA-1)**
 - Université Frères Mentouri Constantine 1
 - 29 et 30 novembre 2022
 - Communication affichée : *Impact de la pollution sur la distribution spatiale des populations de tortues d'eau douce dans le Nord-Est algérien*
- **Doctoral Days – Applied Sciences & Innovation (DD-ASI)**
 - Université Badji Mokhtar Annaba
 - 15 et 16 novembre 2023
 - Communication orale : *Étude morphométrique de Mauremys leprosa dans un habitat dégradé (Canal de Ben Azzouz, Wilaya d'El Tarf)*
- **1st National Environmental Biology and Ecology Day**
 - Université Badji Mokhtar Annaba
 - 5 juin 2024
 - Communication affichée : *Conséquences de la pollution sur la dispersion géographique des tortues d'eau douce dans la zone Nord-Est de l'Algérie*

- **Journée d'Étude sur les Zones Humides (JEZH – Webinaire)**
 - Université Chadli Bendjedid – El Tarf
 - 21 février 2024
 - Communication affichée : *Répercussions de la pollution sur la dispersion géographique des tortues d'eau douce dans le secteur Nord-Est de l'Algérie*

3- Publications scientifiques

Consequences of Heatwave on Density of Freshwater Turtle Populations in Water Plans of Northeastern Algeria

- *Uttar Pradesh Journal of Zoology*, Volume 44, Issue 1, pp. 37–43, 2023.
- Abdelaziz Frih, Nadia Ziane, Kamelia Hesni Benotmane, Rached Hadiby.

- **Blood cell morphology of the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) from contrasting habitats in northeastern Algeria**
 - *Limnology and Freshwater Biology*, 2025, pp. 1281–1288.
 - Frih A., Sahraoui L., Hadiby R., Ziane N., Frih H., Rouag R.

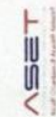
The Research Unit of Analysis and Processes Applied on the Environment (URAPAE)- Mahdia, Tunisia
The Excellence Laboratory of Applied Animal Biology (LBAA), Badji Mokhtar University, Annaba (UBMA)- Algeria



**1st Tunisian-Algerian International Scientific Congress
Valorization of Natural Resources and Biomonitoring**

1st SISTA-VRNB

Amir Palace- Monastir, Tunisia | 20, 21 & 22 December 2023



CERTIFICATE OF PARTICIPATION

We, the undersigned, chairs of the 1st SISTA-VRNB, hereby certify that:

Frih Abdelaziz

Presented an **oral communication** entitled: **Consequences of heatwave on density of freshwater Turtle populations in water plans of Northeastern Algeria**

Co-authors : Abdelhaq Mahmoudi, Leila Mohamed Ali, Abdennacer Messous, Bayoub Kara, Antonia Soto Sanchez

رئيس وحدة بحث
الهادي بن منصور

المدير الأستاذ الدكتور
برجيلة عبد

[Signature of Pr. Hedi Ben Mansour]

Pr. Hedi BEN MANSOUR

Chair of the congress



Pr. Hamid BOUDJEDLIDA

Chair of the congress

[Signature of Pr. Hamid Boudjedlida]

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
 People's Democratic Republic of Algeria
 وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
 Ministry of Higher Education and Scientific Research

جامعة باجي مختار عليا

Badji Mokhtar University - Annaba



CERTIFICATE OF PARTICIPATION

We, The undersigned, chair of the Doctoral Days of Applied Sciences & Innovation (DD-ASI) and the laboratory director (LBAA) hereby certify that:

Abdelaziz FRIH

Presented an oral communication entitled:

Structure et morphométrie de l'Emyde lépreuse (*Mauremys leprosa*) dans un habitat dégradé le Canal de Ben Ammar (Wilaya d'El Tarf)
 Co-authors: ROUAG Rachid & ZIANE Nadia



Laboratory director LBAA



المدير الأستاذ الدكتور
 بوجليدة حميد



Democratic and Popular Republic of Algeria
Ministry of Higher Education and Scientific Research
University of Oum El Bouaghi
Research Laboratory: Functional Ecology and Environment «EFE»



Certificate of Attendance

The Scientific Committee of the First International Seminar on Biodiversity in Algeria :

Richness and Conservation ISBA'1 RC

Certifies that: **Abd El Aziz Frih**

Co-authors: Nadia Ziane, Rachid Rouag and Rached Hadiby

presented an Poster communication entitled: **IMPACT DE LA POLLUTION SUR LA DISTRIBUTION
SPATIALE DES POPULATIONS DE TORTUES D'EAU DOUCE DANS LE NORD – EST ALGERIEN**

