



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE



وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTEDES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT EN BIOLOGIE

Spécialité:
Santé environnementale

Intitulé

Importance de la composition floristique, la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux pour les communautés odonatologiques de quelques cours d'eau du Nord-Est de l'Algérie.

Présentée par:
M. MELLAL Mohammed-Khalil

Membres de Jury:

M. OUAKID Mohamed-Laid (Pr.)	Président	Université d'Annaba
M. HOUHAMDI Moussa (Pr.)	Directeur de thèse	Université de Guelma
M. BENSOUILAH Abdelkrim-Mourad (Pr.)	Co-Directeur de thèse	Université d'Annaba
M. MAAZI Mohamed-Chérif (Pr.)	Examineur	Université de Souk-Ahras
Mme. DJELLOUL Radia (MCA)	Examinatrice	Université d'El-Tarf

Année Universitaire 2018/2019

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord mon directeur de recherche, le professeur Houhamid Moussa et mon Co-encadrant le professeur Bensouilah Mourad, pour leurs encadrements ainsi que leurs conseils avisés et la liberté qu'ils m'ont accordé tout au long de ma recherche. Je leurs exprime toute ma gratitude.

Un grand merci aux membres de jury Pr. Ouakid Mohamed-Laid et Pr. Maazi Mohamed-Chérif et Dr. Djelloul Radia pour avoir accepté gentiment malgré leurs multiples occupations, de se consacrer à l'appréciation de ma thèse et d'assister à ma soutenance.

Je tiens à remercier aussi mon ami et collègue Khelifa Rassim, de m'avoir prodigué maints conseils pour assurer l'avancement de mon modeste travail. J'aimerais également lui dire à quel point j'ai apprécié sa grande disponibilité et son respect sans faille des délais serrés de relecture des documents que je lui ai adressés, son engagement et son dévouement qui font de lui quelqu'un d'exceptionnel.

Je remercie ma sœur Romaiissa et son mari Nabil pour leurs accueils chaleureux et leurs encouragements pendant mes travaux de terrain.

Je remercie ma sœur Hadjer, pour avoir consacré beaucoup de son temps à l'amélioration et la correction de ma humble thèse.

Je remercie, Rabah Zehsa, Zouaimia Abdelhaq et tous mes collègues de m'avoir soutenu et encouragé.

Que tous ceux qui m'ont aidée d'une manière ou d'une autre dans la réalisation de ce modeste travail trouvent ici l'expression de ma sincère gratitude.

Dédicaces

Je dédie ce mémoire à ...

À mes parents qui m'ont toujours soutenus, motivés et encouragés. Ce modeste travail est avant tout le fruit de leurs efforts : Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour exprimer ce que vous méritez pour tous les sacrifices que vous n'avez pas cessé de me donner depuis ma naissance, durant mon enfance et même à l'âge adulte.

À mes frères adorés et à mes sœurs.

À mon défunt grand-père...

Sommaire

Introduction.....	02
-------------------	----

Chapitre I : Odonate, Biodiversité et santé humaine

1.1 Biodiversité et santé humaine.....	06
1.2 Les Odonates ; Origines et diversité.....	09
1.3. Morphologie des Odonates.....	10
1.3.1 Morphologie des adultes.....	11
1.3.2 Morphologie des larves.....	14
1.4 Habitats.....	15
1.4.1 Habitat des larves.....	15
1.4.2 Habitat des adultes.....	15
1.5 Cycle de vie.....	17
1.6 Les besoins environnementaux des odonates et les types d'espèces	18
1.6.2 Des espèces généralistes.....	18
1.6.2 Des espèces spécialiste.....	18
1.6.3 Des espèces sentinelles.....	19
1.7 La précision et les mécanismes de chasse chez les libellules.....	19
1.8 Les menaces pesantes sur les odonates.....	19
1.8.1 Destruction et modification des habitats.....	20
1.8.2 Pollution des eaux.....	20
1.8.3 Espèces envahissante.....	21
1.8.4 Eutrophisation.....	21
1.9 Des demoiselles en danger d'extinction en Algérie ; L'Agrion de Mercure <i>Coenagrion mercuriale</i>	21
1.9.1 Morphologie.....	21
1.9.2 Répartition et distribution.....	22
1.10 Des demoiselles en danger d'extinction en Algérie ; Le Caloptéryx Maghrébin <i>Calopteryx exul</i>	23
1.10.1 Morphologie.....	23
1.10.2 Habitats et répartition.....	24

Chapitre 2 Description du site d'étude

2.1 Bassin versant de la Seybouse	28
2.1.1 Sous Bassin versant de Bouhamdane (14-03)	28
2.1.2 Sous Bassin versant de la moyenne Seybouse (14-04)	28
2.1.3 Sous Bassin versant de la basse Seybouse (14-06).....	28
2.1.4 Oued Seybouse.....	29
2.2.5 Morphologie.....	30
2.2.6 Réseau hydrologique.....	33
2.2.7 Climatologie.....	33
2.2.8 Pluviométrie.....	34
2.2.9 Richesse biologique.....	35

Chapitre 3 Matériels et méthodes

3.1 Sélection des stations à prospecter	38
3.2 Échantillonnage des macrophytes.....	40
3.2.1 Structure et composition floristique globale et identification des espèces	40
3.2.2 Échantillonnage et identification de la distribution des communautés d'odonates.....	40
3.2.3 Collecte des paramètres physico-chimique d'eau	41
3.2.4 Analyses statistiques.....	41
3.3 L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'émergence chez l'Agrion de Mercure <i>Coenagrion mercuriale</i>	42
3.3.1 Collecte d'exuvie et mesure des traits morphologiques	42
3.3.2 Mesure de la stratification végétative	43
3.3.3 Analyse statistique.....	43
3.4 L'implication du Potamogeton dans la survie d'une demoiselle endémique en voie d'extinction <i>Calopteryx exul</i>	44
3.4.1 Détermination de la plante aquatique favorite pour la ponte chez <i>C. exul</i>	44
3.4.2 L'implication du potamogeton nodosus dans la colonisation de <i>C. exul</i>	45
3.4.2.1 Capture-marquage-recapture	45

3.4.2.2 Etude expérimentale soulignant l'effet du <i>P. nodosus</i> sur la population de <i>C. exul</i> in situ.....	45
3.4.3 Analyses statistiques et hypothèses.....	48

Chapitre 4 Résultats

4.1 Description des assemblages de macrophytes	52
4.1.1 Diversité floristique	55
4.1.2 Description de l'odonatofaune	56
4.1.3 Relation entre la dispersion des communautés des odonates et la composition et structure de la flore des berges ainsi que les paramètres physico-chimiques de l'eau dans le bassin versant de la Seybouse.....	58
4.2 L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'émergence de l'Agrion de Mercure <i>Coenagrion mercuriale</i>	59
4.2.1 Pattern temporel d'émergence	59
4.2.2 Tailles corporelle	60
4.2.3 Stratification végétative et émergence	62
4.3 L'implication du Potamogéon dans la survie d'une demoiselle endémique en voie d'extinction, <i>Calopteryx exul</i>	63
4.3.1 Données du Capture-Marquage-Recapture	63
4.3.2 L'effet du potamogéon sur la population de <i>Calopteryx exul</i>	64
4.3.3 La détermination du choix de plante hôte pour la ponte chez <i>Calopteryx exul</i>	65
4.3.4 L'impact du potamogéon sur la colonisation de la population de <i>Calopteryx exul</i>	66
4.3.5 Le Potamogéon augmente-il les chances de survie de <i>C. exul</i> ?.....	67
4.3.6 Relation entre la durée de vie des adultes et le succès de l'accouplement.....	70

Chapitre 5 Discussion

5.1 Les communautés d'odonates et les paramètres abiotiques étudiés.....	73
5.2 L'émergence d'une demoiselle en danger d'extinction <i>Coenagrion mercuriale</i> et l'implication de la stratification végétative dans son choix de substrat d'émergence.....	75
5.2.1 Ecologie de l'émergence de l'espèce et le pattern saisonnier.....	75
5.2.2 L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'ecdysis chez <i>Coenagrion mercuriale</i>	77

5.3 Une demoiselle endémique au Maghreb (<i>Calopteryx exul</i>) en voie d'extinction.....	77
5.3.1 L'importance du potamogéon dans l'occurrence de <i>Calopteryx exul</i>	78
5.3.2 L'implication du Potamogéon dans la survie de <i>Calopteryx exul</i>	80
5.3.3 Les causes de la rétraction d'air de répartition de l'espèce et l'avenir des sous populations restantes.....	81
Conclusion.....	84

Liste des figures

Fig.1.1 Fossile d'un Meganeuridae	09
Fig.1.2 Photo d'un adulte odonate (a) <i>coenagrion mercuriale</i> , (b) <i>Gomphus forcipatus</i>	11
Fig.1.3 La morphologie d'un adulte anisoptère	11
Fig.1.4 Tête d'un adulte ; (a) Anisoptère, (b) Zygoptère.....	12
Fig.1.5 Le Thorax d'un Zygoptère (a) et d'un Anisoptère (b).....	12
Fig.1.6 Structure des nervures alaires d'un anisoptère	13
Fig.1.7 (a) Larve d'un anisoptère <i>Gomphus forcipatus</i> , (b) Larve d'un zygoptère <i>Coenagrion mercuriale</i>	14
Fig.1.8 La morphologie des larves : (a) Larve d'un zygoptère, (b) larve d'un anisoptère.....	15
Fig.1.9 Oued Seybouse ; un exemple d'habitat d'odonates	16
Fig.1.10 Cycle de vie des odonates	17
Fig.1.11 Pompage constant de l'eau d'Oued Charef	20
Fig.1.12 Un couple de <i>Coenagrion mercuriale</i>	22
Fig.1.13 La répartition actuelle des populations de <i>Coenagrion mercurial</i>	23
Fig.1.14 Mâle et femelle de <i>Calopteryx exul</i>	24
Fig.1.15 Air de répartition de <i>Caloptéryx exul</i>	25
Fig.1.16 Dynamique temporelle de la distribution de <i>Calopteryx exul</i> dans le bassin versant de Seybouse durant la période 2007-2016.....	26
Fig.2.1 Le bassin-versant de la Seybouse	29
Fig.2.2 Les ensembles lithologiques du bassin versant de la Seybouse	32
Fig.2.3 Températures annuelles moyennes sur l'ensemble des Sous – Bassins.....	34
Fig.3.1 Carte représentant la répartition des sites d'échantillonnage	39
Fig.3.2 Localisation du site d'étude de <i>C. mercuriale</i>	42
Fig.3.3 (b) Un individu de <i>C. mercuriale</i> qui vient d'émerger (a) Une exuvie de <i>C. mercurial</i>	43

Fig.3.4 Schéma explicatif de l'expérience conduite	45
Fig.3.5 Une parcelle artificielle occupée par un male et deux femelles en oviposition	46
Fig.3.6 Carte montrant les différents transects du site d'étude pour <i>C.exul</i>	47
Fig.3.7 Moment de l'expérience de translocation de <i>Potamogeton nodosus</i> avec respect à la phénologie théorique de <i>C. exul</i>	48
Fig.4.1 La courbe chronologique des enregistrements cumulatifs des espèces, pour les échantillons recueillis en 2014-2015	53
Fig.4.2 Histogramme présentant la richesse spécifique floristique dans les stations prospectées	55
Fig.4.3 Histogramme présentant la richesse spécifique d'odonates dans les stations prospectées	56
Fig.4.4 Corrélogramme présentant la corrélation entre la richesse spécifique des odonates avec les facteurs étudiés	58
Fig.4.5 Boîte à moustaches montrant la richesse odonatologique dans les deux structures végétatives décrites ; ouverte, fermée.....	59
Fig.4.6 Un histogramme montrant le nombre d'exuvies collectées par jour pendant la saison d'émergence de la deuxième génération automnal de <i>C. mercuriale</i>	60
Fig.4.7 Pattern saisonnier du fourreau allaire des exuvies de <i>Coenagrion mercuriale</i> femelle (a) et mâle (b) Les lignes discontinue et continue sont respectivement les mâles et les femelles.....	62
Fig.4.8 La relation entre la hauteur de fixation de l'exuvie et la hauteur du support chez <i>Coenagrion mercuriale</i>	63
Fig.4.9 Sélection du site de ponte de <i>Calopteryx exul</i> . a Fréquence d'atterrissage des femelles sur trois types de substrats.....	66
Fig.4.10 Probabilité de détection de <i>Calopteryx exul</i> estimée avec un modèle de Cormack-Jolly Seber.....	67
Fig.4.11 Probabilité de détection prédite de <i>Calotperyx exul</i> à travers le nombre de plaques de ponte de <i>Potamogeton nodosus</i>	69

Fig.4.12 Probabilité de survie prédite (avec des intervalles de confiance de 95%) de *Calotperyx exul* à travers le nombre de plaques de ponton de *Potamogeton nodosus*70

Fig.4.13 Succès de l'accouplement à vie prévu (avec des intervalles de confiance de 95%) tout au long de la durée de vie de *Calotperyx exul*71

Liste des tableaux

Tableau.2.1	Précipitations annuelles moyennes des sous- bassins.....	35
Tableau.2.2	Inventaire et nombre de site des odonates de la Seybouse.....	35
Tableau.2.3	Stations prospectées dans le bassin versant de la Seybouse.....	32
Tableau.4.1	Inventaire des plantes échantillonnées.....	53
Tableau.4.2	Liste des espèces d'odonates enregistrées dans les bassins versant de la Seybouse.....	56
Tableau.4.3	Les facteurs abiotiques pouvant affecter la distribution des communautés d'odonates étudiées.....	58
Tableau.4.4	La moyenne (Mean), l'écart type (SD), erreur type (SE) et intervalles de confiance à 95% de trois variables morphologiques de <i>Coenagrion mercuriale</i>	61
Tableau.4.5	Résumé statistique du modèle linéaire évaluant le pattern saisonnier de la longueur des fourreaux allaires chez <i>Coenagrion mercuriale</i>	61
Tableau.4.6	Résultat du modèle linéaire évaluant la stratification verticale des exuvies chez <i>Coenagrion mercuriale</i>	63
Tableau.4.7	Nombre de mâles et de femelles capturés dans chaque section du site d'étude...	64
Tableau.4.8	Résultats des tests d'adéquation du modèle général de Cormack-Jolly-Seber...	64
Tableau.4.9	Résumé statistiques du modèle binomial généralisé évaluant la probabilité d'atterrissage des femelles de <i>C. exul</i> sur trois potentiels substrats de ponté.....	65
Tableau.4.10	Résultats de la sélection du modèle pour la probabilité de détection du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de <i>Calopteryx exul</i>	66
Tableau.4.11	Résultats de la sélection du modèle de la probabilité de détection du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de <i>Calopteryx exul</i>	68
Tableau.4.12	Résultats de la sélection du modèle de la probabilité de survie du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de <i>Calopteryx exul</i>	68
Tableau.4.13	Résumé des résultats du succès d'appariement de la durée de vie de régression du modèle de Poisson tout au long de la durée de vie de <i>Calopteryx exul</i>	71

Introduction

Parmi les problèmes environnementaux actuels les plus critiques figure la perte rapide de biodiversité dans différents biotopes (Ceballos *et al.*, 2010, Barnosky *et al.*, 2011). L'intensification de l'urbanisation, de l'industrialisation et de l'agriculture est la principale cause du taux d'extinction élevé (Smith *et al.*, 1999), qui menace le fonctionnement de l'écosystème et le bien-être humain (Mace *et al.*, 2012). Les taux d'extinction devraient être plus élevés chez les insectes (Dunn, 2005), car ils représentent le groupe le plus diversifié sur terre (Wilson, 1992). Dans les écosystèmes d'eau douce, 60% de la diversité animale est composée d'insectes aquatiques (Dijkstra *et al.*, 2014).

Les écosystèmes d'eau douce sont soumis à une pression anthropique constante (Meybeck, 2003, Vorosmarty *et al.*, 2010) en raison de la demande croissante d'eau, d'énergie et de nourriture (Ward, 1998). Beaucoup d'études ont suggéré qu'un minimum de 10 000 à 20 000 espèces d'insectes aquatiques ont disparu ou sont menacées d'extinction (Strayer et Dudgeon, 2010, Dirzo *et al.*, 2014). Malgré cette perte, il y a un manque remarquable de recherches appliquées en matière de conservation qui propose des processus écologiques qui améliorent le statut de conservation des insectes aquatiques menacés dans la nature.

La colonisation de nouveaux habitats est un processus écologique important qui permet aux espèces d'étendre leur distribution et d'éviter l'extinction (Thomas *et al.*, 2001). Certaines espèces ont une bonne capacité de dispersion et peuvent coloniser de nouveaux habitats, mais d'autres ne parcourent pas de longues distances et ne peuvent donc pas modifier leur aire de répartition (Perry *et al.*, 2009). Même avec une capacité de dispersion élevée, les processus de colonisation peuvent être altérés par le manque d'habitats appropriés en raison de la fragmentation radicale de l'habitat (Fahrig, 2003). Par conséquent, la compréhension des facteurs qui contrôlent les processus de colonisation est importante pour la restauration des populations d'espèces menacées (Brooker *et al.*, 1999).

Les insectes, comme tous les autres groupes d'animaux, ont besoin d'un éventail de ressources pour établir une population viable dans un nouvel habitat. Les plantes représentent une ressource importante que les insectes exploitent pour se nourrir, s'abriter et se reproduire (Jolivet, 1998). Bien que certains insectes utilisent de nombreuses espèces végétales pour satisfaire leurs besoins biologiques et écologiques, de nombreuses espèces sont des spécialistes et ne comptent que sur quelques espèces végétales (Jonsen et Fahrig, 1997). Ces cas se produisent

chez des espèces d'odonates (libellules et demoiselles) qui pondent leurs œufs de façon endophyte sur un nombre restreint de plantes-hôtes (Corbet, 1999). Beaucoup de ces espèces montrent un déclin alarmant dans la gamme de leurs distribution (Matushkina et Lambret, 2011; Andersen *et al.*, 2016), et leur conservation nécessite la considération des plantes-hôtes comme une ressource vitale pour leur survie à long terme.

Les écosystèmes d'eau douce hébergent des communautés de macroinvertébrés riches et complexes dont les odonates (libellules et demoiselles) qui représentent une proportion importante de cette biomasse. Ce groupe d'insectes joue un rôle important dans le réseau trophique, étant prédateurs et proies. Ils constituent un outil utile pour différents types d'évaluations écologiques et de monitoring, telles que l'estimation de la biodiversité, l'étude de l'état de points d'eau (qualité de l'eau et fonctionnement des écosystèmes), le monitoring de l'aménagement des habitats ou de procédure de restauration, et la détection et prédiction de l'impact biologique du changement climatique (Oertli, 2008). De plus, le groupe a été largement utilisé pour tester des questions centrales d'écologie et d'évolution. Cependant, plusieurs espèces n'ont pas été étudiées jusqu'à maintenant. Ceci est le cas pour les espèces Africaines en général et Maghrébines en particulier. Il y a 83 espèces (35 zygoptères et 48 anisoptères) en Afrique du Nord, avec un taux d'endémisme plus élevé chez les zygoptères (14.3%) que les anisoptères (4.2%) (Samraoui *et al.*, 2010). Malheureusement, le manque d'information sur certaines de ces espèces endémiques a été problématique pour leur conservation.

Calopteryx exul est une demoiselle en voie de disparition, endémique au Maghreb (Maroc, Algérie et Tunisie). L'espèce a une distribution très inégale (Boudot, 2010). En Algérie, la population (méta) de la Seybouse est la seule qui soit confirmée. On pensait que l'espèce était éteinte parce qu'elle n'avait pas été observée depuis un siècle (depuis Martin, 1910). En 2007, l'espèce a été enregistrée dans le bassin versant de Seybouse (Khelifa *et al.*, 2011) et a été suivit régulièrement depuis (Khelifa *et al.*, 2016a). L'estimation de la taille des cinq sous-populations dans le bassin versant de la Seybouse a enregistré 2200 individus, ce qui correspond presque au quart de la population mondiale estimée et le plus grand nombre jamais estimé pour l'espèce (Khelifa *et al.*, 2016a). En raison de la pression anthropique croissante, plusieurs sous-populations ont récemment disparu (voir chapitre 1). L'espèce a besoin d'un plan de restauration urgent pour améliorer l'état de conservation grâce à une augmentation de l'aire de répartition locale et de la taille de la population (Khelifa *et al.*, 2016b).

Coenagrion mercuriale est une demoiselle atlanto-méditerranéenne. Elle est notée sur la liste rouge de l'UICN dans la catégorie «quasi menacé», cependant elle est classée en tant qu'une «espèce en danger» dans plusieurs parties de son aire de répartition (Boudot, 2009). Sa distribution géographique est plus continue en Europe du Sud et plutôt fragmentée dans les deux extrêmes latitudinaux, à savoir le sud du Royaume-Uni au nord et le Tell Atlas (Afrique du Nord) au Sud (Grand, 1996).

Dans cette étude, nous allons étudier l'impact de la structure et compositions floristique sur les communautés d'odonates du bassin versant de la Seybouse sur deux plans ;

- Un plan large dans lequel on verra l'effet de la flore ainsi que les paramètres d'eau sur la distribution de l'odonatofaune.
- Un micro plan dans lequel on verra l'effet de la flore sur la reproduction ainsi que l'émergence de deux espèces en danger d'extinction dont une est endémique au Maghreb ; *Calopteryx exul*, *Coenagrion mercuriale*.

Chapitre I

Odonates, biodiversité et santé humaine

1.1. Biodiversité et santé humaine

La croissance continue de la population humaine et de la consommation des ressources planétaire modifie fondamentalement la planète. Une conséquence de cette croissance est la perte de la biodiversité, qui est généralement estimée soit par le mouvement net des espèces vers des catégories supérieures de risque d'extinction, soit par le taux auquel les espèces disparaissent réellement. Dans les deux cas, la perte de biodiversité augmente. À mesure que les espèces disparaissent, nous perdons à la fois des avantages connus et inconnus.

Au cours de la dernière décennie, il y a eu un désaccord sur l'importance de la biodiversité dans le maintien de la santé humaine. Ce débat tourne autour de «l'effet de dilution», selon lequel la présence d'écosystèmes intacts avec de multiples espèces est supposée réduire l'efficacité de la transmission des maladies. Bien qu'il existe un certain nombre d'exemples d'une telle dilution, certains auteurs ont soutenu qu'ils sont spécifiques à chaque cas et qu'il est peu probable qu'ils soient un facteur majeur de la santé humaine en général (Wood CL *et al.*, 2014). Cependant, de nouvelles recherches suggèrent que la perte de biodiversité peut libérer d'importants vecteurs d'agents pathogènes humains de la prédation et de la compétition. Par exemple, l'augmentation du nombre de rongeurs abritant des bactéries porteuses du pathogène bactérien *Bartonella* résulte l'élimination de grands compétiteurs herbivores au Kenya, et parce que les rongeurs sont des vecteurs connus de nombreux pathogènes zoonotiques, ce phénomène peut être généralisé (Young *et al.*, 2014). De même, la perte de poissons prédateurs indigènes et les changements dans l'utilisation des terres ont augmenté le nombre d'escargots porteurs de vers plats *schistosomiens* dans le lac Malawi (Van Bocxlaer, Albrecht and Stauffer, 2014). Enfin, l'empoisonnement accidentel des vautours indiens dans les années 1990 a entraîné une baisse de 99% de leur abondance en peu de temps. La perte de ces charognards a donné lieu à une augmentation de la population de chiens sauvages entraînant une augmentation des cas de rage dans tout le sous-continent.

L'importance des espèces pour la fonction de l'écosystème peut se manifester par leur perte. Les conséquences de leurs pertes peuvent être immédiates et facilement déterminées, comme c'est souvent le cas avec les ingénieurs écologiques qui modulent la disponibilité des ressources pour d'autres espèces (Jones *et al.*, 1994, Wright *et al.*, 2006), ou les espèces clés qui ont des impacts écologiques disproportionnés en tenant compte de leur abondance (Power

et al., 1996) qui créent et définissent des écosystèmes entiers (Ellisson, A.M. 2014). Certaines guildes d'espèces, comme les frugivores, se sont avérées particulièrement importantes pour le maintien des processus écosystémiques (Farwig et Berens. 2012, Kurten, E.L. 2012) Cependant, au fil du temps, ou lorsque l'espèce manquante fait partie d'une chaîne complexe d'interactions, le rôle de l'espèce disparue peut devenir obscur.