Seminar Chair



Président du Séminaire

Dr. KHAMMAR Hichem

Laboratory Director



September 25-26 2022

CERTIFICATE OF PARTICIPATION

We, the undersigned, chairs of the NEBED1, hereby certify that:

Abdelaziz Frih

Presented A Poster Communication Entitled: CONSEQUENCES DE LA POLLUTION SUR LA DISPERSION GEOGRAPHIQUE DES TORTUES D'EAU DOUCE DANS LA ZONE NORD-EST DE L'ALGERIE

Co-Authors: Nadia Ziane, Rym Ghalem, Rachid Rouag

Dr. Nadia Ziane
President of the Seminar

Pr. Kheiredine Ouali
President of the Scientific Committee

Pr. Abdelhak Djebalia
Dean of the Faculty of Sciences





ATTESTATION DE PARTICIPATION

Le Comité Scientifique de la Journée d'Étude sur les Zones Humides
(JEZH, 24 – webinaire) qui s'est déroulé le 21 Février 2024

Certifie que : **Mr. FRIH Abdelaziz**

Co-auteurs : ZIANE Nadia et ROUAG Rachid

A présenté une communication affichée dont l'intitulé: **REPERCUSSIONS DE LA POLLUTION SUR LA DISPERSION GEOGRAPHIQUE DES TORTUES D'EAU DOUCE DANS LE SECTEUR NORD-EST DE L'ALGERIE.**

Le Doyen de la Faculté
المبارك - المصطفى - المصطفى
المبارك - المصطفى - المصطفى
المبارك - المصطفى - المصطفى

Université de la Présidente
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Présidente JEZH
Dr : RIZI HADIA



Consequences of Heatwave on Density of Freshwater Turtle Populations in Water Plans of Northeastern Algeria

Abdelaziz Frih^{a*}, Nadia Ziane^a, Kamelia Hesni Benotmane^b
and Rached Hadiby^c

^a Environmental Biomonitoring Laboratory, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji-Mokhtar University, 12 El Hadjar, 23000 Annaba, BP, Algeria.

^b Laboratory of Soils and Sustainable Environment, Department of Biology, Faculty of Science, Chadli Bendjedid University BP 73, 36000, El Tarf, Algeria.

^c Ecobiology Laboratory for Marine Environments and Coastal Areas, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar Annaba University, BP 12, 23 200, Annaba, Algeria.

Authors' contributions

This work was carried out in collaboration among all authors. All authors read and approved the final manuscript.

Limnology and Freshwater Biology 2025 (6): 1261-1268 DOI:10.31951/2658-3518-2025-A-6-1261

Blood cell morphology of the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) from contrasting habitats in northeastern Algeria

Original Article
LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Frih A.^{1,*}, Sahraoui L.², Hadiby R.³, Ziane N.¹, Frih H.⁴, Rouag R.⁵

¹ Laboratory of Environmental Bio-surveillance, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar - Annaba University 12 P.O. Box, 23000 Annaba, Algeria

² Laboratory of Automation and Signals Annaba, Department of Electronics, Faculty of Engineers, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

³ Ecobiology Laboratory for Marine Environments and Coastal Areas, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

⁴ Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

⁵ Laboratory of Environmental Sciences and Agro-ecology, Department of Biology, Faculty of Science, Chadli Bendjedid University, El Tarf, Algeria

ABSTRACT. We examined the blood cell profiles of the Iberian pond turtle, also known as the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) in two habitats in northeastern Algeria with markedly contrasting water quality. Blood smears were prepared from 38 adult turtles collected at a polluted reference site (Bouhamra) and an unpolluted site (Brabtia). Differential leukocyte counts and erythrocyte morphometrics (length, width, and surface area) were quantified. At Brabtia Reserve, heterophils were the most abundant leukocyte type (41.35%), followed by lymphocytes (27.54%) and monocytes (10.16%). At the Bouhamra site, heterophils are also dominant (57.86%), followed by monocytes (21.40%) and lymphocytes (12.80%). The average ratio of heterophils to lymphocytes (H/L) was 4.39 in the polluted site, Bouhamra, which is about three times higher than the ratio of 1.60 in the pristine, indicating elevated physiological stress. Erythrocyte dimensions differed significantly between sites. In turtles from Brabtia, mean erythrocyte length, width, and surface were 24.10 μm , 12.68 μm