Les scientifiques, par exemple, détectent ou formulent régulièrement des hypothèses concernant l'absence de mégafaune préhistorique, mais les changements actuels dans la composition des espèces résultant de la perte de la mégafaune peuvent aussi être dramatiques mais difficiles à prévoir. L'impact d'une perte d'espèces sur les services écosystémiques dépend également du degré de redondance dans le système c'est-à-dire, existe-t-il des espèces similaires capables de remplacer celles qui manquent ? (Walker et Salt. 2012, Ehrlich et Mooney 1983). Ainsi, la redondance est une composante clé de la résilience, et les tentatives pour remplacer les fonctions écologiques des espèces manquantes ont rencontré des succès variables (Ehrlich et Mooney 1983, Seddon *et al.*, 2014). De plus en plus, il existe des preuves de l'importance des espèces rares pour la fonction de l'écosystème. Cette preuve provient de multiples habitats et a été montrée à la fois théoriquement et expérimentalement. La plus grande étude de ce genre (Mouillot, D. *et al.*, 2013) a étudié la diversité des traits fonctionnels uniques représentés par les espèces rares dans les poissons des récifs coralliens, les plantes alpines et les arbres tropicaux. Dans chaque système, des espèces rares représentaient une grande partie des traits fonctionnels présents, amenant les auteurs à souligner l'importance de la conservation des espèces rares. De même, des études expérimentales à long terme sur les prairies montrent que, bien que les espèces individuelles aient une importance variable, la plupart des espèces (y compris les espèces rares) soutient le fonctionnement de l'écosystème au fil du temps, parce que les différents traits d'espèces sont importants sous les différentes situations climatiques (Isbell, F., *et al.*, 2011). Dans ce cas, la redondance fonctionnelle peut sembler prévalente à court terme, mais représente plus tard des traits fonctionnels uniques (Reich, P.B. et al. 2012).

L'importance des espèces rares pour la fonction de l'écosystème a également été démontrée dans d'autres habitats. Par exemple, l'enlèvement expérimental de poissons tropicaux rares dans une étude sur le mésocosme a modifié de nombreuses fonctions de l'écosystème (Pendleton, R.M. *et al.*, 2014), de même que l'élimination des espèces sessiles rares des parcelles marines intertidales rocheuses (Bracken et Low. 2012).

Il est impossible de découvrir les rôles écologiques que joue chacune des millions d'espèces, et encore moins tous leurs avantages pour les humains. Néanmoins, la documentation de ces avantages est une entreprise importante; les efforts actuels pour affiner et appliquer les systèmes de classification des moyens de subsistance, de l'utilisation et du commerce, et les services écosystémiques inscrits sur la Liste rouge de l'UICN constitueront une contribution substantielle. À mesure que de meilleures données deviendront disponibles, il deviendra de plus en plus possible de tester l'hypothèse que la diversité phylogénétique prédit la valeur de l'option (Faith et Pollock. 2014), c'est-à-dire que la nouveauté évolutive sous-tend l'utilité humaine potentielle mais inattendue. En attendant, les liens démontrables entre les espèces individuelles et les services écosystémiques qui sont critiques pour l'humanité devraient, au minimum, éliminer la charge de prouver la pertinence des espèces, et céder la place à une approche intelligente fondée sur le principe de précaution.

Un filtre écologique dans un étang, comme des poissons voraces qui se nourrissent de libellules et de demoiselles (Odonates), peut aider les écologistes à prédire comment la perte de biodiversité peut affecter des habitats spécifiques (Benjamin G. Van Allen et al. 2017).

Les Odonates, communément appelés « libellules », sont des insectes aquatiques dont la diversité des espèces et la santé des populations sont révélatrices du fonctionnement complexe des zones humides. Ils sont l'un des ordres les plus connus d'invertébrés d'eau douce, facilement identifiables jusqu'à l'échelle d'espèce, et ils sont relativement faciles à collecter, occupent une position trophique élevée, présentent des besoins spécifiques en matière d'habitat et peuvent être des indicateurs de santé environnementale terrestre et aquatique (Watson *et al.*, 1982, Samways 1999, Corbet 2004). Collectivement, ces traits les rendent suffisamment attirant pour être considérés comme un groupe «charismatique» d'espèces aquatiques indicatrices (Oertli *et al.*, 2002). Les odonates sont également des substituts efficaces pour d'autres taxons d'eau douce (Darwall *et al.*, 2011), pour la sélection des zones de conservation de la diversité des eaux douces (Simaika et Samways 2009) et pour l'étude des impacts du changement climatique (Hassall et Thompson 2008, Bush et al., 2013).

1.2. Les odonates : Origine et diversité

Les odonates font partie des plus anciens insectes ailés apparus sur terre (Corbet, 2004 ; Grand & Boudot, 2006). De nombreuses études des fossiles retrouvés fait aujourd'hui remonter l'origine de cet ordre au Permien. (Petrulevičius *et al.*, 2011 ; Dijkstra *et al.*, 2014). Pendant cette période-là, il était notamment représenté par plusieurs espèces géantes comme par exemple le *Meganeuropsis permiana*, qui pouvait atteindre 70 cm d'envergure et considéré comme le plus grand insecte ayant jamais existé (Grimaldi & Engel, 2005 ; Beckemeyer & Hall, 2007).



Figure 1.1: Fossile d'un Meganeuridae (<https://ast.wikipedia.org>)

Cela fait maintenant plusieurs années que les odonates sont classés par les systématiciens en 2 grands sous-ordres : les Zygoptera ou « demoiselles » et les Epiproctophora composés de l'infra-ordre des Anisoptera ou « vraies libellules » et des Anisozygoptera, qui sont représentés uniquement par quelques espèces tropicales (Bechly, 1996 ; Kalkman *et al.*, 2008 ; Dijkstra *et al.*, 2013). La base de données « Dragonfly & Damselfly World Catalog » (www.odonatacentral.org) avait répertorié en 2010, 10 superfamilles, 30 familles, 652 genres et 5952 espèces. Une telle diversité reste modeste comparé à celle d'autres ordres d'insectes tels que les Coleoptera (300 000 espèces), les Diptera (150 000 espèces), les Hymenoptera (125 000 espèces) ou encore les Lepidoptera

(120 000 espèces) (Grand & Boudot, 2006). De nos jours, de nouveaux taxons de libellules sont encore régulièrement découverts, notamment dans les régions équatoriales où la diversité spécifique de cet ordre est maximale (Grand & Boudot, 2006 ; Kalkman *et al.*, 2008). L'odonatofaune Africaine reste toujours à explorer étant donné que 60 nouvelles espèces Africaines ont été récemment décrites (Dijkstra *et al.*, 2015). L'inventaire de Samraoui & Menai (1999) a établi une liste de 63 espèces dont 10 (*Calopteryx exul*, *C. splendens*, *C. virgo meridionalis*, *Pseudagrion hamoni*, *Lindenia tetrphylla*, *Cordulegaster boltonii algerica*, *Cordulia aenea*, *Orthetrum brunneum*, *Pantala flavescens* et *Rhyothemis semihyalina*) avaient été notées dans des travaux antérieurs. Parmi ces 10 espèces, trois (*C. splendens*, *C. virgo meridionalis*, *Cordulegaster boltonii algerica*), inféodées aux milieux lotiques, n'ont plus été trouvées depuis un siècle, la cause principale de cette absence étant probablement due à la dégradation de leurs habitats privilégiés (Samraoui & Menai, 1999). *C. boltonii algerica*, *C. aenea*, et *R. semihyalina* ont été considérés comme localement éteints (Samraoui & Corbet, 2000a).

1.3. Morphologie des odonates :

La morphologie des odonates varie de manière significative selon des grands groupes taxonomiques:

Le sous-ordre des Zygoptera est défini par des espèces fines et grêles dont l'abdomen allongé est fin et presque cylindrique. Leurs ailes antérieures et postérieures sont de formes identiques et souvent nettement pédonculées à leur base. A la différence des Anisoptera, leurs yeux sont toujours largement séparés (**Figure 1.3**).

L'infra-ordre des Anisoptera est caractérisé par des espèces souvent plus grandes que les Zygoptera et dont l'aspect général est plus trapu. Leurs ailes antérieures et postérieures sont toujours dissemblables : les ailes postérieures sont beaucoup plus larges à la base que les antérieures. Les Anisoptera possèdent également des yeux globuleux toujours en contact ou très proches. Leur abdomen trapu est parfois aplati dorso-ventralement, élargi et fusiforme (**Figure 1.2**).

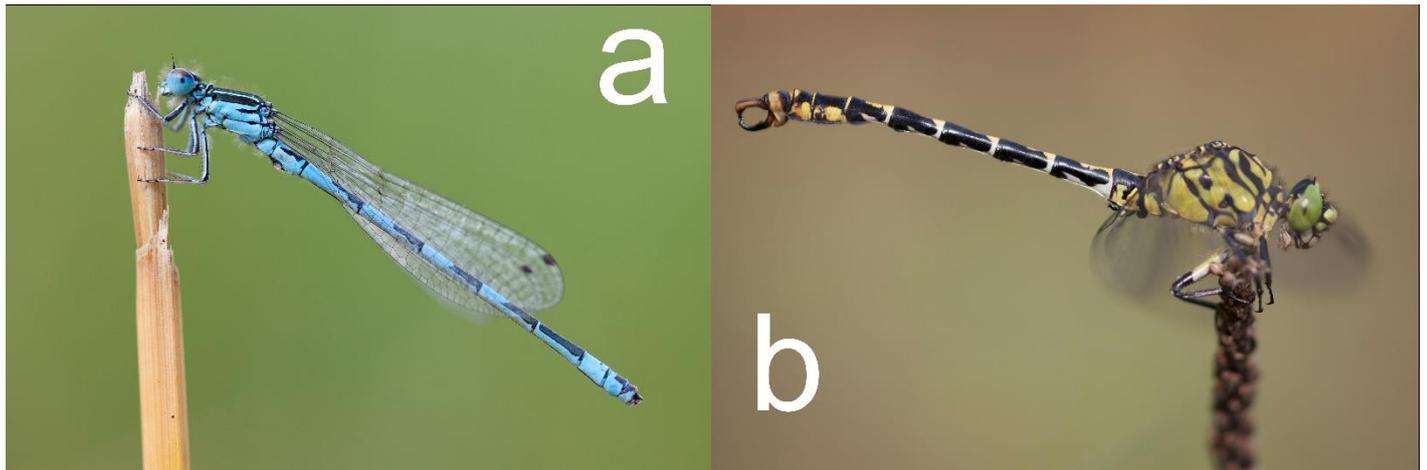


Figure 1.2: Photo d'un adulte odonate (a) *coenagrion mercuriale*, (b) *Gomphus forcipatus*; Photographié par Christophe Brochard.

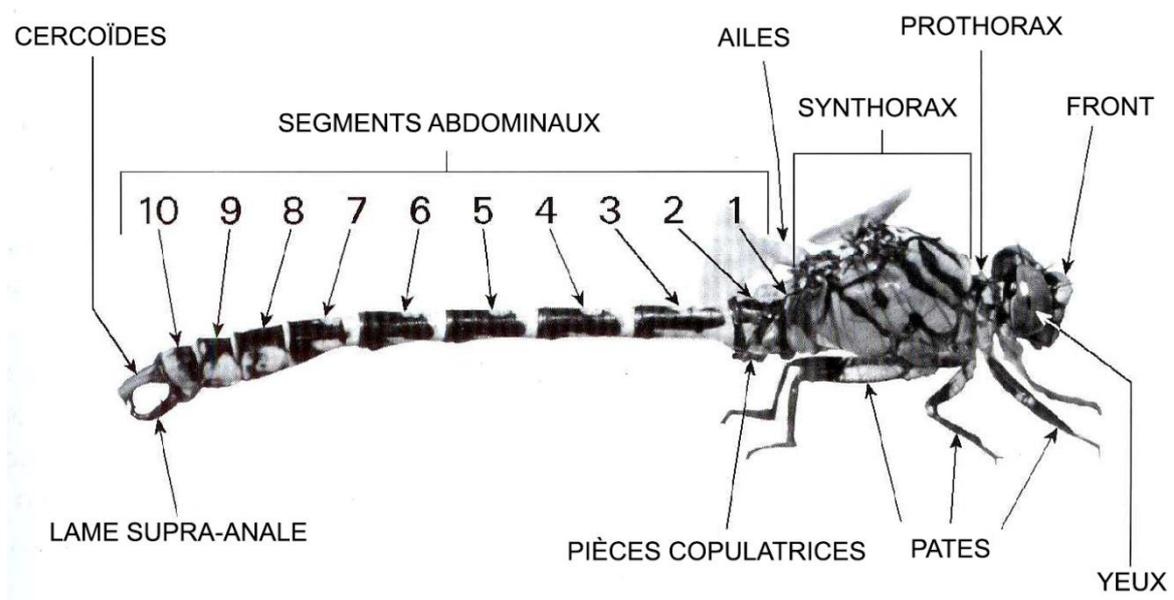


Figure 1.3: La morphologie d'un adulte anisoptère (SATHA, 2008)

1.3.1. Morphologie des adultes

Les odonates sont des insectes facilement identifiables par leur morphologie. Cette particularité explique d'ailleurs en grande partie l'engouement de ce groupe auprès du grand public et des odonatologues amateurs (Grand & Boudot, 2006). Leur corps est divisé en trois grandes parties (Corbet, 2004 ; Grand & Boudot, 2006):

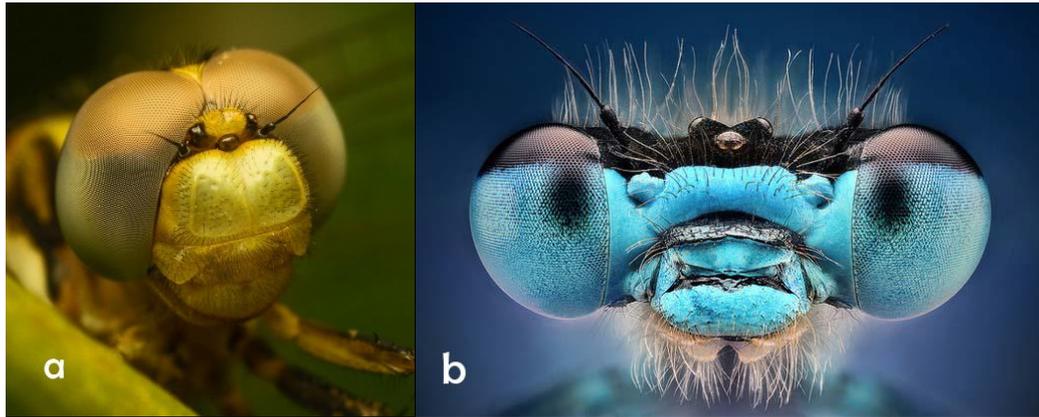


Figure 1.4: Tête d'un adulte ; (a) Anisoptère, (b) Zygoptère.

(<https://www.telegraph.co.uk>)

La tête, très mobile, est rattachée à la partie antérieure du prothorax. Elle porte une paire d'yeux composés de taille généralement imposante, ainsi que 2 antennes généralement de taille très réduite.



Figure 1.5 : Le Thorax d'un Zygoptère (a) et d'un Anisoptère (b)

Le thorax, souvent bien coloré, est composé de deux parties fusionnées : le prothorax et le synthorax. Le prothorax est très réduit et porte les pattes antérieures. Le synthorax, formé par la fusion du méso et métathorax, porte les 2 paires d'ailes membraneuses ainsi que les deux paires de pattes médianes et postérieures.

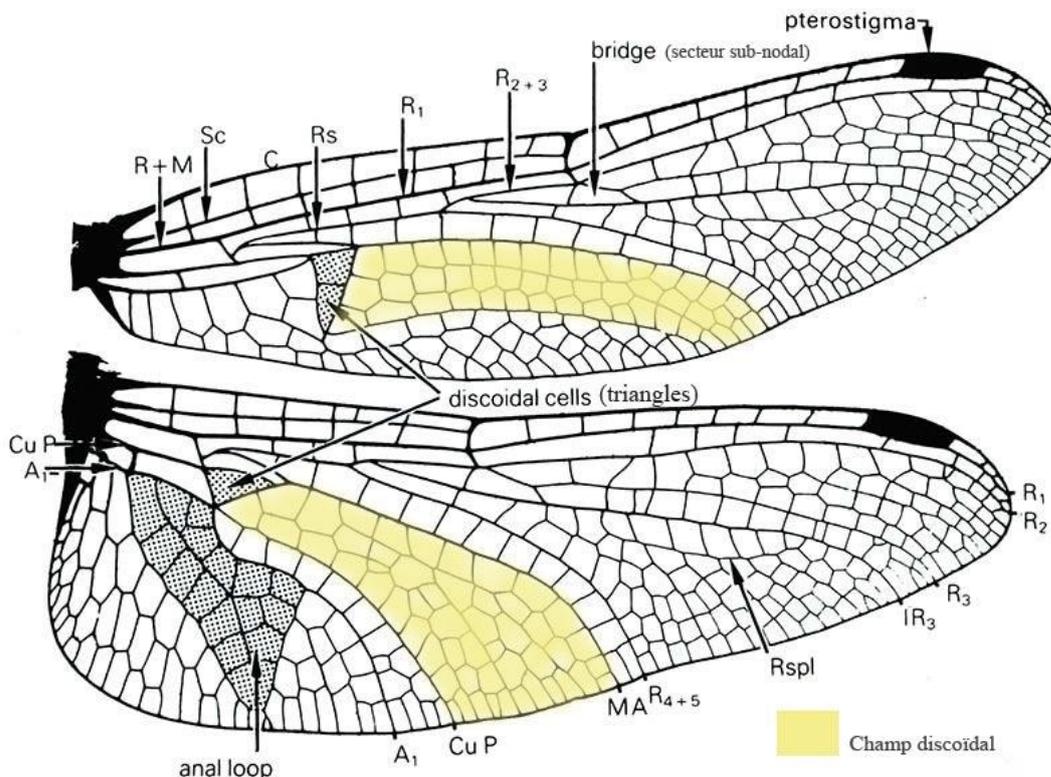


Figure 1.6: Structure des nervures alaires d'un anisoptère (<http://meslibellules.fr>)

Les ailes sont caractérisées par une nervation complexe. Elles ont été longtemps utilisées comme critères d'identification des familles, genres et même d'espèces. Les ailes des zygoptères et anisoptères diffèrent. Les ailes antérieures et postérieures des zygoptères sont identiques, mais les ailes postérieures chez les anisoptères sont plus grandes que les ailes antérieures. En plus de la forme, la densité des cellules, l'occurrence de nervures longitudinales ou transversales, orientation des cellules, présence de tâches, forme et la couleur de pterostigma ... sont tous des critères importants d'identification (Corbet 1999).

Il y a cinq nervures principales sur les anisoptères et les zygoptères (**Figure 1.6**), **R+M** sont compté comme 1 (Rehn, 2003). **Costa (C)** : à la pointe de l'aile, forte et marginale, s'étend à l'apex de l'aile. **Subcosta (Sc)** : deuxième nervure longitudinale, elle est non ramifiée, rejoint C au nodus. **Radiale et médiane (R + M)** : troisième et quatrième nervure longitudinale, c'est la nervure la plus forte de l'aile, avec des branches, **R1-R4**, atteignant le bord de l'aile, la **médiane antérieure (MA)** atteint également le bord de l'aile. **IR2 et IR3** sont des **nervures intercalaires** derrière R2 et R3, respectivement. **Cubitus (Cu)** :

cinquième nervure longitudinale, **cubitus postérieure (CuP)** est non ramifié et atteint le bord de l'aile. **Nervures anales (1A)** : veines non ramifiées derrière le cubitus. Le nodus est formé où la seconde nervure principale rencontre le bord de l'aile. Le ptérostigma, souvent noir ou marron, est situé près de la pointe de l'aile.

L'abdomen, toujours très allongé, est constitué de 10 segments abdominaux fixés au synthorax. Il porte les pièces copulatrices. L'appareil copulateur complexe des mâles est implanté sur la face ventrale du second segment abdominal. Chez les femelles, il est porté par les 8e et 9e segments. Le 10e segment, généralement très réduit, se termine par les appendices anaux.

1.3.2. Morphologie des larves :

Les larves d'odonates disposent d'un corps divisé de façon similaire à celle des adultes (**Figure 1.7, 1.8**). La partie inférieure de la tête présente la particularité de posséder un organe préhensile spécialisé pour la capture des proies appelé « labium » ou Zparfoencore « bras mentonnier» (Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Cham, 2007).

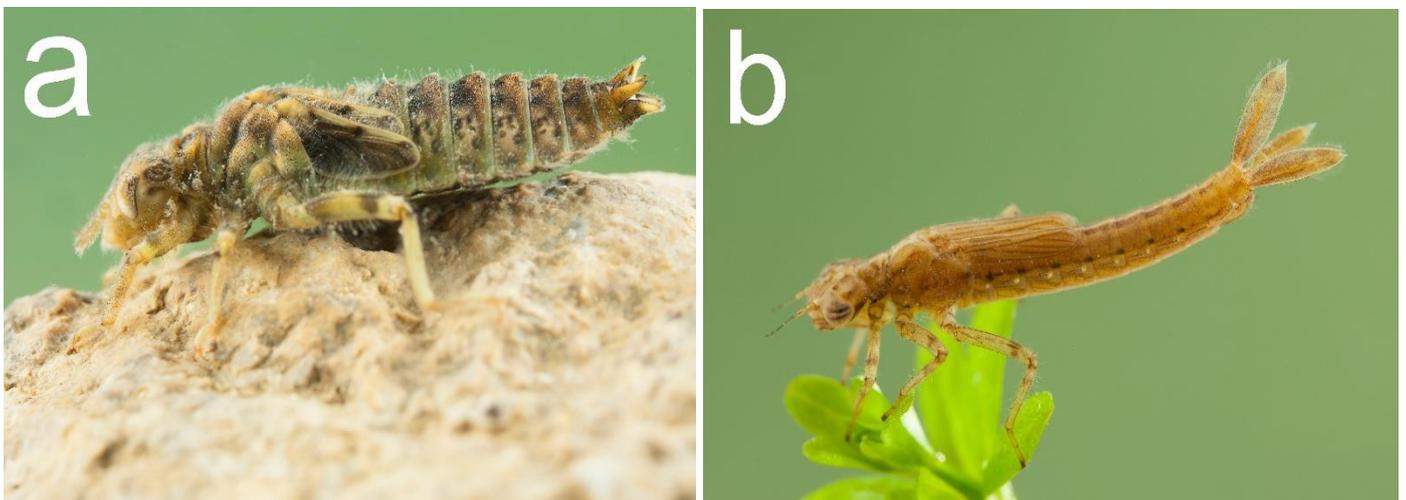


Figure 1.7: (a) Larve d'un anisoptère *Gomphus forcipatus*, (b) Larve d'un zygoptère *Coenagrion mercuriale* ; Photographié par Christophe Brochard.

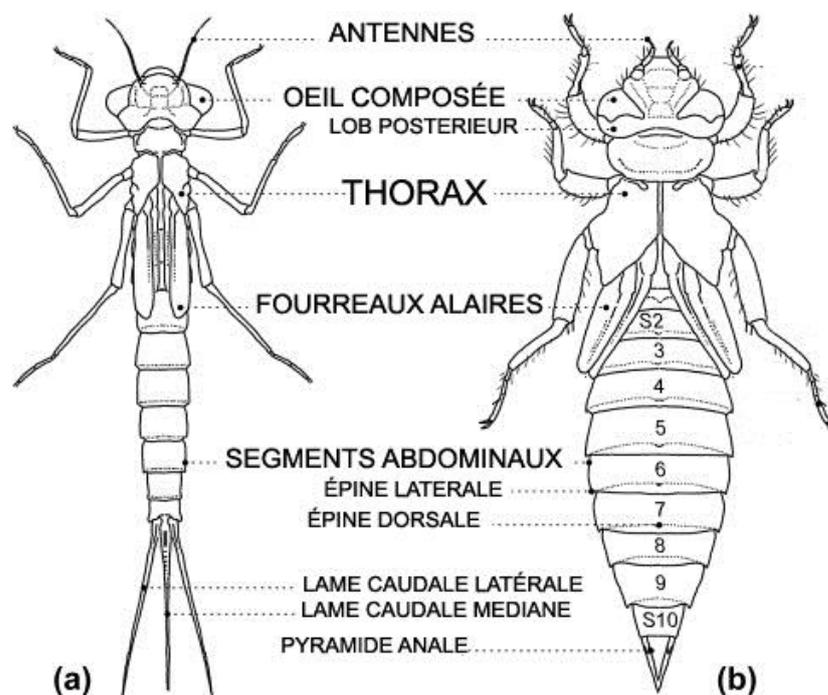


Figure 1.8: La morphologie des larves : (a) Larve d'un zygoptère, (b) larve d'un anisoptère.

1.4. Habitats

1.4.1. *Habitat des larves*

Les odonates ont une dépendance d'une certaine qualité du milieu aquatique qui doit leur offrir des conditions physiques (température, turbidité, pH...) et biologiques (proies, végétation...) correspondant à leurs besoins. Certaines espèces se développent dans l'eau courante (sources, ruisseaux, rivières, fleuves...), d'autres dans l'eau stagnante (mares, étangs, lacs, tourbières...), permanentes ou temporaires. Les niveaux d'exigences vis à vis ces conditions varient suivant les espèces.

1.4.2. *Habitat des adultes*

Les adultes ont un besoin de proies, de perchoirs et d'abris de la végétation environnante. Plus celle-ci sera variée, plus elle pourra satisfaire aux besoins d'aires de repos ou de refuge, de nourrissage, de surveillance ou d'accouplement. Selon les exigences comportementales des espèces, il est possible de leur associer des habitats caractéristiques. Les odonatologues étudient ces habitats pour orienter leurs recherches sur le terrain.



Figure 1.9: Oued Seybouse ; un exemple d’habitat d’odonates (Photo personnelle ; Station Salah Salah 2016).

1.5. Cycle de vie

Les femelles pondent leurs œufs dans une zone en eau (mare, étang, lac, rivière...). Elles peuvent directement les pondre dans l’eau, il s’agirait donc d’une ponte exophyte ou dans des plantes aquatiques pour une ponte endophyte et cela change d’une espèce à une autre. En fonction des conditions environnementales, l’embryon se développe directement ou l’œuf entre en diapause (stratégie adaptative permettant de passer l’hiver dans un état de dormance).

Après l’éclosion des œufs, les larves se déplacent grâce à leurs pattes, et se nourrissent d’autres insectes aquatiques, comme des larves de moustiques, voire même de têtards et de petits poissons. Les Zygoptères (Demoiselles) peuvent utiliser la présence des lamelles caudales qui leur servent de branchies pour nager. Pour fuir, mais aussi parfois pour chasser, les larves d’Anisoptères (Libellules) expulsent violemment et de façon répétée l’eau contenue dans leur ampoule rectale (zone de respiration), afin de se propulser.



Figure 1.10: Cycle de vie des odonates (<https://www.anvl.fr>)

Les odonates, comme l'ensemble des insectes, grandissent par mues successives, alors que son exosquelette devient trop petit, l'individu s'extirpe de celui-ci pour en former un nouveau plus grand. Grâce à cette phase, les insectes peuvent également acquérir de nouveaux organes, voire de changer de forme (métamorphose). L'ancienne carapace/exosquelette abandonnée par l'insecte s'appelle « l'exuvie ».

L'émergence est une phase de développement qui consiste à passer du milieu aquatique au milieu terrestre. Cette métamorphose implique plusieurs transformations physiologiques et morphologiques. Pour les odonates, il s'agit notamment de passer d'une respiration aquatique à une respiration aérienne, de développer des ailes et voler, ainsi que se reproduire après la maturation.

Après l'émergence, les odonates sont vulnérables car les larves sortent de l'eau et cherchent un perchoir sur lequel elles pourront effectuer « l'ecdysis ». Elles muent une dernière fois avant de devenir des adultes ailés. Leur vulnérabilité ne s'arrête pas aux prédateurs pendant cette période cruciale de leur vie, mais également à la météo (vent, pluie) et au moindre aléa qui pourraient contrarier leur émergence, sous risque que leurs ailes et leurs corps soient abîmés.

De la plus petite demoiselle à la plus grande aeschne, les odonates adultes sont carnassiers. Elles se nourrissent d'impressionnantes quantités d'insectes volants.

Dans beaucoup d'espèces, l'accouplement se fait immédiatement après la capture d'une femelle par un mâle. Pour s'accoupler, les mâles de libellules saisissent les femelles grâce en utilisant leurs appendices anaux, au niveau de la tête ou du thorax selon les espèces. Les deux individus forment alors un tandem. Les partenaires qui s'accouplent forment un cœur copulatoire car les pièces copulatrices du mâle sont situées sur le deuxième segment abdominal.

1.6. Les besoins environnementaux des odonates et les types d'espèces

Pour accomplir les stades « clés » de leur développement, les Odonates ont besoin d'une diversité de milieux autour du site d'émergence. Entre habitats larvaires et habitats des adultes, une multiplicité d'interactions est donc possible en fonction des espèces. Les zones humides, combinant un milieu aquatique et un gradient de végétation terrestre plus ou moins hygrophile, donnent aux odonates tous les éléments leur permettant d'assurer la totalité de leur cycle de vie.

Les besoins des espèces d'odonate diffèrent. Un habitat sera favorable pour une espèce donnée s'il offre, dans l'espace et dans le temps, une continuité des paramètres conditionnant le bon déroulement de l'ensemble de son cycle de développement. Certaines espèces peuvent être très exigeantes quant à ces conditions alors que d'autres sont plus généralistes. C'est bien pour cette raison que les odonates sont utilisés comme des « bio-indicateurs » caractéristiques de l'état de santé des zones humides.

1.6.1. Des espèces généralistes

Certaines espèces ont une grande capacité d'adaptation et sont capables de se développer dans des milieux aussi contrastés qu'une zone humide d'altitude et un bassin collecteur en bord d'autoroute.

Elles peuvent se rencontrer un peu partout. On les qualifie d'ubiquistes. Citons comme exemple « l'Agrion de Graells » (*Ischnura graellsii*), qui se rencontre dans une très large gamme d'habitats en Algérie.

1.6.2. Des espèces spécialistes

D'autres espèces ont besoin d'un habitat très particulier pour se développer. En Algérie, « la demoiselle scintillante » (*Calopteryx exul*) endémique au Maghreb montre une préférence particulière à une plante aquatique ; *Potamogeton spp* (Khelifa & Mellal 2017).

1.6.3. *Des espèces sentinelles*

Parmi ces espèces spécialistes, certaines sont en danger d'extinction en Algérie. Elles peuvent servir d'indicateurs de l'évolution générale de la qualité des milieux aquatiques. De telles espèces, comme l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*), sont souvent qualifiées de « sentinelles ». Du fait de leur sensibilité, ce sont souvent les premières à disparaître.

1.7. **La précision et les mécanismes de chasse chez les libellules**

Pensez à un prédateur mortel et vous allez probablement imaginer un puissant requin ou un lion féroce. Cependant, les libellules sont les prédateurs les plus précis dans la nature quand il s'agit de capturer des proies. L'insecte ailé capture plus de 95% des proies qu'il cible, ce qui le rend deux fois plus efficace qu'un grand requin blanc et quatre fois plus efficace que le roi de la jungle (Paloma T *et al.*, 2013).

Pendant la chasse le corps et la tête de la libellule bougent de manière indépendante, la tête se focalisant sur la cible tandis que son corps manœuvre dans la meilleure position pour la capture. Plus précisément, les rotations prédictives de la tête de la libellule suivent en permanence la position angulaire de la proie. Les angles tête-corps établis par le suivi des proies semblent guider les rotations systématiques du corps de la libellule pour l'aligner avec la trajectoire de vol de la proie. Le contrôle du vol est donc dû à la base de la plupart des manœuvres de pilotage d'interception, tandis que la vision est utilisée pour les réactions aux mouvements de la proie inattendue. (Matteo Mischiati *et al.*, 2015).

1.8. **Menaces pesant sur les Odonates**

Les pressions identifiées envers les Odonates sont très diverses mais toutes liées aux atteintes portées à l'intégrité des zones humides (altération, pollution, mauvaise gestion...). Du coup, elles peuvent être d'ordre général et insidieuses ou au contraire très spécifiques et directes. Souvent confuses pour le grand public, ces menaces ne peuvent être identifiées et évaluées par les spécialistes qu'après des études ciblées. En Europe, plus des deux tiers des espèces menacées sont inféodés aux eaux courantes et ce notamment dans les régions méditerranéennes.

1.8.1. Destruction et modification des habitats

L'urbanisation, les aménagements d'infrastructures et les modifications rapides des modes d'occupation du sol qui les accompagnent (constructions, digues, barrages, routes...) combinés à l'intensification de l'agriculture (drainage, assèchement, comblements, cultures...) déséquilibrent, perturbent puis altèrent le fonctionnement et la capacité des différents habitats de zones humides à accueillir les libellules spécialistes.

Lors de la définition puis de la mise en œuvre de travaux d'aménagement, la non-prise en compte de ces espèces et de leurs exigences écologiques entraîne trop souvent leur disparition locale. Dans un contexte où la consommation d'espace est croissante et toujours plus pressante sur les milieux naturels, les aménagements doivent impérativement prendre en compte la conservation de ces espèces.



Figure 1.11: Pompage constant de l'eau d'Oued Charef (Photo personnelle ; Oued Charef, 2016).

1.8.2. Pollutions des eaux

On peut identifier trois principales origines aux pollutions des eaux. En premier lieu, 39% des libellules en Europe par exemple, sont affectées par la pollution domestique. Vient ensuite la pollution agricole, à hauteur de 32% et enfin, la pollution industrielle avec 12%. Si ces sources de pollution peuvent être différenciées en fonction des secteurs de production,

à l'échelle des bassins versants, les effets des polluants se combinent, interagissent et se concentrent dans les zones humides.

1.8.3. Espèces envahissantes

De nombreuses espèces exotiques ont été introduites par l'Homme dans nos milieux aquatiques. Certaines d'entre elles prolifèrent et sont devenues, localement, des menaces importantes pour la diversité des Odonates, mais également pour la conservation des écosystèmes.

1.8.4. Eutrophisation

Un apport excessif de substances nutritives (nitrates agricoles et des eaux usées et secondairement des phosphates) est la principale cause pouvant conduire à un déséquilibre favorisant l'augmentation de la production d'algues et la prolifération d'invertébrés polluorésistants. La disponibilité en lumière et en oxygène dissous diminue, entraînant la dégradation du milieu aquatique.

1.9. Des demoiselles en danger d'extinction en Algérie ; L'Agrion de Mercure *Coenagrion mercuriale*

1.9.1. Morphologie

L'adulte de cette espèce a une couleur bleu profond avec un abdomen cylindrique et allongé et des ailes identiques (**Figure 1.3, 1.12**). Le mâle est caractérisé par la présence de symbole de mercure sur le deuxième segment abdominal (Thompson *et al.*, 2003, Dijkstra & Lewington, 2007) . Les épines noir sur le troisième et le cinquième segment abdominal constituent un critère très important dans l'identification du mâle de cette espèce. La femelle est facile à identifier des autres espèces. Elle est sombre et dépourvue des marques (**Figure.1.12**).



Figure 1.12: Un couple de *Coenagrion mercuriale* ; Photographié par Christophe Brochard.

1.9.2. Répartition et distribution

Coenagrion mercuriale fait partie des espèces d'odonates les plus menacées dans le monde, c'est pour cela qu'elle est protégée dans la plus part des pays européens et l'Angleterre (Van Tol & Verdonk, 1988, Grand, 1996, Thompson et *al.*, 2003). La distribution mondiale de cette espèce est très limitée et fragmentée. Elle se présente en Angleterre et dans le sud et l'ouest de l'Europe. L'espèce est portée disparue dans plusieurs pays européen (Austria, Belgium, Luxembourg, Netherlands, Poland, Romania and Slovenia), le dénombrement de l'espèce marque un déclin dans trois autres pays : la Suisse, Bretagne et l'Allemagne (Grand 1996), les connaissances sur les populations de l'espèce dans le nord d'Afrique sont maigres.



Figure 1.13: La répartition actuelle des populations de *Coenagrion mercuriale* (<http://maps.iucnredlist.org> 2018)

1.10. Des demoiselles en danger d’extinction en Algérie ; Le Caloptéryx Maghrébin *Calopteryx exul*

1.10.1. Morphologie

Le Caloptéryx Maghrébin est une espèce endémique au Maghreb. Cette demoiselle ressemble beaucoup au Caloptéryx éclatant (*C. splendens*) et a parfois été considéré comme une sous-espèce de cette dernière (Aguesse, P. 1968). Le mâle du Caloptéryx exilé (*Calopteryx exul*) a un corps vert métallique bleuté tandis que les femelles sont métallisées (**figure 1.14**). Cependant, contrairement à *C. splendens*, qui possède une bande bleu noirâtre distinctive à travers ses ailes, le Caloptéryx maghrébin a des ailes claires légèrement sombres.



Figure 1.14: Mâle et femelles de *Calopteryx exul* (Photos personnelles).

1.10.2. Habitat et répartition

Le Caloptéryx Maghrébin *Calopteryx exul* est une espèce endémique au Maghreb (Algérie, Tunisie, Maroc). L'espèce a été trouvée dans des cours d'eau peu profonds avec une certaine turbidité, une végétation clairsemée et peu ombragée. Elle a été trouvée aussi autour des ruisseaux de montagne, des ruisseaux et des rivières où l'eau coulait rapidement. Elle se trouve généralement dans des altitudes de 200 à 2000 mètres d'altitude (Khelifa 2013, Boudot, 2008; El Haissoufi *et al.*, 2008).

En Algérie, la population (méta-) de Seybouse est la seule qui soit confirmée. On pensait que l'espèce était éteinte parce qu'elle n'avait pas été observée depuis un siècle (depuis Martin, 1910).

En 2007, l'espèce a été observée dans le bassin hydrographique de la Seybouse (Khelifa *et al.*, 2011) et a été régulièrement étudiée depuis (Khelifa *et al.*, 2016a). L'estimation de la taille de cinq sous-populations dans la rivière Seybouse a enregistré 2 200 individus, ce qui correspond presque au quart de la population mondiale estimée et au plus grand nombre jamais estimé pour l'espèce (Khelifa *et al.*, 2016a)

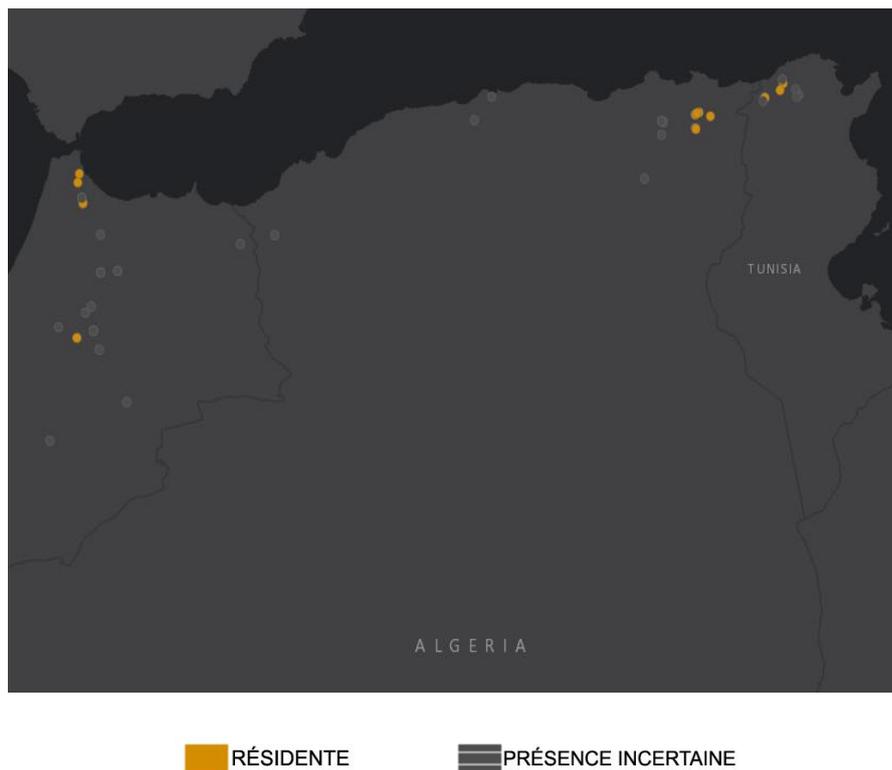


Figure 1.15: Aire de répartition de *Caloptéryx exul* (<http://maps.iucnredlist.org> 2018)

En raison de la pression anthropique croissante, plusieurs sous-populations ont récemment disparu (voir résultats). L'espèce a besoin d'un plan de restauration urgent pour améliorer l'état de conservation grâce à une augmentation de l'aire de répartition locale et de la taille de la population (Khelifa *et al.*, 2016b).

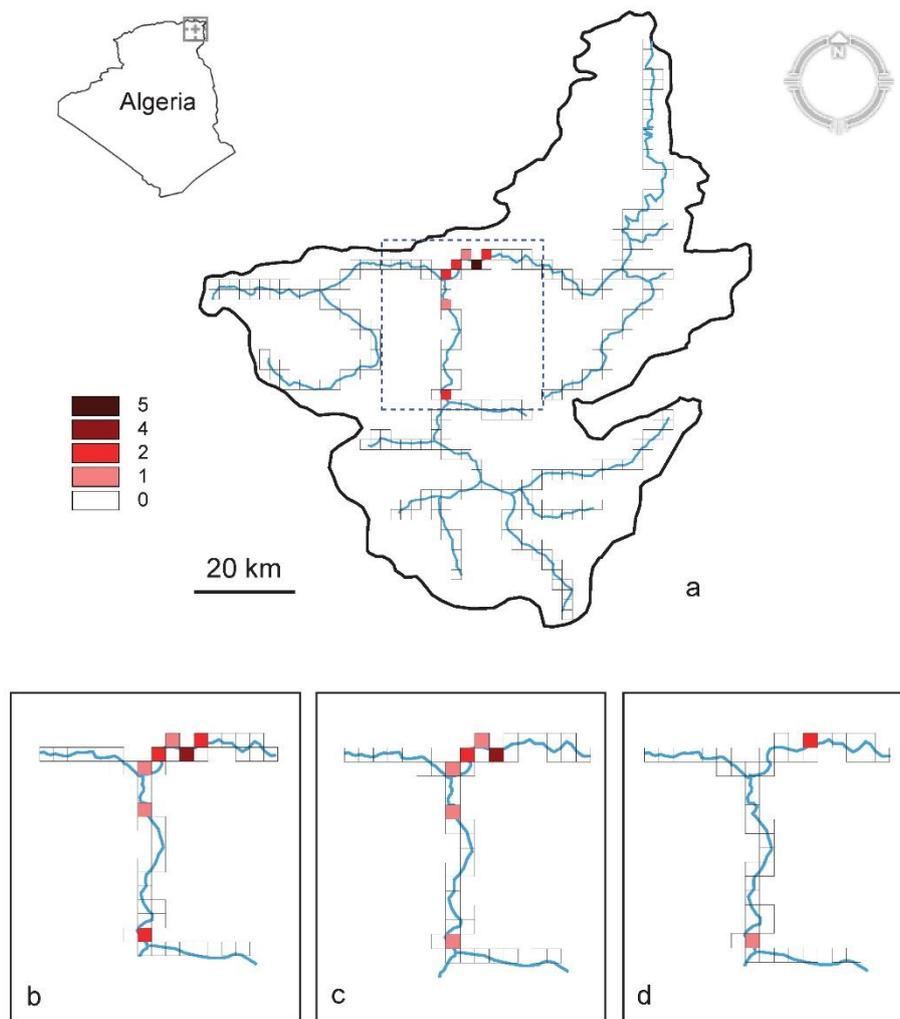


Figure 1.16: Dynamique temporelle de la distribution de *Calopteryx exul* dans le bassin versant de Seybouse durant la période 2007-2016. La couleur de la grille indique le nombre de localités dans (a) et le nombre de sous-populations dans (b) (c) et (d). Le rectangle en point indique la zone zoomée en b, c et d). (a) Toutes les localités où l'espèce a été enregistrée. (b) Toutes les sous-populations reproductrices. (c) Sous-populations actuellement éteintes (d) Sous-populations actuellement existantes. Chaque grille est de taille 2x2 km² (Khelifa and Mellal. 2017).

Chapitre II

Description du site d'étude

2.1. Bassin versant de la Seybouse

Occupant une superficie de 6570 km², le bassin de la Seybouse prend naissance dans les hautes plaines de l'Atlas Tellien et s'étend jusqu'à son embouchure, qui se trouve à Sidi Salem (36°52'3.21"N, 7°46'25.49"E) près de la ville d'Annaba. Il occupe la troisième place après l'oued El Kebir du Rhumel et Medjerdah-Mellegue. Il est généralement divisé en 6 sous-bassins (Khelifa et al. 2011). Dans notre étude nous allons focaliser sur les trois principaux sous-bassins qui sont :

2.1.1. Sous Bassin versant de Bouhamdane (14-03)

Avec une superficie de 1136 km². L'Oued Zenati et l'Oued Sabath forment par leur jonction l'Oued Bouhamdane. L'Oued Sabath coule dans une direction générale Sud-Ouest Nord-Est que la chaîne Numidique lui a imposée. Le cours de l'Oued Zenati présente par contre une direction différente. De sa confluence avec l'Oued Sabath, l'Oued Zenati s'oriente Sud-Ouest - Nord-Est jusqu'au village de Oued Zenati puis fait un coude pas très loin de Djebel Ancel (1148 m) pour ensuite prendre une direction Sud-Est - Nord-Ouest, touchant avec ses affluents l'aire synclinale qui se trouve au pied des djebels El Djerb (1142 m) et Oum Settas

2.1.2. Sous Bassin versant de la moyenne Seybouse (14-04)

Avec une superficie de 818 km². La moyenne Seybouse draine deux oueds principaux qui forment les sous-bassins de l'Oued Bouhamdane et l'Oued Mellah (Fig .1). La réunion de l'Oued Cherf (haute Seybouse) et l'Oued Bouhamdane forment la Seybouse à Medjez Amar (Khanchouf 2006).

2.1.3. Sous Bassin versant de la basse Seybouse (14-06)

Ayant une superficie de 1057 km². Avant d'arriver à la mer, la Seybouse a fortement nivelé ces surfaces entre Dréan et Annaba et déposé sur les deux rives des bourrelets alluviaux de l'Oued Ressoul. Cet oued dessine le chevelu hydrographique du bassin de l'Oued Ressoul avec une superficie de 103 km². L'Oued Ressoul à Ain Berda, qui suit une direction presque Nord-Sud, est composé de deux affluents principaux à savoir Oued Guis à l'Ouest et Oued Bouala à l'Est (Khanchouf 2006).

2.1.4. Oued Seybouse

Oued Seybouse est l'un des Oueds les plus importants de l'Afrique du nord par la longueur de son parcours et le nombre de ses affluents (Khenchouf 2006), il mesure 134,74Km de long dont 57,15Km sont traversés au niveau du Bassin de Guelma et 77,59Km dans la basse Seybouse. Il s'étend Ses principaux tributaires cours d'eau sont l'Oued Cherf et l'oued Bouhamdane, qui se rejoignent à Medjez Amar ($36^{\circ}26'35.82''N$, $7^{\circ}18'39.36''E$) pour former la Seybouse (Khelifa et al. 2011).

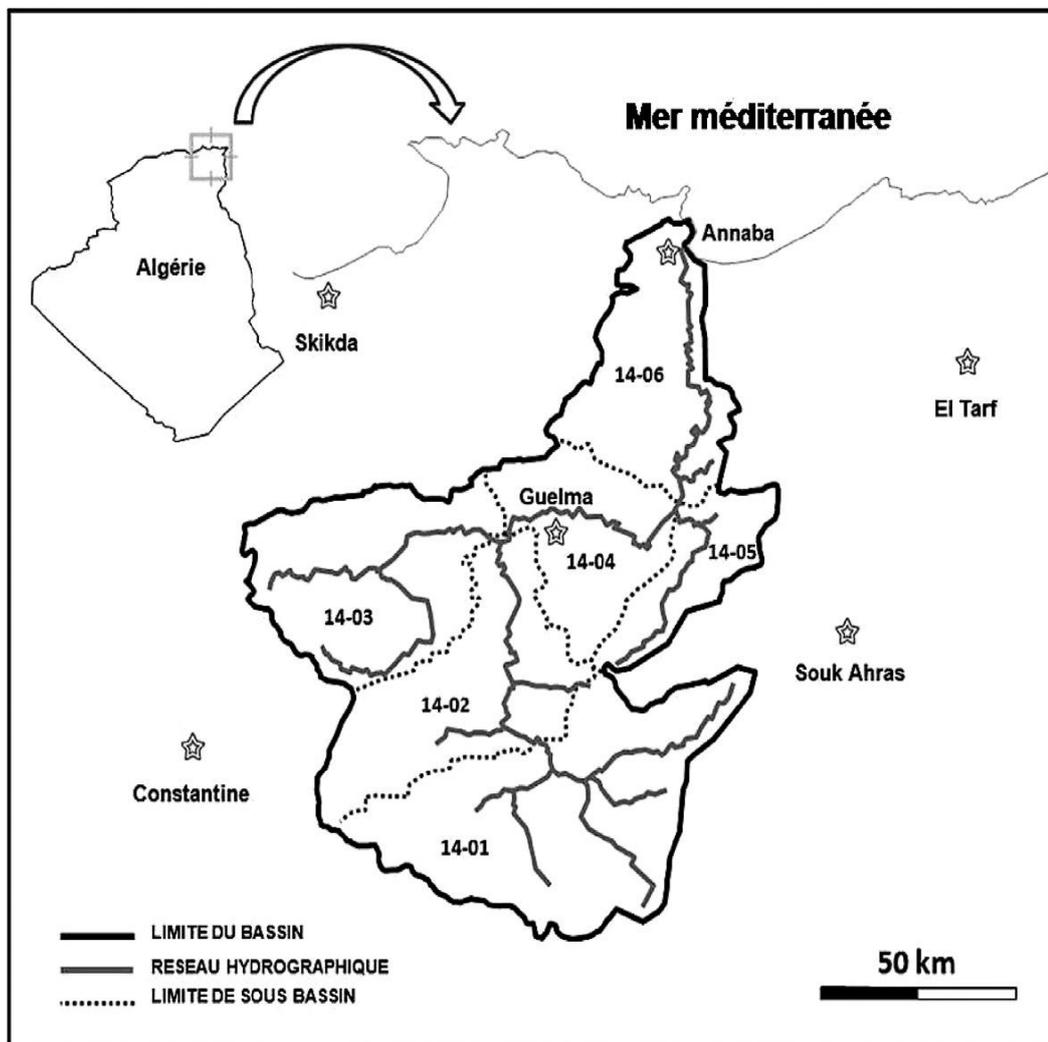


Figure 2.1 : Le bassin-versant de la Seybouse (Algérie).

2.1.5. Morphologie

Le terrain du bassin de la Seybouse est divisé en trois plates-formes physiographiques bien distinctes :

- Celle des Hautes plaines (Haute - Seybouse) ; qui comprend le Sous – Bassin appelé 14-01.
- Celle du tell méridional (Moyenne - Seybouse), qui commence au Moulin Rochefort, qui s'est noyé après la mise en eau des terrains submergés, du barrage de Foug El Khanga, point où l'oued Cherf pénètre dans le Tell, et qui finit à Bouchegouf où cette oued devient alors la Seybouse proprement dite ; couvrant les Sous- bassins : 14-02 - 14 – 04 et 14-05.
- Celle du tell septentrional (Basse - Seybouse), entre Bouchegouf et Annaba, à travers laquelle l'oued garde le nom de Seybouse, qui appartient au Sous-bassin 14-06 (Bouchelaghem 2008).

Concernant la description morpho-structurale du bassin de la Seybouse (**Figure 2.2**), le Cherf amont se situe en totalité dans les Hautes Plaines là où on rencontre la partie la plus septentrionale du domaine atlasique matérialisée par le massif de Sidi Reghiss, relayé au nord par le domaine écaillé des Sellaoua (Louamri, 2013).

Un important couvert quaternaire définit la plaine de Tamlouka (Montcalm). La plaine de Sedrata présente un diapir triasique qui peut générer des eaux sulfatées et chlorurées calciques à l'aval. Les accumulations encroûtées du quaternaire occupent les zones de plaines (Louamri, 2013).

Une zone de transition qui sépare l'amont du bassin de Guelma qui s'étend de Medjez Ammar à l'Ouest jusqu'à Medjez Sfa à l'Est, décrite en étant des monticules constitués par des formations d'âge paléogène (paléocène et éocène) recouverts au niveau de la vallée de l'oued Settara par des formations mio-pliocènes (marnes et gypses, calcaire) et oligocènes (argiles, et mélange de formations détritiques moyennes et fines) (Louamri, 2013).

Un deuxième grand ensemble est constitué par le prolongement oriental de la chaîne Numidique. Celle-ci est d'orientation sensiblement Est –Ouest et est représentée par les djebels Debagh, djebel Bou Sbaa, djebel Houara. La chaîne numidique est constituée d'Ouest en Est par M'sid Aicha, djebel Sma, Sidi Driss, Kantour, djebel Sesnou, les Toumiettes, djebel Roknia, Taya, Debagh, djebel Houara, kalaa Bou Sbaa (Louamri, 2013).

L'oued Bouhamdane suit l'axe d'un grand graben qui délimite au Sud la chaîne numidique. Celle-ci d'orientation générale, SW-NE, s'étend sur les bassins de l'oued Bouhamdane, la Moyenne Seybouse, l'oued Mellah, et l'amont de la Basse Seybouse. Elle est composée essentiellement de grés avec parfois des conglomérats et comprend également le versant Sud de la Moyenne Seybouse (Louamri, 2013).

En regardant le plan géologique de l'extérieur vers l'intérieur du bassin de Guelma, on peut le décrire par des formations oligocènes détritiques au niveau des piémonts, du miopliocène, et dans le lit majeur par des formations quaternaires. L'importance des méandres dans le bassin de Guelma traduit le rôle joué par le Trias sous l'effet d'une tectonique récente restée active dans la région (Louamri, 2013).

Deux Faciès principaux se présentent ensuite entre Mdjez Sfa et l'embouchure de l'oued Seybouse: l'Oligocène de l'amont jusqu'à Mondovi du Quaternaire à l'aval. L'oued Ressoul prend sa source sur le djebel Houara (altitude:932m) et draine son flanc Nord (Louamri, 2013).

La Basse Seybouse est caractérisée principalement par formations récentes. On note la présence de fossés d'effondrement de dimension modeste et d'orientations différentes (fosse BenAhmen et fosse Benmhidi) qui ont influencé le tracé vers l'exutoire de l'oued Seybouse. Les alluvions quaternaires se caractérisent par une perméabilité importante (Louamri, 2013).

A l'extrémité Nord-ouest, on note une ligne de partage des eaux entre le bassin de la Seybouse et celui des Côtiers Constantinois (sous-bassin de Chétaibi), le djebel Edough est un massif ancien composé essentiellement de roches métamorphiques (micaschistes et gneiss) (Louamri, 2013).

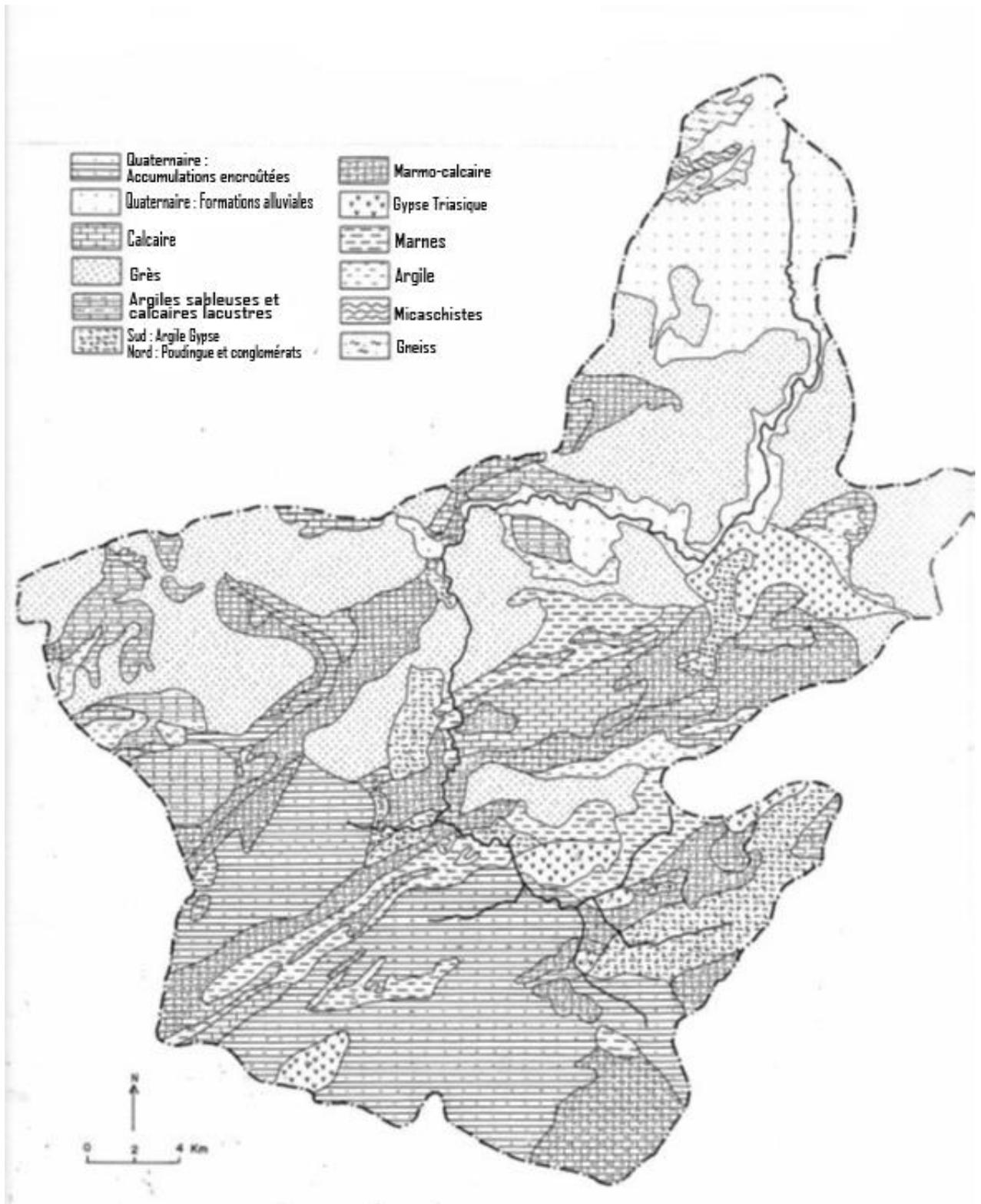


Figure 2.2 : Les ensembles lithologiques du bassin versant de la Seybouse (Sources: cartes géologiques 1/200 000, cartes géologiques 1/50 000) (Louamri 2013)

2.1.6. Réseau hydrologique

La complexité structurale de la zone d'étude ne permet pas une lecture claire du rôle des différentes nappes dans la formation des systèmes aquifères présents à différentes profondeurs dans le bassin-versant de la Seybouse. Néanmoins, on présentera les principales zones aquifères à partir de la documentation existante.

Les principaux aquifères qui sont exploités dans le bassin de la Seybouse sont esquissés d'après la carte établie par le S.E.S., 1967 (Mebarki, 2005 ; Ghachi, 1983) :

- Dans le domaine des Hautes Plaines: des aquifères profonds ont été identifiés et sont exploités; Les principales nappes sont celles du Haut Cherf et celle du bassin de Tamlouka.
- Dans la Moyenne Seybouse, de petites nappes de versants ont été identifiées; leur alimentation est limitée. Le long de la vallée de l'oued Seybouse dans la Moyenne Seybouse (bassin de Guelma), une nappe alluviale est exploitée. D'après Ghachi (1983), trois aquifères y ont été identifiés dans les différents niveaux de la vallée.

Dans la Basse Seybouse, deux aquifères localisés dans les alluvions plio-quaternaires et dans le massif dunaire ont été identifiés depuis longtemps.

L'aquifère localisé dans les alluvions plio-quaternaires au niveau de la Basse Seybouse dépasse largement le cadre du bassin hydrologique pour s'inscrire dans une région plus vaste. Les aquifères des cordons dunaires à l'Est de la ville d'Annaba contiennent des ressources en eau importantes (zone de Boutheldja).

2.1.7. Climatologie

Le bassin de la Seybouse se trouve dans la zone subtropicale et soumis aux influences des climats sahariens, méditerranéens et aux descentes polaires.

Sahariens, car elles se manifestent par les hautes pressions tropicales (Anticyclone saharien), par le Sirocco (Chehili) qui souffle en été, c'est un vent chaud et sec qui est redouté par les agriculteurs il est synonyme de sécheresse (Bouchelaghem, 2008).

Méditerranéens, Pour le régime des pluies en hiver et la sécheresse estivale.

Polaires, Des masses d'air froides en provenance de Sibérie ou du pôle viennent lécher la partie Nord du Maghreb en hiver (Bouchelaghem, 2008).

Par contre, le climat est de type tempéré et ensoleillé. L'hiver est globalement froid avec des périodes neigeuses parfois importantes sur les régions Sud. L'été est plutôt très chaud et sec, quelques nuages orageux rompent la monotonie du temps, accompagnés d'averses de grêle et de fortes précipitations brèves et locales, alterne souvent avec des chaleurs brûlantes qui peuvent se manifester de manière violente même en Juillet et début Août (Bouchelaghem, 2008).

Une synthèse des observations météorologiques réalisées sur les régions de la Seybouse est représentée dans la figure suivante :

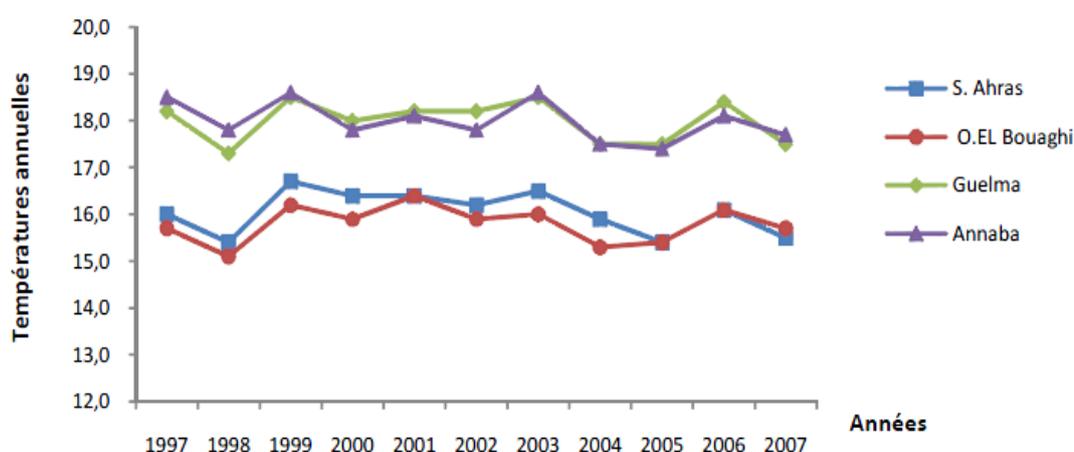


Figure 2.3 : Températures annuelles moyennes sur l'ensemble des Sous – Bassins

L'observation des résultats représentés des températures annuelles moyennes qui agissent sur la Seybouse permettent de voir une différence notable entre la haute – Seybouse représentée par Souk Ahras et Oum El Bouaghi d'une part, et celles de la moyenne – Seybouse (Guelma) qui sont généralement équivalents à celles de la Basse – Seybouse (Annaba), d'autre part (Bouchelaghem, 2008)

2.1.8. Pluviométrie

Selon les informations fournis par l'Agence de bassin hydrographique A.B.H- C.S.M les précipitations varient d'une année à une autre avec une pluie moyenne annuelle variant entre 350 mm/an au Sud du bassin et 630 mm/an au Nord (Bouchelaghem, 2008).

Tableau 2.1 : Précipitations annuelles moyennes des sous- bassins.

Sous bassin	Pluviométrie moyenne (mm/an)	Caractère général
14-01	350	Haute Seybouse
14-02	577	Moyenne Seybouse
14-04	735	Moyenne Seybouse
14-05	35	Moyenne Seybouse
14-06	608	Basse Seybouse

2.1.9. Richesse biologique

Le bassin versant de la Seybouse dispose d'une diversité floristique et faunistique très importante (Meziane, 2009, Mellal, 2013). Une initiale étude de la flore du bassin de la Seybouse a montré la présence de 140 espèces appartenant à 41 familles et 107 genres avec deux espèces qui sont endémiques à l'Afrique du Nord. La végétation aquatique est principalement dominée par *Typha Angustifolia*, *Nasturtium officinale*, *Alisma plantago aquatica michaletti*, *Apium nodiflorum*, *Phragmites australis australis*, *Veronica anagallis-aquatica* et *Alisma plantago-aquatica michaletti*. En ce qui concerne la richesse faunistique, plusieurs études ont répertorié une biodiversité faunistique importante (Meziane, 2009, Khelifa *et al.*, 2011, Khelifa *et al.*, 2016c). Par exemple, la dernière étude odonotologique dans le bassin a montré un total de 42 espèces d'odonates, parmi ces espèces *Calopteryx exul* et *Coenagrion mercuriale* deux espèces très rares dans le nord d'Afrique (Khelifa *et al.*, 2016c) (**Tableau.2.2**)

Tableau.2.2 : Inventaire et nombre de site des odonates de la Seybouse. Cette étude s'est basée sur l'échantillonnage de 61 sites (Khelifa *et al.*, 2016).

Sous ordre	Famille	Species	Nombre de site
Zygoptère	Calopterygidae	<i>Calopteryx exul</i>	14
		<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>	21
	Coenagrionidae	<i>Ceriagrion tenellum</i>	12
		<i>Coenagrion caerulescens</i>	13
		<i>Coenagrion mercuriale</i>	12
		<i>Coenagrion puella kocheri</i>	10
		<i>Coenagrion scitulum</i>	2
		<i>Enallagma deserti</i>	7
		<i>Erythromma lindenii</i>	14
		<i>Erythromma viridulum</i>	4
		<i>Ischnura graellsii</i>	39
		<i>Ischnura pumilio</i>	6

CHAPITRE II : DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Anisoptère	Lestidae	<i>Lestes barbarus</i>	10
		<i>Lestes numidicus</i>	10
		<i>Lestes v. virens</i>	12
		<i>Chalcolestes viridis</i>	13
		<i>Sympecma fusca</i>	10
	Platycnemididae	<i>Platycnemis subdilatata</i>	31
	Aeshnidae	<i>Aeshna mixta</i>	12
		<i>Aeshna affinis</i>	1
		<i>Aeshna isosceles</i>	1
		<i>Anax imperator</i>	20
		<i>Anax parthenope</i>	11
		<i>Boyeria irene</i>	3
	Gomphidae	<i>Onychogomphus costae</i>	11
		<i>Onychogomphus forcipatus unguiculatus</i>	4
		<i>Onychogomphus uncatus</i>	1
		<i>Gomphus lucasii</i>	14
	Libellulidae	<i>Crocothemis erythraea</i>	19
		<i>Diplacodes lefebvrii</i>	9
		<i>Brachythemis impartita</i>	3
		<i>Orthetrum coerulescens anceps</i>	16
		<i>Orthetrum cancellatum</i>	16
		<i>Orthetrum chrysostigma</i>	17
		<i>Orthetrum nitidinerve</i>	15
		<i>Orthetrum trinacria</i>	4
		<i>Sympetrum fonscolombii</i>	12
		<i>Sympetrum meridionale</i>	3
		<i>Sympetrum striolatum</i>	8
		<i>Trithemis annulata</i>	8
		<i>Trithemis arteriosa</i>	5
		<i>Trithemis kirby</i>	4

Chapitre III

MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1. Sélection des stations à prospecter

Un total de 22 stations a été échantillonné, la sélection des stations était basée sur deux critères majeurs ; les connaissances antécédentes sur la flore et l'odonatofaune et l'accessibilité aux stations. Le tableau suivant montre la localisation de chaque site échantillonné :

Tableau 3.1 : Stations prospectées dans le bassin versant de la Seybouse

	Stations	Code	Coordonnées géographiques	Altitude (m)
Haute Seybouse	Chenior	S01	36°13'32.17"N 7°19'16.08"E	610
	Charef Bridge	S02	36°14'24.56"N 7°18'40.48"E	597
	Charef MT	S03	36°25'4.05"N 7°18'41.10"E	271
	Charef Emb	S04	36°26'28.56"N 7°18'41.50"E	249
	Dbagh Bridge	S05	36°27'58.64"N 7°15'44.33"E	313
	Bouhamdan Emb	S06	36°26'34.74"N 7°18'34.10"E	287
	Seybouse Mdz A	S07	36°26'35.87"N 7°18'50.46"E	247
Moyenne Seybouse	Seybouse Salah S	S08	36°28'3.54"N 7°20'28.57"E	227
	Pépinière Guelma	S22	36°28'20.88"N 7°22'41.42"E	213
	Old Bridge	S21	36°28'25.40"N 7°22'24.47"E	213
	El Fedjouj Bridge	S09	36°28'53.68"N 7°24'54.23"E	196
	Seybouse Guelma	S10	36°28'41.59"N 7°23'47.32"E	207
	Heliopolis Bridge	S11	36°29'6.34"N 7°26'17.19"E	194
	Boumahra Bridge	S12	36°28'4.44"N 7°31'10.60"E	172
Basse Seybouse	Helia Bridge	S13	36°24'35.45"N 7°36'42.59"E	188
	Oued Maleh Bridge	S14	36°27'15.84"N 7°42'58.12"E	104
	Fragha	S15	36°31'34.22"N 7°42'50.22"E	92
	Chihani	S16	36°35'43.07"N 7°46'21.12"E	52
	Dréan	S17	36°40'57.08"N 7°45'28.85"E	20
	Denden	S18	36°44'28.30"N 7°46'11.33"E	18

CHAPITRE 3 : MATÉRIELS ET MÉTHODES

Ziani Ahmed	S19	36°47'57.13"N 7°46'30.24"E	9
Sidi Salem	S20	36°51'21.98"N 7°46'10.00"E	5

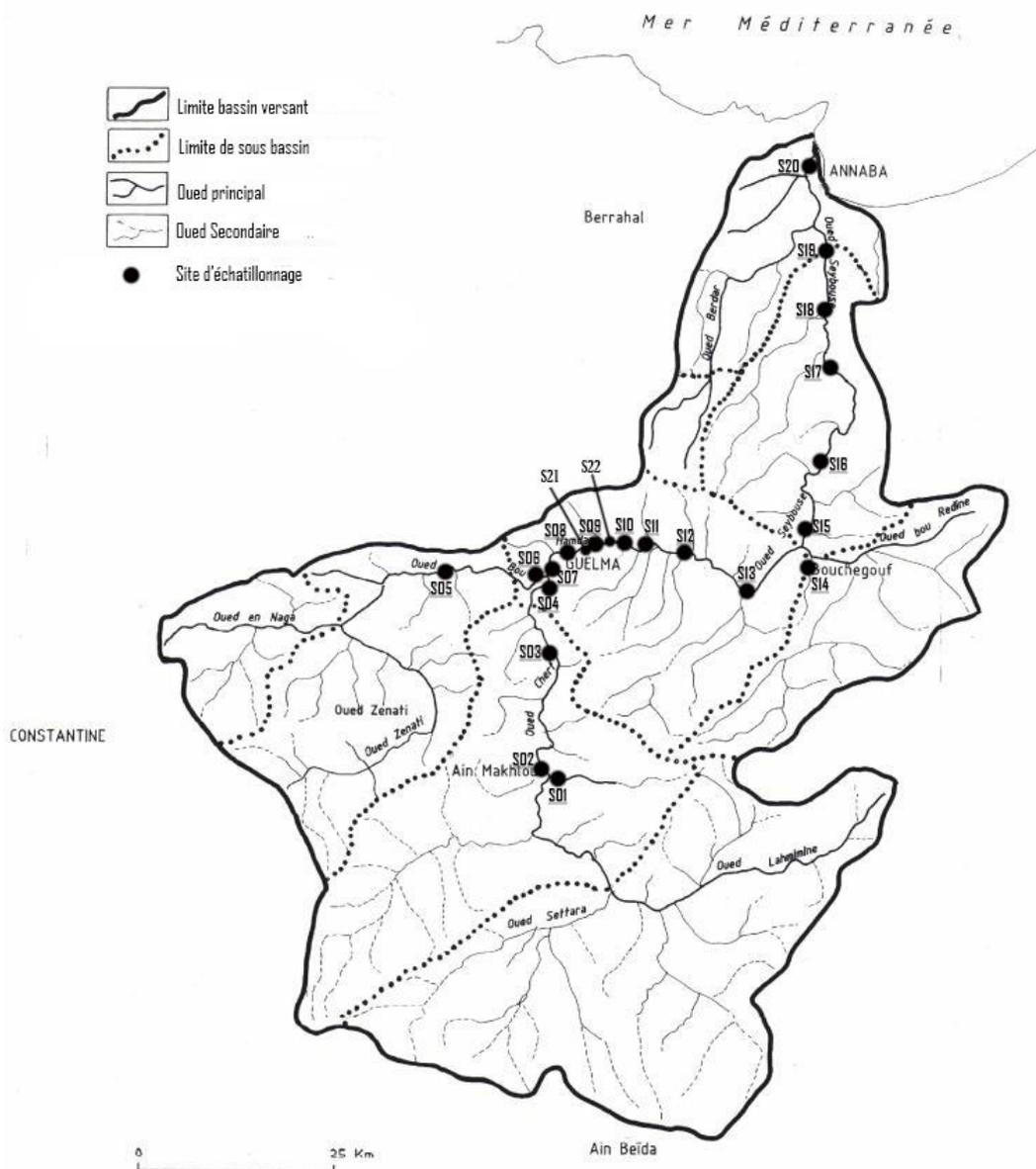


Figure 3.1 : Carte représentant la répartition des sites d'échantillonnage

3.2. Échantillonnage des macrophytes et d'odonates

3.2.1. *Structure et composition floristique globale et identification des espèces*

Des relevés de macrophytes ont été réalisés en 2014-2015 avec 228 échantillons prélevés sur 22 sites, principalement dans l'Oued Seybouse au Nord-Est de l'Algérie. Les transects homogènes de la végétation des berges ont d'abord été localisés puis échantillonnés des deux côtés de la rivière (un transect de 100m dans chaque point d'échantillonnage), les valeurs de couverture visuelle des espèces de toutes les macrophytes ont été enregistrées suivant la méthode de Braun-Blanquet (BRAUN-BLANQUET *et al.*, 1952). Un enregistrement visuel des espèces émergentes, aux feuilles flottantes a été complété. Le score des espèces suivant l'échelle de Braun-Blanquet a été converti en pourcentage en utilisant les valeurs moyennes des classes de couverture (BAUDIERE & SERVE 1975, FOUCAULT 1980).

Les espèces végétales ont été identifiées et leur nomenclature a été adoptée en fonction de la flore de l'Algérie (Que'zel & Santa 1963, Dobignard et Chatelain, 2010–2013). Les formes de vie des espèces enregistrées ont été définies par la position de la majorité du tissu photosynthétique d'une plante par rapport à la surface de l'eau (Chambers *et al.*, 2008). La structure de la végétation a été définie comme ouverte (<30% de la berge couvert de canopées) ou fermée (> 70% de la berge couvert de canopées) et la végétation riveraine est soit principalement indigène, soit principalement végétale exotique le long de la berge.

3.2.2. *Échantillonnage et identification de la distribution des communautés d'odonates.*

Pour déterminer la distribution des communautés odonatologiques dans les sites échantillonnés, une série d'observations mensuelles a été effectuée pendant la période d'étude (2014-2016). Le total des 22 stations sélectionnées le long du bassin versant de la Seybouse a été visité (**Figure 3.1, Tableau 3.1**). La méthode utilisée dans chaque site d'échantillonnage était ; un transect de 200 m le long de la berge du cours d'eau a été effectué et l'occurrence des espèces a été enregistrée. Une visite a été effectuée au moins une fois par mois dans chaque site durant la période d'étude.

3.2.3. Collecte des paramètres physico-chimique d'eau

Les données environnementales collectées sur le terrain pour chaque site d'échantillonnage étaient : les coordonnées géospatiales et l'altitude (en utilisant un GPS portable Garmin Etrex. Le total des solides dissouts (TDS: mg L⁻¹), la conductivité électrique ($\mu\text{S cm}^{-1}$), l'oxygène dissous (OD), la saturation en oxygène (OS) et le pH ont été mesurés in situ, à l'aide d'un appareil multiparamètres. La largeur de la rivière a été mesurée à l'aide d'un décamètre de 50 m. La profondeur de l'eau a été mesurée par un bâton gradué à 5 points aléatoires sur le lit du cours d'eau, pour qu'en suite un calcul de la moyenne de ses mesures a été fait. La vitesse du courant d'eau a été estimée en chronométrant un objet flottant sur un tronçon de 10 m du cours d'eau à l'aide d'un chronomètre.

3.2.4. Analyses statistiques

La distribution floristique et odonatologique a été évaluée en utilisant la richesse spécifique (**SR**) ; le nombre total d'espèces identifiées (Magurran 2004). La fréquence d'occurrence (*Occ*) a été calculée pour chaque espèce selon le nombre d'échantillons dans lesquels l'espèce a été trouvée divisée par le nombre total d'échantillons (Magurran 2004). Bigot et Bodot (1973) ont distingué quatre groupes d'espèces selon leurs occurrences: les espèces très accidentelles (*Vac*) ont une occurrence de, 12,5%; les espèces accidentelles (*Acc*) sont celles dont l'occurrence varie entre 12,5% et 24%; des espèces communes (*Cmn*) sont présentes dans 25 à 49% des enregistrements et des espèces constantes (*Cst*) sont présentes dans 50% ou plus des échantillons.

Un test de corrélation (Spearman correlation) a été utilisé pour chercher de potentielles relations entre les paramètres environnementaux et la richesse odonatologique ainsi que floristique.

3.3. L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'émergence chez l'Agrion de Mercure *Coenagrion mercuriale*

3.3.1. Collecte d'exuvie et mesure des traits morphologiques

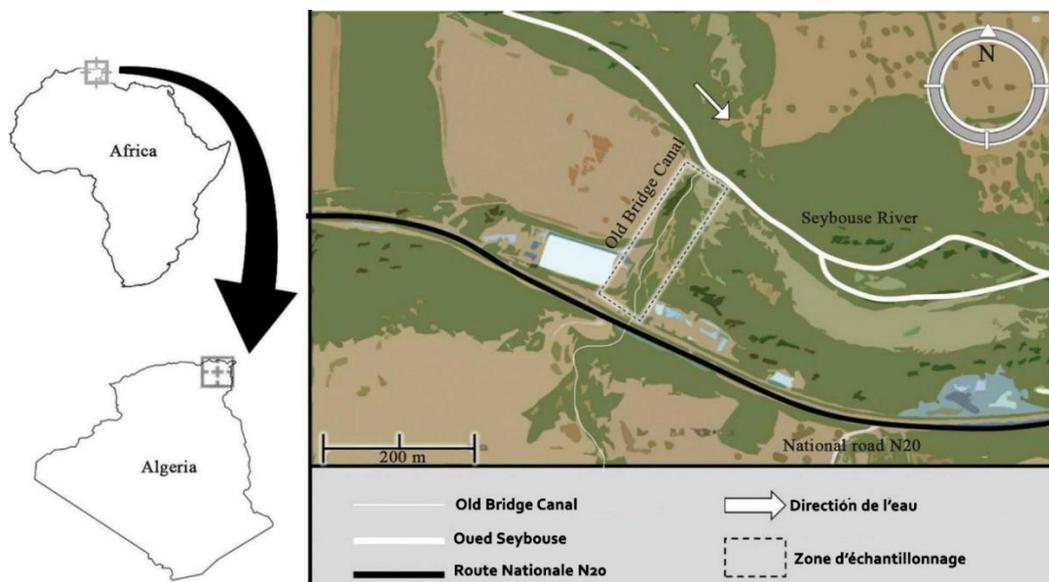


Figure 3.2: Localisation du site d'étude (S21) de *C. mercuriale*

Les exuvies de *C. mercuriale* ont été collectées chaque jour en fin d'après-midi (à 16h00) sur trois transects de 20 m dans un des sites d'études échantillonnés ; S21 (**Figure 3.2**). Ces sections ont été choisies en fonction de l'occurrence des larves, et elles étaient limitées et étiquetées avec de petits drapeaux. En utilisant les connaissances antérieures sur le début de la saison de vol de la deuxième génération (Mahdjoub *et al.*, 2015), l'échantillonnage a débuté à partir de la troisième semaine d'août 2016 et s'est poursuivi jusqu'à la fin de la saison d'émergence. Nous avons déterminé la fin de la saison d'émergence par l'arrêt de détection d'exuvie ou de ténéral (**Figure 3.3**) dans plusieurs visites consécutives (environ 10).

Pour étudier les effets potentiels de la taille corporelle et du sexe, les exuvies ont été sexuées et la longueur du corps, la largeur de la tête et la longueur des fourreaux alaires ont été mesurées à 0,01 mm près en utilisant un pied à coulisse numérique en laboratoire. Nous avons également calculé EM50 comme le nombre de jours où 50% de la population avait émergé. Les exuvies fragmentées dans lesquelles la taille d'un trait morphologique et le sexe n'ont pas été mesurés ou identifiés ont été exclues des analyses statistiques. Comme la taille corporelle pourrait changer au cours de la saison d'émergence (Falck et Johansson 2000,

Purse et Thompson, 2003), nous avons étudié le profil temporel de la taille corporelle en utilisant la longueur des fourreaux alaires comme substitut de la taille corporelle.

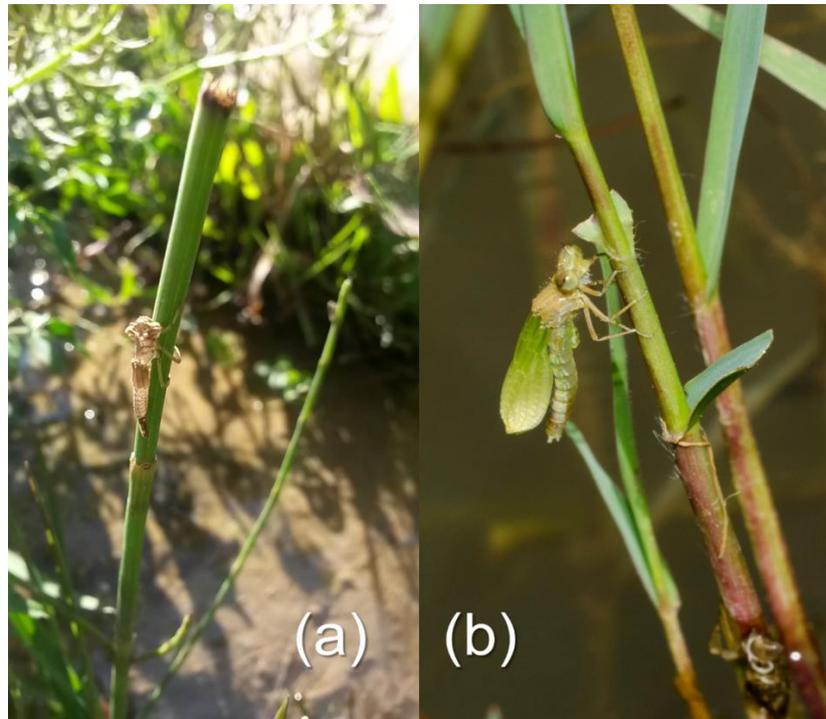


Figure 3.3: (b) Un individu de *C. mercuriale* qui vient d'émerger. (a) Une exuvie de *C. mercuriale*.

3.3.2. Mesure de la stratification végétative

La végétation des sections d'échantillonnage dans le cours d'eau a fait l'objet d'une recherche approfondie, de sorte qu'aucune exuvie n'a été laissée après chaque échantillonnage. La hauteur de la fixation des exuvies (HE) (distance entre la surface de l'eau et la pointe de l'abdomen des exuvies) et la hauteur du support choisi (HS) ont été mesurées pour chaque exuvie à 1 cm près. La densité de la végétation dans 1 m² de l'exuvie a été estimée visuellement au 5% près.

3.3.3. Analyse statistique

Les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le logiciel R 3.3.2 (R Development Core Team 2017). Les tests Chi-square ont été utilisés pour voir si le sexe ratio à l'émergence s'écarte de l'unité (1: 1). Des régressions linéaires multiples ont été utilisées pour rechercher le profil saisonnier de la taille du corps en utilisant les jours de l'année (date julienne) et le sexe comme variables explicatives et la longueur des fourreaux alaires comme

variable de réponse. Mann Whitney U-tests ont été utilisés pour tester les différences dans les mesures des traits morphologiques entre les mâles et les femelles. Des tests de corrélation de Spearman ont été utilisés pour rechercher de potentielles relations entre les trois mesures des traits morphologiques, HE et HS, et HS et la densité de la végétation entourant les exuvies. Pour étudier l'effet de HS et du sexe (variables explicatives) sur HE (variable de réponse), plusieurs régressions linéaires ont été effectuées. HS a été transformé en log pour linéariser les données lors de l'analyse de la stratification verticale dans une végétation dense et haute. Sauf indication contraire, les valeurs sont des moyennes \pm SD.

3.4. L'implication du Potamogeton dans la survie d'une demoiselle endémique en voie d'extinction *Calopteryx exul*

3.4.1. Détermination de la plante aquatique favorite pour la ponte chez *C. exul*

Pour déterminer la préférence de *C. exul* vis-à-vis la plante aquatique choisit par les femelles pour la ponte, deux expériences ont été employées sur le terrain qui consistait à fournir trois espèces de plantes aquatique sur lesquelles des femelles de *C. exul* ont été observées les utiliser pendant la ponte au paravent. Ces plantes aquatiques sont : *Potamogeton nodosus*, *Typha angustifolia* et *Paspalum distichum*. Ces espèces sont les espèces les plus dominantes dans les rives de la rivière Seybouse là où existe la plupart des populations de *C. exul*.

Un territoire a été établi avec trois parcelles de chaque espèce végétale de surfaces égales (40cm²) dans une partie du cours d'eau où le débit d'eau était relativement rapide (habitat préféré de l'espèce). Dans l'expérience 1, du 11 au 16 juin 2010, chaque atterrissage des femelles ainsi que l'espèce de plante aquatique choisie pendant ce dernier ont été enregistré. En fait, les demoiselles peuvent reconnaître les espèces végétales préférées pour la ponte par vision et par les premiers atterrissages sur celles-ci (Martens 2001). Les femelles ont été déplacées hors les parcelles après leurs atterrissages pour éviter l'effet des indices conspécifiques sur le choix du substrat (Martens 1993, Byers et Eason 2009). Dans l'expérience 2, du 24 au 30 juin 2010, pour comprendre où les œufs sont le plus souvent pondus, le temps passé à pondre sur chaque espèce de plante a été enregistré. La durée de la ponte est souvent corrélée avec le nombre d'œufs pondus (Corbet 1999).

3.4.2. L'implication du *potamogeton nodosus* dans la colonisation de *C. exul*

3.4.2.1. Capture-marquage-recapture

L'évaluation la colonisation de *C. exul* a été faite en utilisant des données de capture-marquage-recapture des adultes de *Calopteryx exul* effectuées quotidiennement (10h00-16h00) entre le 25 mai et le 21 juin 2016 dans une sous-population existante (S22). En marchant lentement le long d'un transect de 400 m près de la végétation riveraine de la rivière, les individus ont été capturés avec un filet fauchoir et marqués avec des codes alphanumériques sur l'aile postérieure avec des marqueurs permanents. Nous avons enregistré le sexe et l'état reproducteur des individus (reproduction: mâle territorial, tandem, en couple ou oviposition femelle; non reproductif: unique). Les estimations de l'abondance étaient exactes puisque la plupart des individus étaient marqués à chaque occasion d'échantillonnage.

3.4.2.2. Etude expérimentale soulignant l'effet du *P. nodosus* sur la population de *C. exul in situ*

Afin d'augmenter la taille de la sous-population de l'espèce, une expérience de terrain a été menée consistant à transloquer des parcelles de *Potamogeton nodosus*, la plante-hôte préférée de l'espèce (**figure 3.4**). L'hypothèse de cette partie de l'étude est que la taille de la sous-population de *C. exul* est limitée par la disponibilité de la plante-hôte (*Potamogeton nodosus*) où les œufs sont pondus, et qu'en fournissant cette plante, l'abondance de l'espèce augmentera.

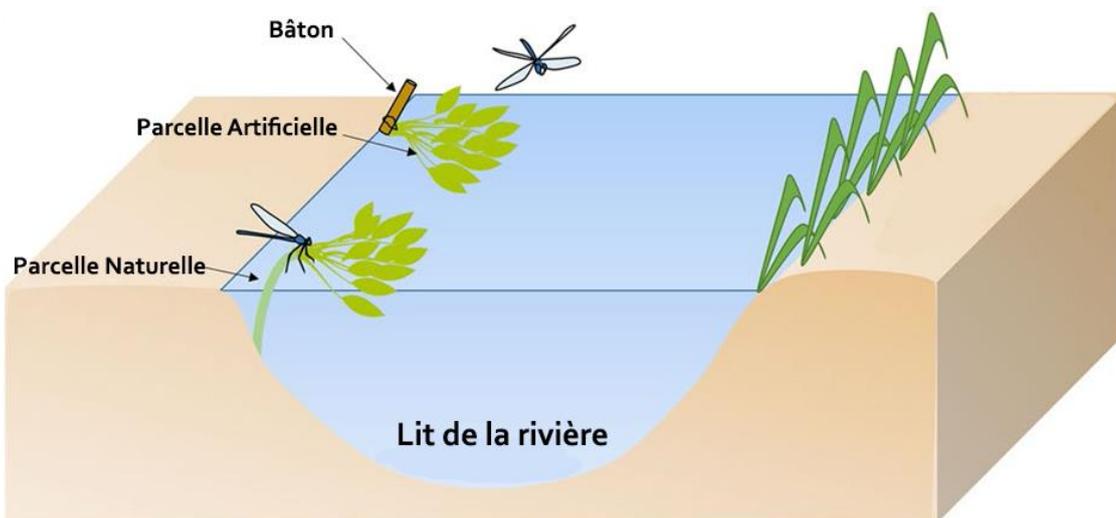


Figure 3.4: Schéma explicatif de l'expérience conduite



Figure 3.5: Une parcelle artificielle de *P. nodosus* occupée par un male et deux femelles en oviposition.

Avant de mener l'expérience, le site d'étude (400m) a été divisé en transects accessibles et étiquetés avec des petits drapeaux codés qui étaient attachés à la végétation (**figure 3.6**). Du 25 mai au 21 juin 2016, l'abondance (nombre d'adultes reproducteurs et non reproducteurs) de *C. exul* a été étudiée quotidiennement pendant deux périodes subséquentes de 14 jours le matin le long du transect de l'étude. Un individu a été considéré en état de reproduction lorsqu'un comportement territorial (défense d'une parcelle), une parade nuptiale, une copulation ou une ponte a été enregistré. Dans la première période (pré-gestion), les deux paramètres ont été étudiés dans des conditions naturelles où seulement trois parcelles naturelles de *Potamogeton spp.* (Deux parcelles avec *P. pectinatus* et une parcelle de *P. nodosus*) étaient disponibles, alors que dans la deuxième période (post-gestion), l'habitat a été amélioré en ajoutant huit parcelles de 1 m² de *Potamogeton nodosus* (**Figure 3.5**).

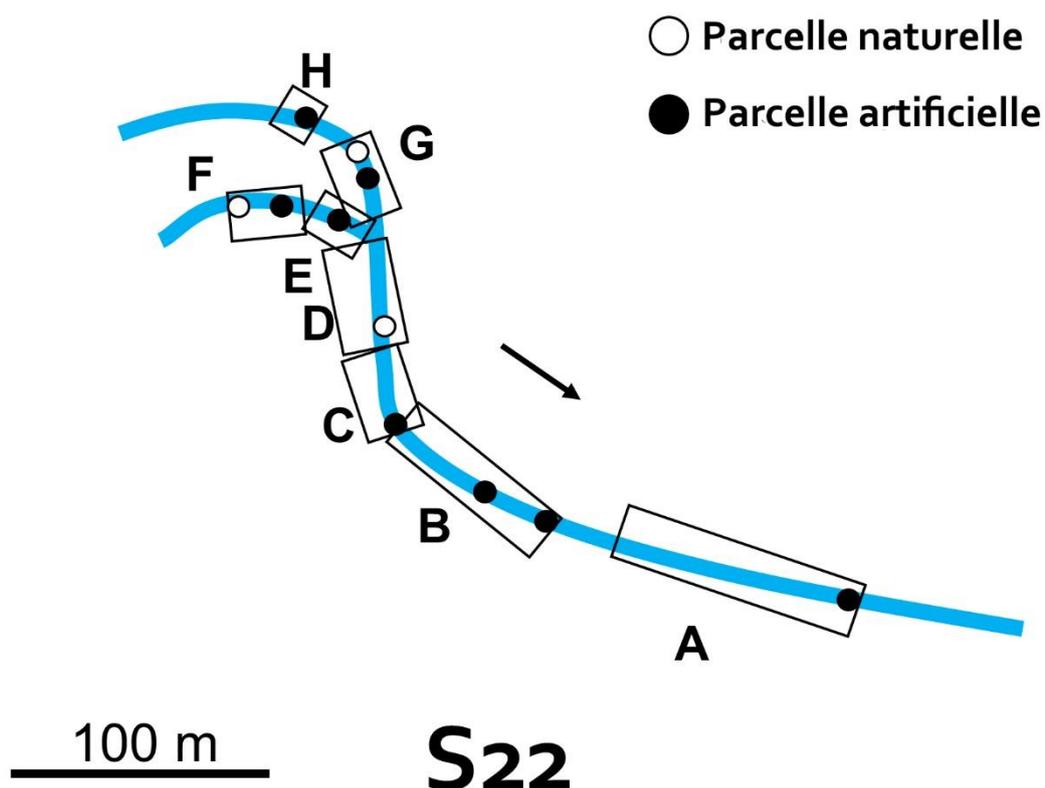


Figure 3.6: Carte montrant les différents transects du site d'étude de *C. exul* ainsi que les et positions des parcelles de *P. nodosus*.

Ensuite, les changements dans l'abondance et l'occupation du site ont été étudiés. Nous avons des raisons de penser qu'il n'y avait pas de biais lié à l'émergence puisque l'expérience a été réalisée pendant le pic d'abondance des espèces où la plupart des individus sont déjà apparus (Khelifa, 2016) (**Figure 3.7**). De plus, la possibilité que des individus aient mûri dans des habitats terrestres et retourné à l'eau, comme le font de nombreux odonates, est peu probable puisque les individus immatures de *C. exul* restent près du cours d'eau.

Enfin, les conditions météorologiques n'ont pas été différentes pendant les deux périodes de 14 jours depuis la vitesse moyenne du vent (test t de Welch à deux échantillons: $W = 98, P = 0,99$) et la température minimale et maximale de l'air (Welch). $63, P = 0,12, W = 59, P = 0,07$, respectivement) ne différaient pas entre la période pré- et post-gestion.

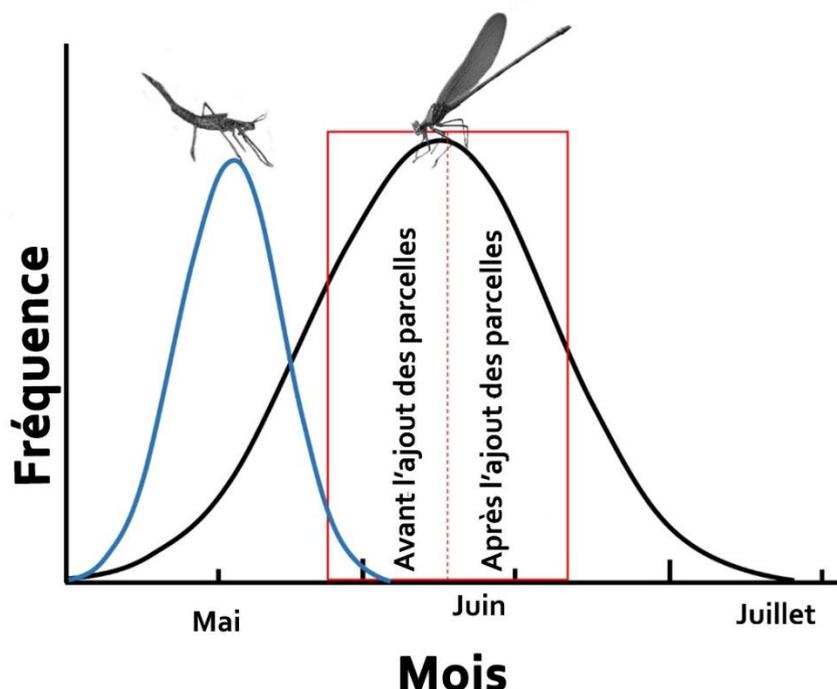


Figure 3.7: Moment de l'expérience de translocation de *Potamogeton nodosus* avec respect à la phénologie théorique de *Calopteryx exul* (La phénologie est basée sur Khelifa (2013, 2016)).

La courbe bleue fait référence à l'émergence, tandis que la courbe noire fait référence à la saison de vol adulte. Le rectangle rouge indique la période de l'expérience de translocation. La ligne verticale en pointillés divise cette période en période de pré-gestion (avant l'ajout des parcelles de *P. nodosus*) et en période post-gestion (Après l'ajout des parcelles de *P. nodosus*).

3.4.3. Analyses statistiques et hypothèses

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R3.4.0. Un modèle linéaire généralisé de quasi-Poisson a été utilisé pour tester les différences entre le nombre d'imagos et d'individus reproducteurs avant et après la supplémentation du site par des parcelles artificielle de *P. nodosus* (substrat). Étant donné que la capture-marquage-recapture a été effectuée au cours de la période d'étude, la probabilité de détection a été estimée avec un modèle Cormack-Jolly-Seber (CJS) à l'aide du logiciel RMark (Laake, 2013).

La probabilité de détection peut être utilisée comme substitut de la philopatrie, de sorte qu'une probabilité de détection élevée indique une philopatrie élevée. L'hypothèse élaborée ici est que ; l'augmentation du substrat accroît la philopatrie de l'espèce, ce qui peut

étendre la taille de la population par des pontes répétées. La survie a été fixée comme constante ce qui a permis que la détection varie. Pour commencer un modèle temporel-dépendant a été ajusté, puis un modèle avec une seule covariable (sexe), le temps et le sexe, et en incluant les interactions entre ces derniers. Le meilleur modèle a été sélectionné en se basant sur l'AICc (critère d'information d'Akaike corrigé). La qualité de l'ajustement du modèle a été vérifiée avec la fonction `release.gof` de RMark (Amstrup *et al.*, 2010). Un facteur d'inflation de la variance (\hat{c}) a été estimé de 0,678 en divisant le total v^2 (somme des tests des composantes TEST 2 et TEST 3) par les degrés de liberté globaux (Cooch & White, 2006). Depuis $\hat{c} < 1$, aucun ajustement n'a été effectué sur les modèles.

Pour évaluer la sélection du site de ponte lors de l'atterrissage, un modèle binomial généralisé avec atterrissage (codé 1 ou 0) a été utilisé comme variable de réponse et l'espèce végétale comme variable explicative. Pour déterminer quelle espèce est la plus utilisée comme site d'oviposition, une analyse de variance ANOVA a été effectuée à un facteur dans laquelle la durée de ponte était utilisée comme variable de réponse et l'espèce végétale comme variable explicative. Avant d'utiliser la modélisation CJS, la qualité de l'ajustement du modèle a été testé en utilisant la fonction `release.gof` de RMark (Amstrup *et al.*, 2010).

Les probabilités de détection et de survie ont été estimées avec le modèle CJS à l'aide du logiciel RMark (Laake 2013). Une procédure étape par étape a été utilisée pour sélectionner le meilleur modèle. Premièrement, Une correction du paramètre de survie (Φ) a été faite ensuite une augmentation de la complexité du modèle pour le paramètre de détection (p) a été effectué en ajoutant séquentiellement le sexe, le temps, la température de l'air et le nombre de sites de ponte, en incluant les interactions. Après avoir classé les modèles basés sur l'AICc (critère d'information Akaike corrigé), le modèle le plus parcimonieux avec le plus bas AICc a été sélectionné. Pour la probabilité de survie, nous avons fixé le paramètre de détection au meilleur modèle pour p , puis nous avons augmenté la complexité du modèle pour Φ en ajoutant les mêmes covariables pour p . Nous avons utilisé AICc et la parcimonie pour sélectionner le meilleur modèle pour la survie. Les paramètres ont été estimés avec la fonction `get.real` du package RMark et pour prédire les deux paramètres à travers une covariable variable dans le temps.

Pour évaluer le lien entre la durée de vie d'un individu avec son succès d'accouplement ainsi que la supplémentation des sites de reproduction par des parcelles de *P. nodosus*, nous avons utilisé trois variables de substitution. Tout d'abord, le succès de

L'accouplement à vie (LMS) a été utilisé en tant que substitut de la fitness. LMS est le nombre de fois qu'un individu a été observé lors de l'accouplement (copulation ou oviposition) au cours de sa vie. Ensuite, la durée de vie apparente a été estimée comme le nombre de jours entre la première capture et la dernière observation. Après, le nombre de parcelles disponibles dans le site a été mesuré pour chaque individu pendant leurs duré de vie. Le modèle de Poisson a été utilisé pour régresser le LMS par rapport à la durée de vie estimée ainsi que le nombre de parcelles disponibles et au sexe.

Chapitre VI

Résultats

4.1. Description des assemblages de macrophytes

Au total, 69 espèce de plantes riveraines ont été répertoriées appartenant à 35 familles et 62 genres, dont 10 ont été identifiés jusqu'au niveau de la sous-espèce. Sur les 72 taxons échantillonnés, 58 sont indigènes, tandis que 14 sont des espèces introduites (CHATELAIN 2010-2013) dont 7 sont des espèces envahissantes. Parmi tous les taxons échantillonnés deux (*Epilobium hirsutum* L., *Rumex palustris* Sm.) Ont un statut de conservation particulier au niveau national (protégé par un décret exécutif national n ° 12-03). La flore était caractérisée par la prédominance de taxons appartenant à la famille des Poaceae (12,6%), suivis des Cyperaceae et des Fabaceae (8,11%) puis des Asteraceae et des Apiaceae (6,76%) (**Tableau 4.1**). En termes de forme de vie, les taxons terrestres étaient prédominants, avec 48 taxons enregistrés. Seulement 26 espèces d'hydrophytes ont été enregistrées qui regroupent 2 espèces aux feuilles flottantes, 3 espèces submergées et 21 espèces émergentes. En l'absence de toute étude approfondie antérieure sur la végétation du bassin versant de la Seybouse, une question initiale importante a été de savoir dans quelle mesure cette étude a permis de trouver une proportion raisonnable de la flore riveraine du bassin versant de la Seybouse. La réponse (**Figure 4.1**) semble être qu'il ne reste pas beaucoup d'espèces à trouver, puisque la courbe chronologique des enregistrements cumulatifs des espèces, pour les échantillons recueillis en 2014-2015, a atteint un plateau. La structure végétative a été considéré étant ouverte ou fermée, cela dépendait de la couverture des canopées sur les zones riveraines, Fermée quand <30% de la zone riveraine est couvert de canopées ou Ouvertes, quand >70% de la zone riveraine est court de canopées.

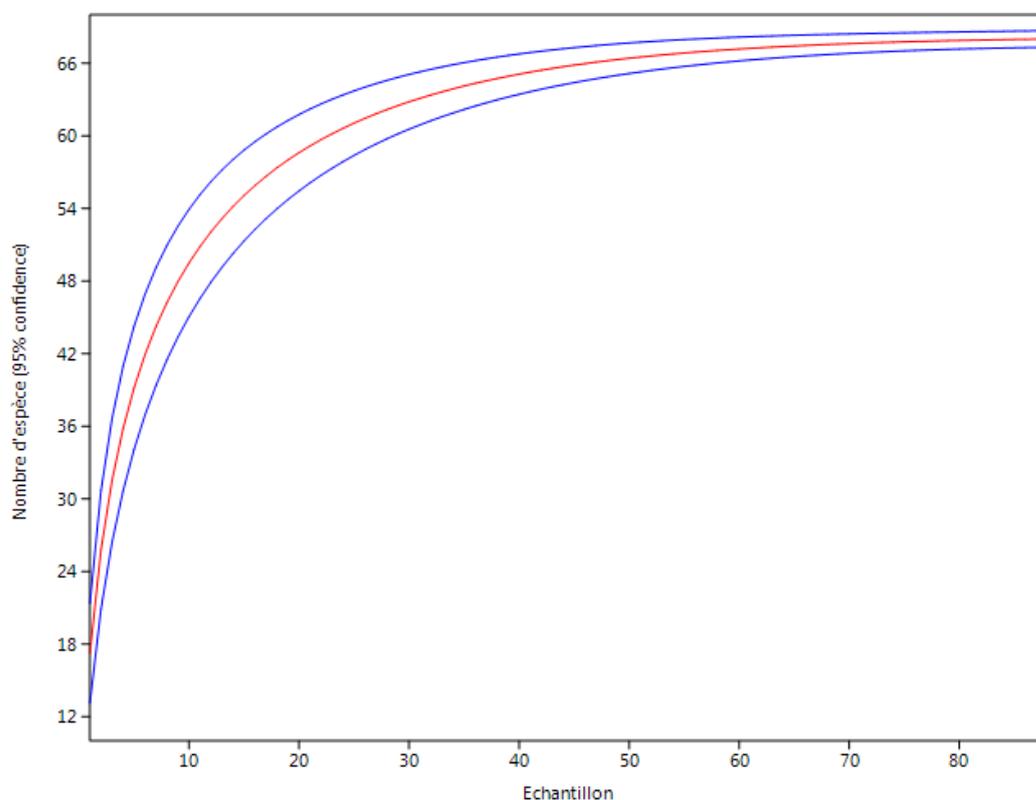


Figure 4.1 : la courbe chronologique des enregistrements cumulatifs des espèces, pour les échantillons recueillis en 2014-2015

Tableau 4.1 : Inventaire des plantes échantillonnées

Famille	Espèces	Statut	Life forme	Fréquence d'occurrence
Fabaceae	<i>Acacia horrida</i>	Introduite	Terrestre	Acc
Fabaceae	<i>Acacia saligna</i>	Introduite	Terrestre	Vac
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	Indigène	Émergente	Acc
Alismataceae	<i>Alisma plantago-aquatica subsp, michaletti</i>	Indigène	Émergente	Vac
Apiaceae	<i>Apium graveolens</i>	Indigène	Émergente	Vac
Apiaceae	<i>Apium nodiflorum</i>	Introduite	Émergente	Cmn
Poaceae	<i>Arundo donax</i>	Indigène	Émergente	Acc
Cyperaceae	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Indigène	Émergente	Cmn
Scrophulariaceae	<i>Cerastium glomeratum</i>	Introduite	Terrestre	Acc
Asteraceae	<i>Cotula coronopifolia</i>	Introduite	Émergente	Vac
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i>	Introduite	Terrestre	Vac

CHAPITRE VI : RÉSULTATS

Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Cyperaceae	<i>Cyperus fuscus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Cyperaceae	<i>Cyperus laevigatus subsp, distachyos</i>	Indigène	Émergente	Vac
Cyperaceae	<i>Cyperus longus subsp, badius</i>	Indigène	Émergente	Cst
Apiaceae	<i>Daucus carota subsp, carota</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Poaceae	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Introduite	Terrestre	Vac
Asteraceae	<i>Dittrichia viscosa</i>	Introduite	Terrestre	Cmn
Onagraceae	<i>Epilobium hirsutum</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Equisetaceae	<i>Equisetum ramosissimum</i>	Indigène	Émergente	Vac
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Introduite	Terrestre	Vac
Moraceae	<i>Ficus carica</i>	Introduite	Terrestre	Vac
Papaveraceae	<i>Fumaria capreolata</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Fabaceae	<i>Hedysarum coronarium</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Poaceae	<i>Hordeum murinum</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Juncaceae	<i>Juncus acutus subsp, acutus</i>	Indigène	Émergente	Acc
Juncaceae	<i>Juncus fontanesii subsp, brachyanthus</i>	Indigène	Émergente	Vac
Juncaceae	<i>Juncus maritimus</i>	Indigène	Émergente	Acc
Araceae	<i>Lemna minor</i>	Indigène	Feuilles flottantes	Vac
Lamiaceae	<i>Lycopus europaeus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Lythraceae	<i>Lythrum junceum</i>	Indigène	Émergente	Cst
Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Lamiaceae	<i>Mentha suaveolens</i>	Introduite	Terrestre	Cst
Lamiaceae	<i>Mentha pulegium</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Brassicaceae	<i>Nasturtium officinale</i>	Indigène	Émergente	Cst
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Oleaceae	<i>Olea europea</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Oxalidaceae	<i>Oxalis pes-caprae</i>	Introduite	Terrestre	Acc
Poaceae	<i>Paspalum distichum subsp, paspalodes</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Polygonaceae	<i>Persicaria lapathifolia</i>	Introduite	Émergente	Vac
Poaceae	<i>Phragmites australis subsp, australis</i>	Indigène	Émergente	Cmn
Plantaginaceae	<i>Plantago major subsp, major</i>	Introduite	Terrestre	Acc
Poaceae	<i>Poa annua</i>	Introduite	Terrestre	Cmn
Poaceae	<i>Polypogon monspeliensis</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Salicaceae	<i>Populus alba</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton nodosus</i>	Indigène	Feuilles flottantes	Vac
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Rosaceae	<i>Potentilla reptans</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Ranunculaceae	<i>Ranunculus muricatus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Rosaceae	<i>Rosa canina</i>	Indigène	Terrestre	Cmn
Rosaceae	<i>Rubus ulmifolius</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Polygonaceae	<i>Rumex conglomeratus</i>	Indigène	Terrestre	Cmn
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>	Indigène	Terrestre	Vac

Polygonaceae	<i>Rumex palustris</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Salicaceae	<i>Salix pedicellata</i>	Indigène	Terrestre	Cmn
Cyperaceae	<i>Scirpoides holoschoenus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Fabaceae	<i>Scorpiurus muricatus</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Smilacaceae	<i>Smilax aspera</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>	Indigène	Terrestre	Acc
Asteraceae	<i>Sonchus maritimus</i>	Indigène	Submergent	Vac
Asteraceae	<i>Symphotrichum squamatum</i>	Introduite	Terrestre	Vac
Tamaricaceae	<i>Tamarix africana</i>	Indigène	Terrestre	Cst
Apiaceae	<i>Torilis nodosa</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Indigène	Terrestre	Cmn
Fabaceae	<i>Tripodion tetraphyllum</i> <i>subsp. tetraphyllum</i>	Indigène	Terrestre	Vac
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i>	Indigène	Émergente	Cst
Scrophulariaceae	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Indigène	Émergente	Acc
Asteraceae	<i>Xanthium strumarium</i>	Indigène	Terrestre	Cmn

4.1.1. Diversité floristique

La distribution de SR était disproportionnée le long du site. Le côté moyen était plus riche en espèces que le côté nord ou sud. Les sites échantillonnés dans la moyenne Seybouse comptaient le plus grand nombre d'espèces (33 espèces) qui représente 47,2% de toutes les espèces recensées sur le site. Le nombre le plus faible de SR a été noté dans les parcelles situées dans le nord avec 6 espèces (**Figure 4.2**).

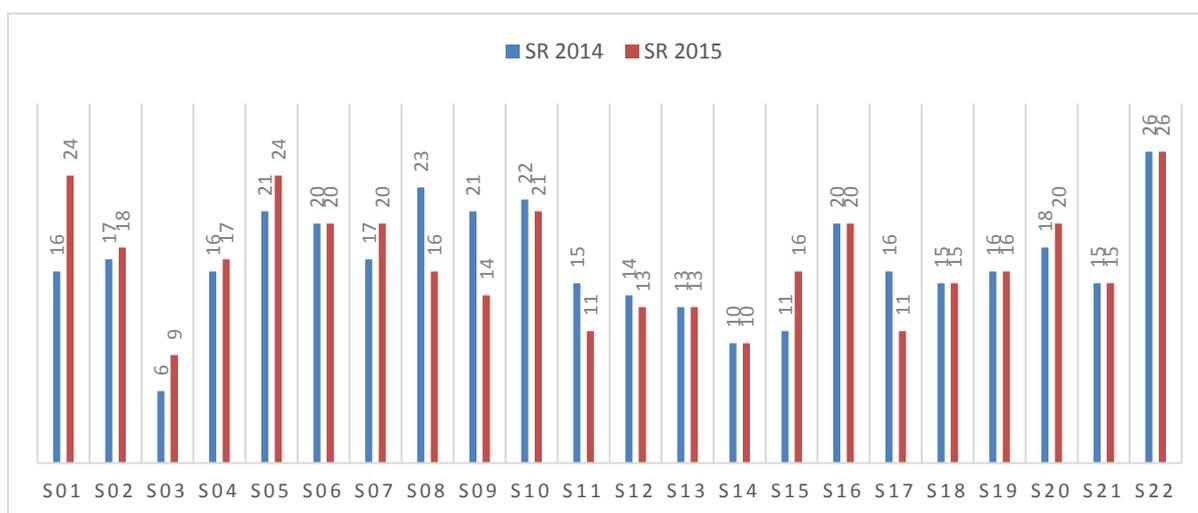


Figure 4.2 : Histogramme présentant la richesse spécifique floristique dans les stations prospectées

4.1.2. Description de l'odonatofaune

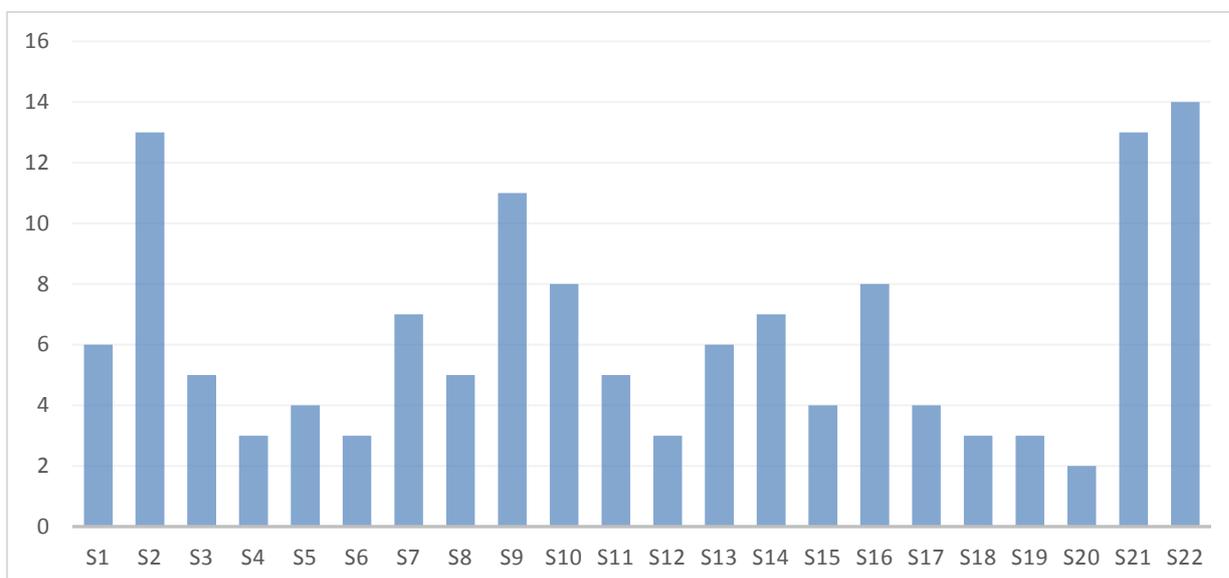


Figure 4.3 : Histogramme représentant la distribution des communautés (décrite en tant que la richesse spécifique) odonatologiques dans les différents sites d'étude.

Au total, 19 espèces ont été répertoriées entre l'année 2014 et 2016, dont 10 (52,63%) étaient des zygoptères et 9 (47,57%) anisoptères. Une liste des espèces avec des localités où l'espèce a été enregistrée comme étant en reproduction ou non est présentée dans le tableau **Tableau 4.2**). Sur les 19 espèces, 5 (*Gomphus lucasii*, *Calopteryx exul* et *Platynemesis subdilatata*) sont endémiques au Maghreb et (*Orthetrum nitidinerve* et *Coenagrion caerulescens*) du bassin méditerranéen. Les 5 dernières espèces se reproduisent avec succès dans le bassin versant de la Seybouse. En ce qui concerne l'état de conservation des espèces, 3 espèces menacées, *Calopteryx exul*, *Coenagrion mercuriale* et *Gomphus lucasii*, ont été répertoriées.

Tableau 4.2 : Liste des espèces d'odonates enregistrées dans les bassins versant de la Seybouse. (*) Signifie que l'espèce se reproduit dans le site

Espèce	Famille	Ordre
<i>Anax imperator</i> S02*, S03*, S07,S13 ,S17, S21, S22*	Aeshnidae	Anisoptère
<i>Onychogomphus costae</i> S05*, S06*	Gomphidae	Anisoptère

<i>Onychogomphus forcipatus</i> S02*, S13*, S14*, S15*, S16*	Gomphidae	Anisoptère
<i>Gomphus lucasii</i> S02*, S13*, S16*	Gomphidae	Anisoptère
<i>Orthetrum chrysostigma</i> S02, S03, S07, S09, S10, S13, S14, S16, S21*, S22	Libellulidae	Anisoptère
<i>Orthetrum nitidinerve</i> S02, S09, S10, S13, S14, S21*, S22*	Libellulidae	Anisoptère
<i>Crocothemis erythraea</i> S02, S07, S09, S10, S11, S14, S15, S16, S21, S22	Libellulidae	Anisoptère
<i>Sympetrum striolatum</i> S01, S08, S20*, S22	Libellulidae	Anisoptère
<i>Trithemis kirbyi</i> S02, S09, S14, S16	Libellulidae	Anisoptère
<i>Calopteryx exul</i> S02*, S10*, S22*	Calopterygidae	Zygotère
<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> S01*, S02*, S03*, S04*, S05*, S06*, S07*, S08*, S09*, S10*, S11*, S12*, S16*, S17*, S19*, S21*, S22*	Calopterygidae	Zygotère
<i>Coenagrion mercuriale</i> S02, S21*	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Coenagrion scitulum</i> S09, S21, S22*	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Coenagrion caerulescens</i> S01, S02, S09, S21*, S22*	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Ischnura graellsii</i> S01*, S02, S03, S04, S05*, S06, S07*, S08*, S09, S10, S11*, S12*, S13, S14, S15, S16, S17, S18, S19*, S20*, S21*, S22	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Ceriagrion tenellum</i> S21, S22	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Erythromma lindenii</i> S02, S09, S21, S22	Coenagrionidae	Zygotère
<i>Chalcolestes viridis</i> S01, S07, S08, S09, S10*, S11*, S18, S19, S21*, S22*	Lestidae	Zygotère
<i>Platycnemis subdilatata</i> S01*, S02*, S03*, S4*, S05*, S07*, S08*, S09*, S10*, S11*, S12*, S13*, S14*, S15*, S16*, S17*, S18*, S21*, S22*	Platycnemididae	Zygotère

4.1.3. Relation entre la dispersion des communautés des odonates et la composition et structure de la flore des berges ainsi que les paramètres physico-chimiques de l'eau dans le bassin versant de la Seybouse

Tableau 4.3 : Les facteurs abiotiques pouvant affecter la distribution des communautés d'odonates étudiées

	SRO	SRP	LR	VF	AA	Ph	T°c	Sal	OD	ODS	Prof	Alt	Cond
Nb d'obs	22	22	22	21	22	22	22	22	22	22	22	22	22
min	2	9	1.58	1.82	1	7.8	10.7	0.2	3.42	44.93	0.2	2	601
max	14	26	43.71	12.03	4	8.49	27.1	2.6	11.37	113.23	1.7	613	4770
Moyenne	6.22	16.77	10.68	4.75	2.04	8.12	21.27	0.76	8.03	91.61	0.66	203.68	15.66
SD	3.59	4.72	9.46	2.82	1.25	0.18	5.07	0.52	2.04	17.13	0.34	167.58	899.49

La largeur des rivières dans les sites d'études variait entre 1.58 et 43.71 m, la profondeur et vitesse d'eau entre 0.2 et 1.7 m et 1.82 et 12.03 m s ± 1 respectivement. Le PH variait légèrement entre 7.8 et 8.49. La salinité variait entre 0.2 et 2.6 particulièrement élevé dans l'oued Maleh et Oued Charef ainsi que prêt de l'embouchure de l'oued Seybouse. L'oxygène dissous variait entre 3.42 et 11.37 (**Tableau 4.3**).

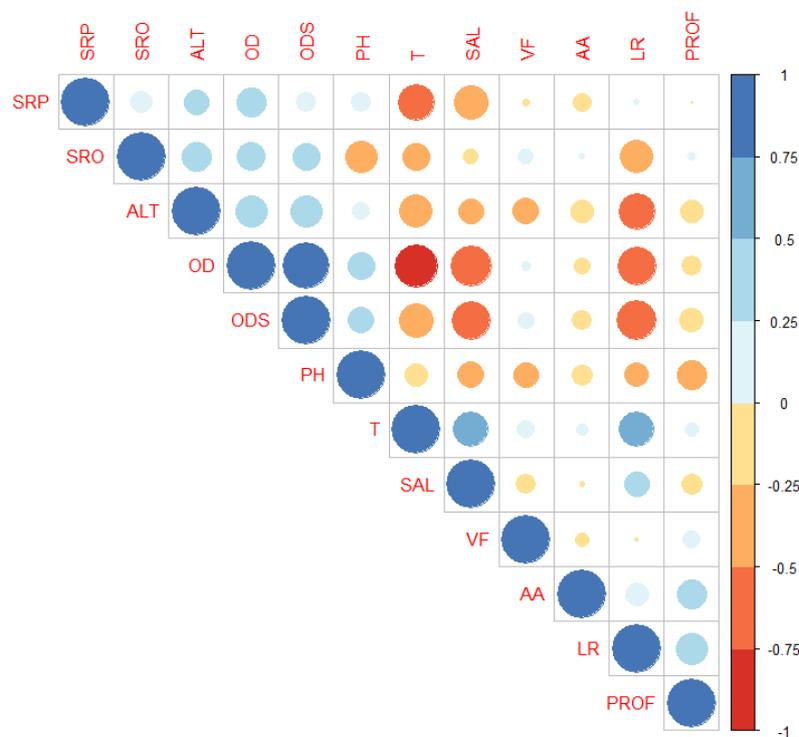


Figure 4.4: Corrélogramme présentant la corrélation entre la richesse spécifique des odonates avec les facteurs étudiés

Aucune corrélation significative (Pearson correlation test $P > 0.05$) n'a été enregistré entre la dispersion des communautés d'odonates répertoriées et la composition et structure floristique ainsi que les paramètres physico-chimiques mesurés dans les sites étudiés.

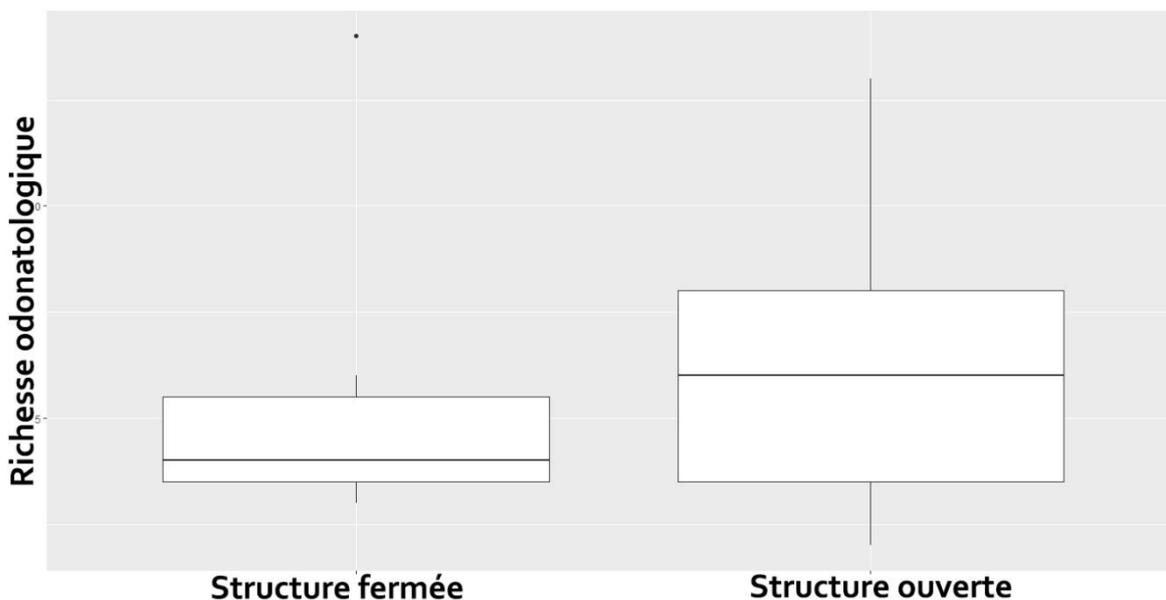


Figure 4.5 : Boîte à moustaches montrant la richesse odonatologique dans les deux structures végétales décrites ; ouverte, fermée.

La richesse des odonates la plus faible ainsi que la plus grande a été enregistrée dans les structures végétales ouvertes. La différence entre les deux structures vis-à-vis la richesse odonatologique se voit plus au niveau de la variation de la richesse des espèces d'odonate, cette dernière varie plus dans les structures ouvertes que dans les structures fermées. La richesse odonatologique est plus élevée dans les structures ouverte (**figure 4.5**).

4.2. L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'émergence de l'Agrion de Mercure *Coenagrion mercuriale*

4.2.1. Pattern temporel d'émergence

Au total, 110 exuvies ont été collectées pendant toute la saison de la deuxième génération de *C. mercuriale*. L'émergence automnale de *C. mercuriale* a duré 16 jours, débutant le 29 août et se terminant le 13 septembre 2016. La moitié des exuvies ont été

récoltées en 8 jours. Sur les 110 exuvies, 11 ont été trouvées dégradées (abdomen partiellement fragmenté), et le sexe n'a donc pas été identifié pour ses derniers. Le sex-ratio était légèrement, mais pas significativement biaisé par les femelles (58,8%, $\chi^2 = 2,9$, $P = 0,08$)

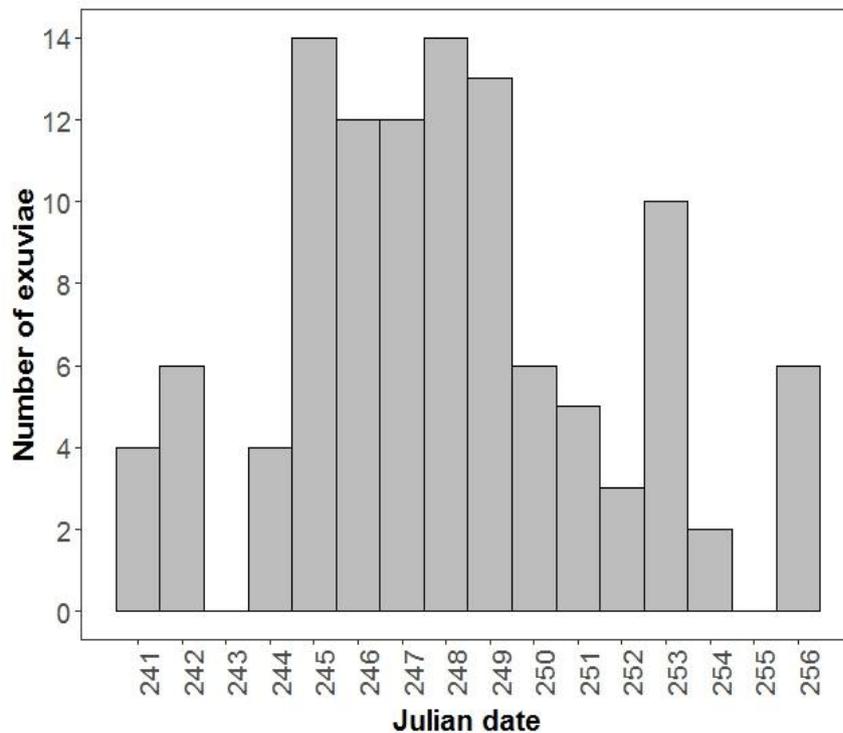


Figure 4.6: Un histogramme montrant le nombre d'exuvies collectées par jour pendant la saison d'émergence de la deuxième génération automnale de *C. mercuriale*

4.2.2. Tailles corporelle

Les mesures des traits morphologiques des exuvies ont démontré que les femelles avaient un corps plus long ($W = 1650,5$, $P = 0,001$) ainsi que des fourreaux allaires plus long ($W = 1714$, $P = 0,0002$) que les mâles, mais aucune différence sexuelle n'a été enregistrée vis-à-vis la largeur de la tête ($W = 1356$, $P = 0,23$).).

Tableau 4.4 : La moyenne (Mean), l'écart type (SD), erreur type (SE) et intervalles de confiance à 95% de trois variables morphologiques de *Coenagrion mercuriale*.

Variable	Sex	Mean	N	SD	SE	LCI	UCI
Longueur du corps (mm)	Female	16.00	58	1.22	0.16	15.69	16.31
	Male	15.17	41	0.65	0.10	14.97	15.37
Largeur de la tête (mm)	Female	3.24	58	0.26	0.03	3.17	3.30
	Male	3.18	41	0.27	0.04	3.10	3.26
Longueur du fourreau allaire (mm)	Female	3.70	58	0.28	0.04	3.63	3.77
	Male	3.47	41	0.26	0.04	3.39	3.55

Une Corrélation positive a été enregistré entre la longueur du corps et la largeur de la tête (corrélation de Spearman: $r = 0,33$, $p < 0,001$), la longueur du corps et longueur du fourreau allaire ($r = 0,40$, $p < 0,0001$) ainsi que la largeur de la tête et longueur du fourreau allaire ($r = 0,26$ $P = 0,007$). En raison de ces corrélations significatives trouvées entre les trois caractères morphologiques, le pattern saisonnier de la taille corporelle n'a été étudié que sur la longueur des fourreaux allaires en raison de sa moindre susceptibilité à la variation due à la flexion des exuvies.

Tableau 4.5 : Résumé statistique du modèle linéaire évaluant le pattern saisonnier de la longueur des fourreaux allaire chez *Coenagrion mercuriale*.

	Estimate	Std. Error	t value	P value
(Intercept)	11.065	1.574	7.032	<0.0001
Season	-0.030	0.006	-4.667	<0.0001
Sex[Male]	-0.202	0.048	-4.211	0.0001

Un déclin saisonnier de la longueur des fourreaux allaires ($R^2 = 0,33$, **tableau 4.5**, **figure 4.7**) a été enregistré, révélant qu'au début de la saison, les individus émergeaient avec des ailes plus longues que ceux qui apparaissaient plus tard dans la saison.

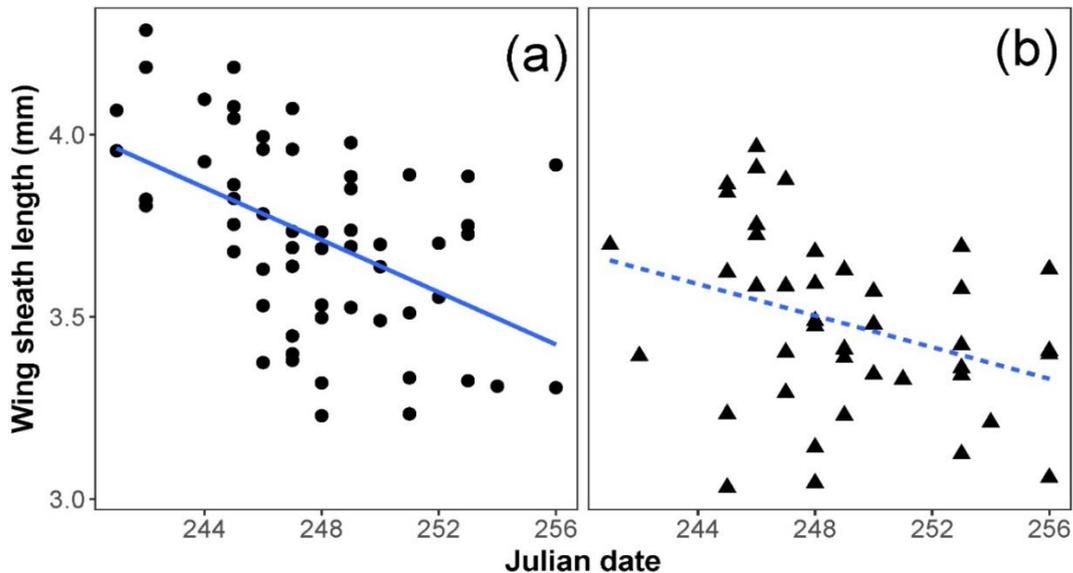


Figure 4.7 : Pattern saisonnier du fourreau allaire des exuvies de *Coenagrion mercuriale* femelle (a) et mâle (b). Les lignes discontinue et continue sont respectivement les mâles et les femelles.

4.2.3. Stratification végétative et émergence

En général, la hauteur moyenne à laquelle l'ecdysis a été effectué (HE) était de $5,90 \pm 3,11$ cm ; il n'y avait aucune différence révélée entre les types d'habitat ($W = 1286$, $p = 0,49$). Sur le nombre total d'exuvies, 65 (58,5%) ont été trouvées dans des zones de végétation clairsemée, tandis que 46 (41,5%) ont été trouvées dans des zones à végétation dense. Il y avait une corrélation positive entre HS (hauteur du substrat) et la densité de la végétation ($r = 0,34$, $P = 0,0005$), montrant que les substrats les plus courts se produisaient dans les zones ouvertes (une faible densité végétale) alors que des substrats plus longs se produisaient dans les zones denses.

Pour déterminer la relation entre HE et HS, une analyse des deux types d'habitat a été faite séparément. La stratification verticale des exuvies a montré un modèle logarithmique positif dans une végétation dense et haute ($R^2 = 0,25$) et un modèle linéaire non significatif dans des zones à végétation courtes et clairsemées ($R^2 = 0,11$). Dans les deux types d'habitat, aucune différence n'a été observée dans la stratification verticale entre les mâles et les femelles (**Figure 4.8, Tableau 4.6**).

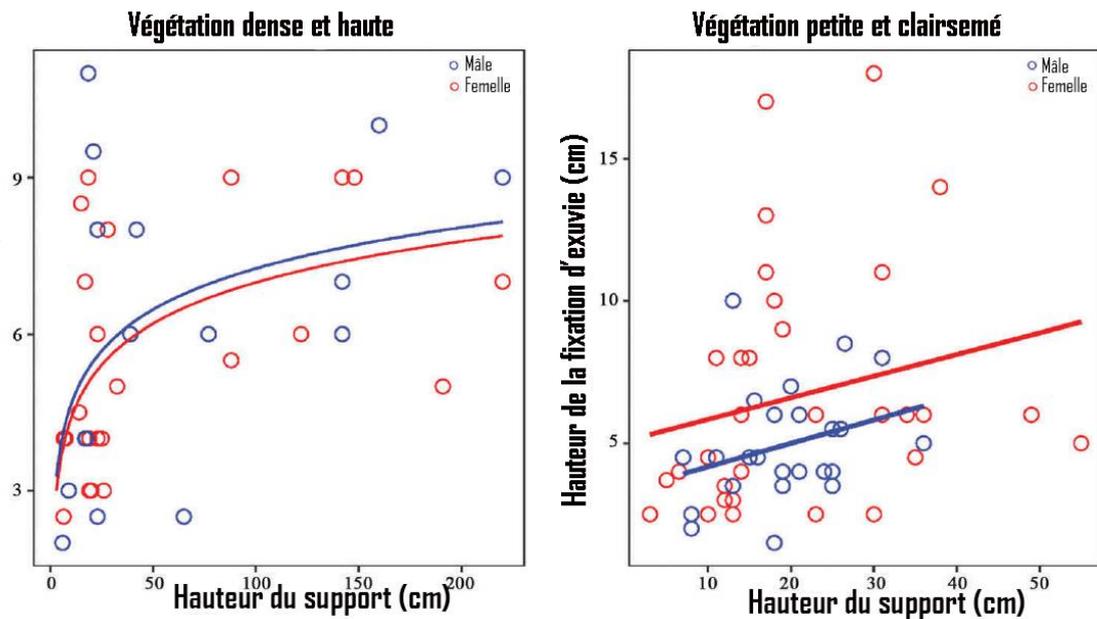


Figure 4.8 : La relation entre la hauteur de fixation de l'exuvie et la hauteur du support chez *Coenagrion mercuriale*.

Tableau 4.6 : Résultat du modèle linéaire évaluant la stratification verticale des exuvies chez *Coenagrion mercuriale*. Dans la végétation dense et haute, HS a été transformé en log pour s'adapter à un modèle linéaire.

Type d'habitat	Variable explicative	Estimate	Std. Error	t value	P value
Végétation haute et dense	Intercept	1.753	1.220	1.437	0.159
	log(HS)	1.136	0.323	3.510	0.001
	Sexe [Mâle]	0.268	0.714	0.375	0.710
Végétation petite et clairsemée	Intercept	5.052	1.062	4.754	< 0.0001
	HS	0.077	0.042	1.809	0.076
	Sexe [Mâle]	-1.607	0.894	-1.797	0.078

4.3. L'implication du Potamogeton dans la survie d'une demoiselle endémique en voie d'extinction, *Calopteryx exul*

4.3.1. Données du Capture-Marquage-Recapture

Au total, 238 individus (140 femelles et 98 mâles) ont été capturés et marqués. Le sex-ratio de notre échantillon était significativement biaisé par les femelles ($\chi^2 = 7,41$, $df =$

1, $p = 0,006$). Du nombre total d'individus, (60,5%) ont été enregistrés par la suite de leurs libérations. Le nombre d'individus capturés n'était pas homogène entre les huit sections ($\chi^2 = 7,41$, $df = 7$, $P < 0,0001$), variant de 5 dans la section D à 76 dans la section A (**Tableau 4.7**).

Tableau 4.7 : Nombre de mâles et de femelles capturés dans chaque section du site d'étude.

Section	N° d'individus	N° des femelles	N° des males
A	76	48	28
B	60	31	29
C	8	5	3
D	5	1	4
E	19	11	8
F	30	22	8
G	23	10	13
H	17	12	5
Total	238	140	98

4.3.2. L'effet du potamogéon sur la population de *Calopteryx exul*

Le nombre total d'individus et le nombre d'individus reproducteurs a augmenté significativement après l'augmentation du substrat (GLM quasi-Poisson: $a = 0,3764$, $SE = 0,1469$, $t = 2,563$, $P = 0,0162$, $a = 1,4960$, $SE = 0,3571$, $t = 4,189$, $P = 0,0002$ respectivement), mais l'augmentation était plus importante pour les individus reproducteurs. Le nombre d'oviposition par jour a augmenté de 1340%, passant de 0,35 à 5,14.

Tableau 4.8: Résultats des tests d'adéquation du modèle général de Cormack-Jolly-Seber

Test. P	Chi square	d.f.	P
TEST2	49.1513	51	0.5474
TEST3	37.7356	77	1.0000
Total	86.8869	128	0.9979

Il n'y a pas eu d'écart important par rapport aux hypothèses qui permettent l'utilisation de CJS (**Tableau 4.8**). TEST2 teste les effets de dépendance au piège (si tous

les individus ont des probabilités de recapture égales). TEST3 teste le caractère éphémère (les individus nouvellement marqués à l'occasion ont moins de chance d'être recapturés à $t + 1$ que les animaux déjà marqués en t).

4.3.3. La détermination du choix de plante hôte pour la ponte chez *Calopteryx exul*

L'expérience de terrain évaluant la probabilité d'un atterrissage sur une plante spécifique était basée sur 26 femelles.

Nous avons trouvé qu'il y avait une nette préférence pour l'espèce de potamogeton *Potamogeton nodosus*. Les probabilités d'atterrissage pour *P. nodosus*, *T. angustifolia* et *P. distichum* étaient respectivement de $0,74 \pm 0,01$, $0,21 \pm 0,09$ et $0,05 \pm 0,05$ (Tableau 4.9).

Tableau 4.9 : Résumé statistiques du modèle binomial généralisé évaluant la probabilité d'atterrissage des femelles de *C. exul* sur trois potentiels substrats de ponte. Le niveau de base est *Paspalum distichum*, utilisé comme intercepte pour les calculs de contraste.

	Estimate	Std. Error	z value	P
Intercept	-2.890	1.027	-2.813	0.0049
Substrate[Potamogeton]	3.920	1.152	3.403	0.0006
Substrate[Typha]	1.569	1.171	1.339	0.1805

Une autre expérience de terrain menée sur 15 femelles observant le temps passé à pondre sur chaque type de substrat a montré une tendance similaire (ANOVA: $F_{2,42} = 169$, $P < 0,0001$). La durée moyenne de ponte était de $47,5 \pm 8,87$ min. L'espèce a passé $90,5 \pm 11,6\%$, $6,54 \pm 8,42\%$ et $0,9 \pm 2,0\%$ du temps de ponte chez *P. nodosus*, *T. angustifolia* et *P. distichum*, respectivement (Figure 4.9). Ainsi, les deux expériences ont montré une préférence nette pour *P. nodosus* comme étant une plante hôte pour la ponte chez *C. exul*.

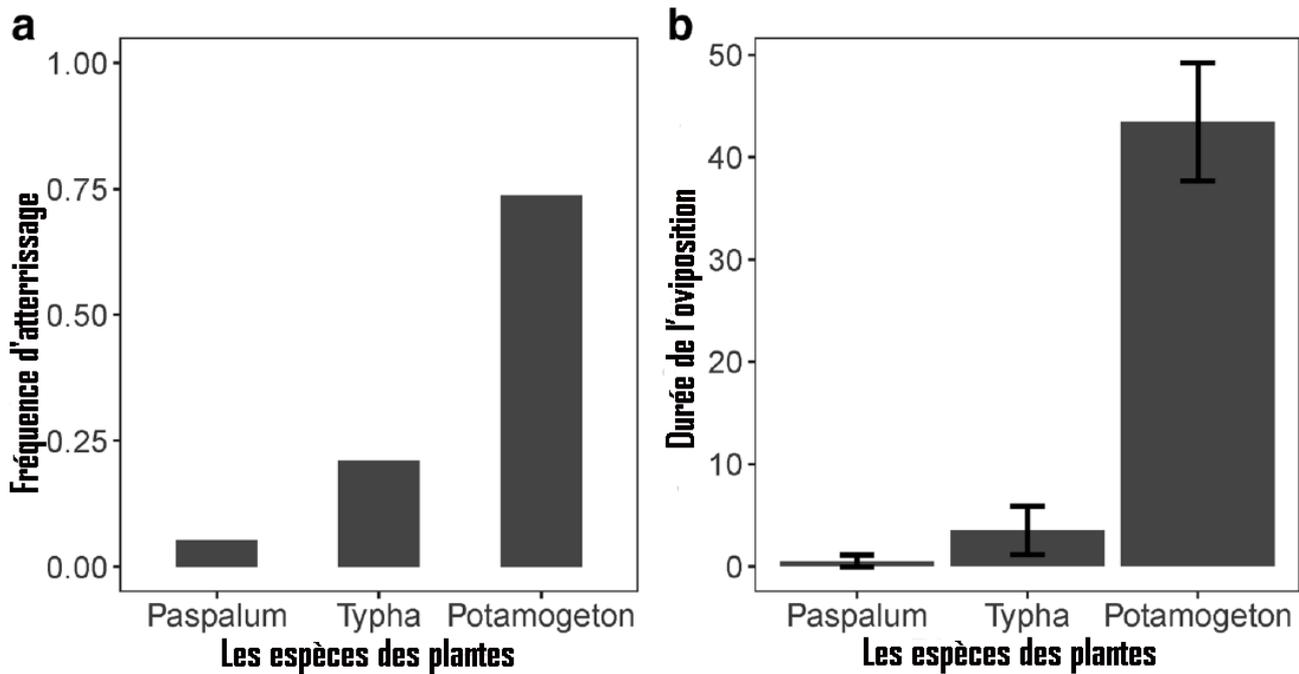


Figure 4.9 : Sélection du site de ponte de *Calopteryx exul*. a Fréquence d'atterrissage des femelles sur trois types de substrats. b durée moyenne de ponte dans trois types de substrats. Les barres d'erreur indiquent un intervalle de confiance de 95%

3.3.4. L'impact du Potamogeton sur la colonisation de *C. exul*

La probabilité de détection était mieux expliquée par le temps et le sexe (**Tableau 4.10**).

Tableau 4.10 : Résultats de la sélection du modèle pour la probabilité de détection du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de *Calopteryx exul*. Le meilleur modèle est en gras.

Model	npar	AICc	DAICc	Weight	Deviance
Phi(.) p(sex + time)	30	1582.678	0.000	1.000e+00	1052.644
Phi(.) p(sex)	3	1622.061	39.383	2.805e_09	1149.380
Phi(.) p(time)	29	1624.316	41.637	9.087e_10	1096.507
Phi(.) p(sex x time)	57	1632.700	50.022	1.373e_11	1039.369
Phi(.) p(.)	2	1652.348	69.669	0.000e+00	1181.687

Les mâles ont été détectés plus fréquemment que les femelles. La détection des deux sexes a augmenté considérablement après l'augmentation de la taille du substrat (rajout de parcelle de *P. Nodosus*) (**figure 4.9**).

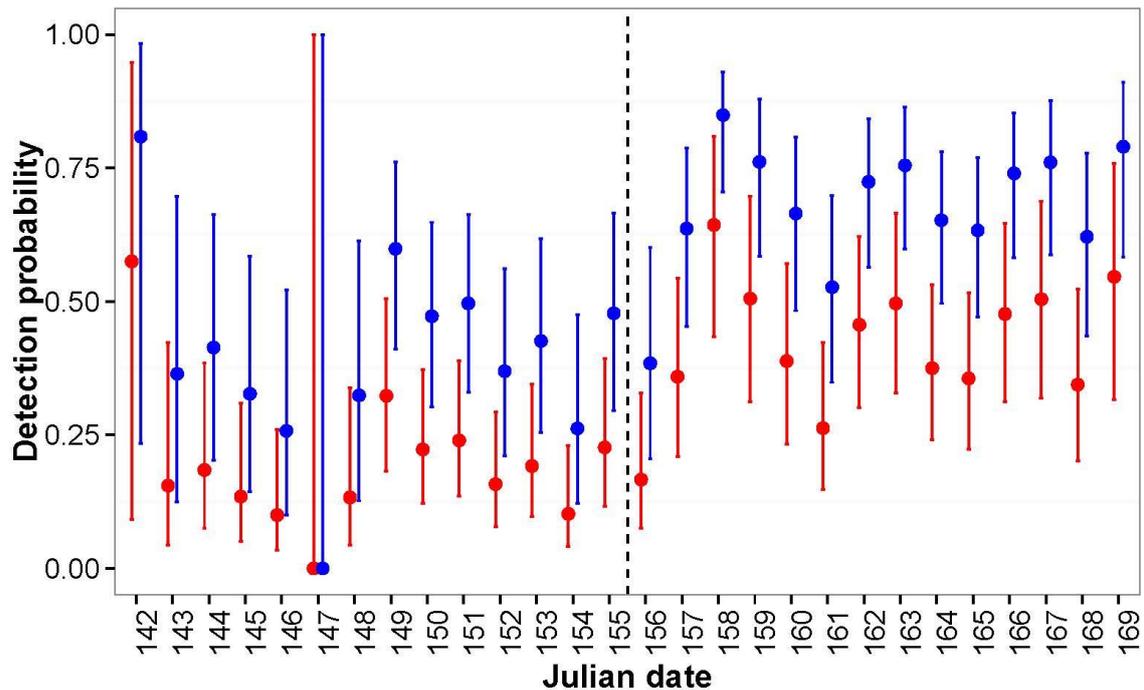


Figure 4.10 : Probabilité de détection de *Calopteryx exul* estimée avec un modèle de Cormack-Jolly-Seber. Le bleu et le rouge désignent respectivement les mâles et les femelles. La ligne verticale discontinue indique le début de l'expérience d'augmentation du substrat. Notez que la probabilité de détection des deux sexes augmente après l'augmentation du substrat.

La probabilité de détection moyenne était de $0,39 \pm 0,14$ (\pm SD) et $0,68 \pm 0,10$ (\pm SD) chez les mâles et de $0,18 \pm 0,08$ (\pm SD) et $0,42 \pm 0,11$ (\pm SD) chez les femelles pendant la période pré- et post-gestion respectivement (**Figure 4.10**).

4.3.5. *Le Potamogéon augmente-il les chances de survie de C. exul ?*

Sur la base d'un modèle CJS constant pour la recapture et la survie [Φ (.) P (.)], une estimation du taux moyen de recapture a été de 0,41 [IC 95%: 0,38-0,45] et un taux de survie moyen de 0,84 [0,82-0,86]. Pour estimer le taux de recapture et de survie pour chaque sexe, nous avons utilisé le modèle Φ (sexe) p (sexe). Le taux de recapture des mâles était de 0,56 [0,51-0,61] alors que celui des femelles était de 0,29 [0,25-0,33]. Il n'y avait pas de différence entre le taux de survie des mâles (0,84 [0,80-0,86]) et celui des femelles (0,84 [0,82-0,87]).

Nous avons testé les effets d'un ensemble de covariables sur la récupération et la survie et avons classé les modèles sur la base de l'AICc (**Tableaux 4.11 et 4.12**).

Tableau 4.11 : Résultats de la sélection du modèle de la probabilité de détection du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de *Calopteryx exul*.

Seuls les 10 premiers modèles sont affichés et le modèle sélectionné est en gras.

Model	npar	AICc	Δ AICc	weight	Deviance
Phi(~1)p(~Sex + N.patches)	4	2139.95	0.00	0.7324	1653.29
Phi(~1)p(~Sex * N.patches)	5	2141.96	2.01	0.2675	1653.27
Phi(~1)p(~Sex + time)	45	2160.78	20.83	0.0000	1586.04
Phi(~1)p(~Sex + Time)	4	2166.01	26.06	0.0000	1679.35
Phi(~1)p(~Sex * Time)	5	2166.76	26.81	0.0000	1678.07
Phi(~1)p(~Sex)	3	2170.18	30.23	0.0000	1685.54
Phi(~1)p(~N.patches)	3	2213.38	73.43	0.0000	1728.74
Phi(~1)p(~Time)	3	2233.05	93.10	0.0000	1748.41
Phi(~1)p(~1)	2	2233.19	93.24	0.0000	1750.57
Phi(~1)p(~time)	44	2234.86	94.91	0.0000	1662.40

Tableau 4.12: Résultats de la sélection du modèle de la probabilité de survie du Cormack-Jolly-Seber pour les données de capture-marquage-recapture de *Calopteryx exul*. Seuls les

10 premiers modèles sont affichés et le modèle sélectionné est en gras.

Model	npar	AICc	Δ AICc	weight	Deviance
Phi(~Sex + N.patches + Time)p(~Sex + N.patches)	7	2125.79	0.00	0.6514	1633.03
Phi(~N.patches)p(~Sex + N.patches)	5	2128.69	2.90	0.1528	1640.00
Phi(~Sex * N.patches)p(~Sex + N.patches)	7	2128.91	3.12	0.1370	1636.15
Phi(~Sex + N.patches)p(~Sex + N.patches)	6	2130.69	4.90	0.0562	1639.97
Phi(~1)p(~Sex + N.patches)	4	2139.95	14.16	0.0005	1653.29
Phi(~1)p(~Sex + N.patches)	4	2139.95	14.16	0.0005	1653.29
Phi(~Sex + Time)p(~Sex + N.patches)	6	2140.20	14.40	0.0005	1649.47
Phi(~Sex * Time)p(~Sex + N.patches)	7	2141.36	15.57	0.0003	1648.60
Phi(~Sex)p(~Sex + N.patches)	5	2141.71	15.92	0.0002	1653.02
Phi(~Body)p(~Sex + N.patches)	5	2141.84	16.05	0.0002	2131.75

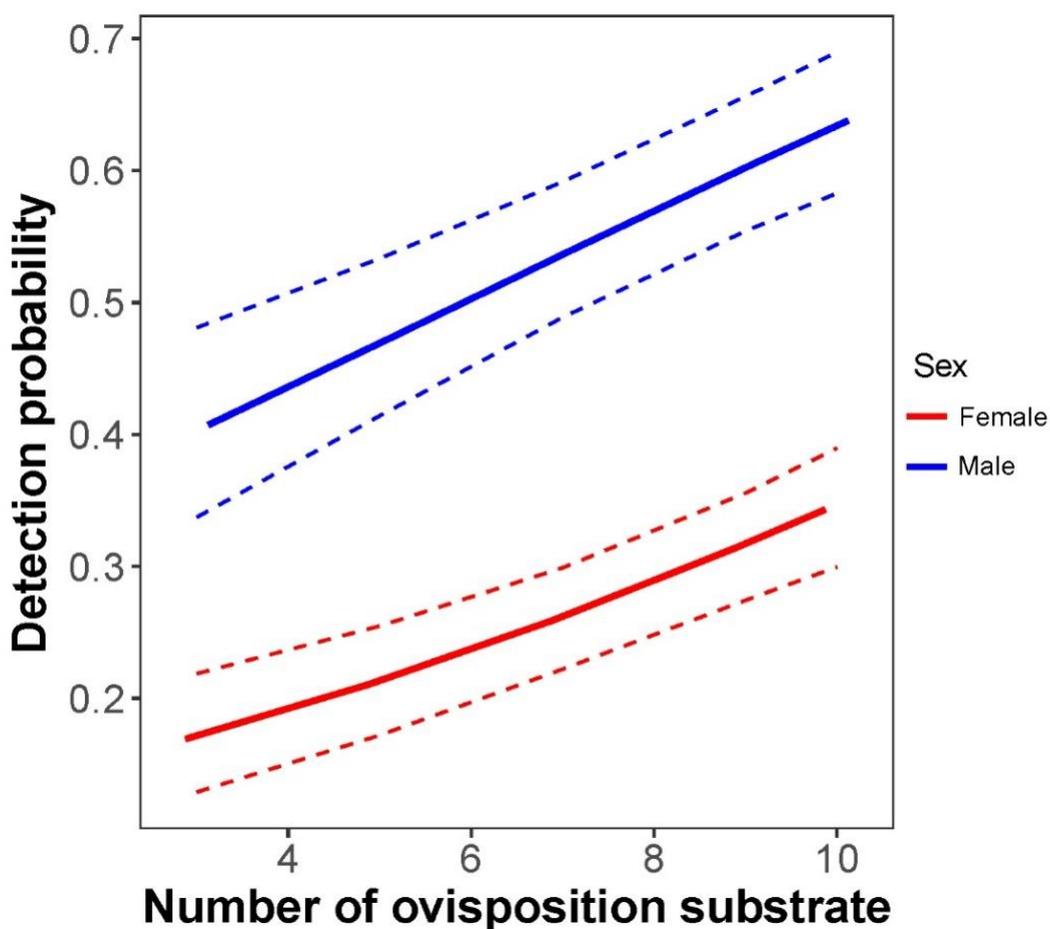


Figure 4.11: Probabilité de détection prédite de *Calotperyx exul* à travers le nombre de parcelle de ponte de *Potamogeton nodosus*. Les lignes discontinues sont les intervalles de confiance à 95%. Le rouge désigne la femelle et le bleu désigne le mâle.

Le meilleur modèle pour le taux de recapture comprend le sexe et le nombre de parcelles de ponte, et il prédit que plus on augmente le nombre de parcelles (de *P. nodosus*) de ponte, plus le taux de recapture est élevé (**figure 4.11**).

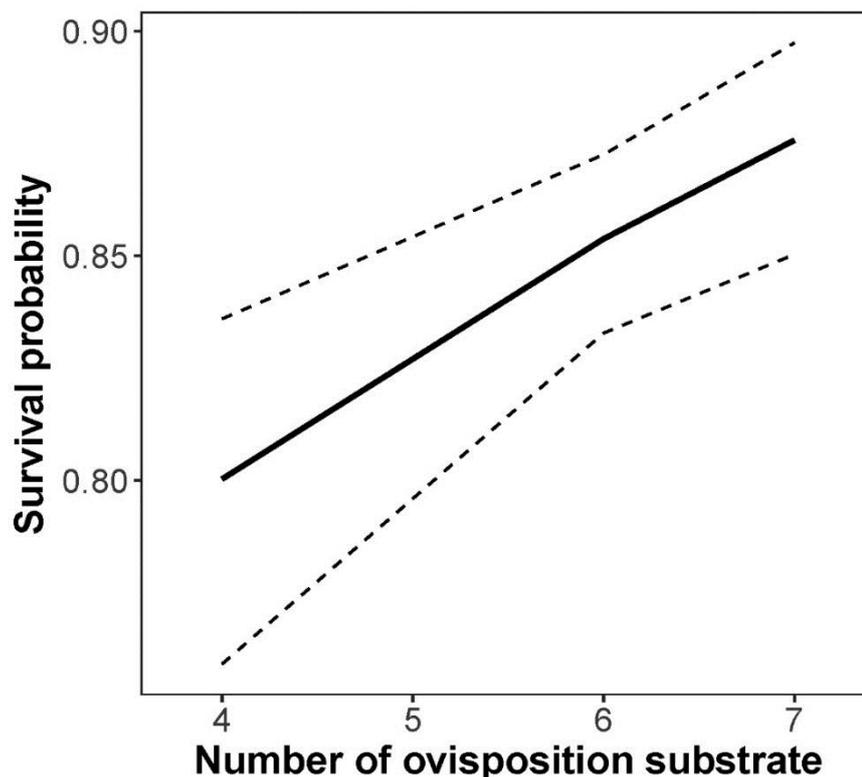


Figure 4.12: Probabilité de survie prédite (avec des intervalles de confiance de 95%) de *Calotperyx exul* à travers le nombre de plaques de ponte de *Potamogeton nodosus*. Les lignes discontinues sont les intervalles de confiance à 95%.

Le modèle le plus parcimonieux pour le taux de survie ne comprend que le nombre de parcelles de ponte et prédit une augmentation de la survie de *C. exul* avec l'augmentation du nombre de parcelles de ponte (**figure 4.12**).

4.3.6. Relation entre la durée de vie des adultes et le succès de l'accouplement

La durée de vie moyenne estimée était de 8,02 [IC 95%: 6,60-9,45] jours pour les femelles et de 7,66 [6,19-9,12] jours pour les mâles. La durée de vie maximale estimée était de 33 jours et 34 jours pour les femelles et les mâles, respectivement. Le succès de l'accouplement à vie (LMS) est en moyenne de 2,26 [1,84-2,67] pour les femelles avec un maximum de 11 et 1,75 [1,36-2,13] pour les mâles avec un maximum de 9.

Tableau 4.13 : Résumé des résultats du succès d'appariement de la durée de vie de régression du modèle de Poisson tout au long de la durée de vie de *Calopteryx exul*. La femelle est utilisée comme intercepte pour les calculs de contraste.

	Estimate	Std. Error	z value	P
Intercept	0.234	0.109	2.137	0.0326
Lifespan	0.061	0.007	8.802	<0.0001
Sex[male]	-0.235	0.119	-1.973	0.0485

Le **Tableau 4.13** montre une statistique récapitulative pour le modèle de Poisson régressant LMS selon la durée de vie estimée et le sexe. Le modèle prédit que la durée de vie estimée affecte positivement le LMS et que les femelles présentent un LMS légèrement plus élevé que les mâles (**Figure 4.13**).

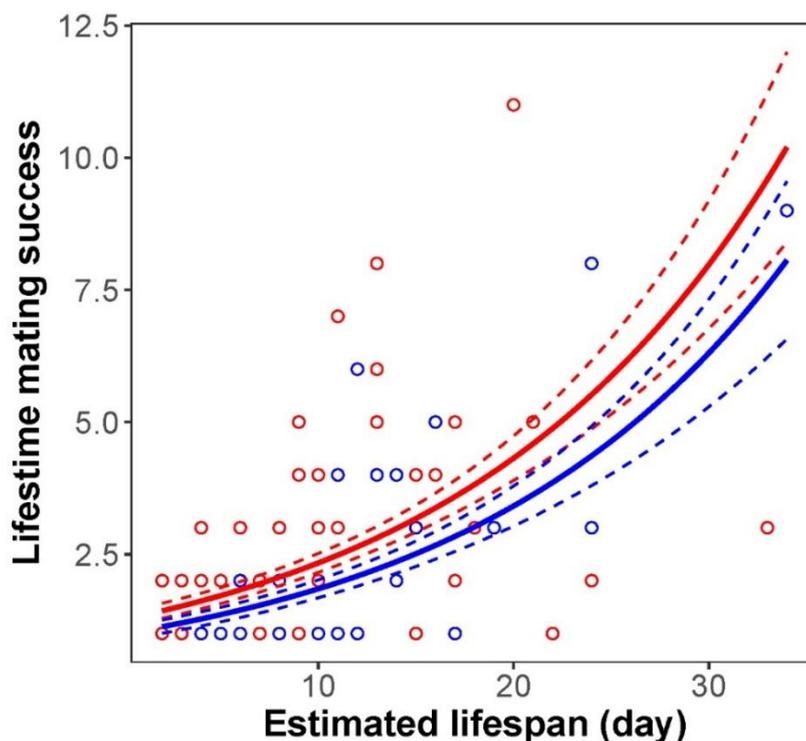


Figure 4.13: Succès de l'accouplement à vie prévu (avec des intervalles de confiance de 95%) tout au long de la durée de vie de *Calopteryx exul*. Les lignes discontinues sont des intervalles de confiance à 95%. Le rouge désigne la femelle et le bleu désigne le mâle.

Chapitre V

Discussion

5.1. Les communautés d'odonates et les paramètres abiotiques étudiés

Les Odonates de la Numidie sont menacés par la perte et la perturbation de leurs habitats (Khelifa *et al.*, 2016, Khelifa *et Mellal*, 2017). La distribution des communautés d'Odonates est influencée à la fois par des facteurs abiotiques (précipitations, température) et des facteurs biologiques (disponibilité des besoins nutritifs, compétition et prédation) (Corbet, 1999). Le climat méditerranéen (étés secs et hivers relativement froids) avec des températures estivales moyennes mensuelles particulièrement élevées affecte considérablement le développement des odonates de la région.

Cette étude, examine des facteurs abiotiques et analyse et évalue leurs impacts sur les communautés d'odonates dans quelques cours d'eau au Nord-Est Algérien.

Les odonates sont les insectes aquatiques prédominants et sont souvent qualifiés de bioindicateurs des écosystèmes aquatiques et de la végétation riveraine (Smith *et al.*, 2007). Au total, 19 espèces ont été répertoriées entre l'année 2014 et 2016 dont le statut autochtone a été confirmé pour 15 d'entre eux. Aucune nouvelle espèce n'a été trouvée depuis le dernier recensement des espèces fait dans le bassin versant de la Seybouse qui avait répertorié 42 espèces. La différence dans les résultats est simplement due au fait que les surfaces d'eau stagnantes n'ont pas été étudiées dans la présente étude ainsi que l'effort d'échantillonnage qui était relativement supérieur. Une comparaison avec d'autres oueds dans le Nord algériens a révélé une ressemblance dans richesse spécifique odonatologique avec l'oued Bouarroug qui abrite actuellement 19 espèces recensées en 2017 (Benchalel. W *et al.*, 2017), une ressemblance au niveau de la composition des espèce aussi est noté avec un total de 10 espèces en commun entre les deux oueds. Une différence nette avec l'oued Kébir-East qui est actuellement dégradé et ne comporte plus que sept espèces d'odonates (Benchalel. W *et al.*, 2017). 19 espèces ont été répertoriées dans l'oued Isser (D. Bouchelouche *et al.*, 2013) et 13 dans l'oued d'El Harach (M. Hafiane *et al.*, 2016). Cette différence semble être liée à l'hétérogénéité de l'habitat et aux variations hydrologiques et doit être prise en compte car les deux influencent fortement la biodiversité aquatique locale (S. Hardersen, 2007).

Un gradient de salinité a été enregistré partant de l'amont vers l'aval, une faible salinité de (0.2,0.3) a été enregistré dans l'Oued Bouhamdane en contraste une forte salinité

a été enregistré à Oued el Maleh (2.6). Oued Charef est plus salin dans l'ensemble comparé à Oued Seybouse (1.1). La salinité baisse progressivement on se dirigeant de l'amont ou bien de l'aval vers la moyenne Seybouse cela dit, ce gradient de salinité n'a pas montré un impact direct sur la répartition des communautés d'odonates de la région d'étude. Ceci peut être expliqué par le fait que les odonates comme beaucoup d'autres macroinvertébrés ont une tolérance à la variation de salinité (Kefford *et al.*, 2003) qui leurs permet de s'adapter à cette variation. Le pH de l'eau était légèrement alcalin dans toutes les stations étudiées. La profondeur et la largeur du lit présentaient d'importantes fluctuations dans le temps, l'eau était plus profonde en janvier en raison des inondations hivernales. En juillet et en août, on pouvait noter l'assèchement partiel de quelques cours d'eau. Des fluctuations de la conductivité ont été notées au cours de la période d'étude et pourraient être dues à la concentration accrue de sel en raison de l'évaporation. Les valeurs de CE variaient de 600-4770 $\mu\text{s} / \text{cm}$. Un niveau élevé de conductivité pourrait refléter le statut de pollution ainsi que le niveau trophique d'un cours d'eau (Ahluwalia, 1999). Les niveaux d'OD variaient de 3.4 à 11,4 mg / L, les niveaux élevés d'OD indiquent un bon état aquatique du lieu (Coutant, Charles C. 1985).

Aucune corrélation significative n'a été enregistrée entre la richesse ou la distribution des communautés d'odonates étudiés et les différents paramètres abiotiques mesurés. Une tolérance aux variations des paramètres étudiés pourrait justifier ceci (Jason E. Dunlop *et al.*, 2007).

La végétation riveraine du bassin versant de la Seybouse a révélé une richesse spécifique importante, au total 72 espèces ont été répertoriées durant cette étude. La plus grande diversité floristique a été notée dans S22 ou on peut noter 26 différentes espèces. La végétation riveraine est particulièrement importante pour les odonates puisqu'elle offre des zones protégées pour la dispersion et de nombreux sites de refuge pour les adultes qui se nourrit, se reproduit et défendent leur territoire parmi cette végétation (Samways & Taylor, 2004). La structure floristique des zones riveraines étudiées n'avait pas un impact direct sur la dispersion des communautés d'odonates répertoriées excepté pour le Gomphe à pince *Onychogomphus forcipatus*. Ce dernier a été repéré uniquement dans des structures floristiques ouvertes. La composition floristique riveraine n'a pas montré un impact pertinent sur la diversité odonatologique globale des cours d'eau étudiés, cependant la présence d'une espèce aquatique en particulier, *Potamogeton nodosus* a montré un effet sur

distribution/colonisation ainsi que sur l'activité reproductive d'une demoiselle endémique en danger critique d'extinction *Calopteryx exul*. La stratification végétative riveraine a révélé un impact sur l'émergence de l'agrion de mercure *Coenagrion mercuriale*, une demoiselle en danger à l'échelle locale ;

5.2. L'émergence d'une demoiselle en danger d'extinction *Coenagrion mercuriale* et l'implication de la stratification végétative dans son choix de substrat

Cette partie de l'étude décrit des aspects de l'écologie d'émergence d'une demoiselle localement menacée *Coenagrion mercuriale* dans une population nord-africaine (l'extrême Sud de son aire de distribution ou l'espèce produit particulièrement deux générations), pendant sa deuxième génération produite en automne, et montre que les informations rassemblées pourraient être utiles pour la conservation et la gestion de l'espèce.

5.2.1. *Écologie d'émergence de l'espèce et le pattern saisonnier*

En résumé, la saison d'émergence de la deuxième génération de *C. mercuriale* était courte; le pattern saisonnier de la taille corporelle durant la saison d'émergence était négatif; et comme prévu, la hauteur à laquelle l'ecdysis a été menée était positivement corrélée avec la taille de substrat pour les deux sexes, mais pas avec la taille du corps ou au sexe.

Le nombre d'exuvies collectées durant la saison d'émergence de la deuxième génération de l'année de *C. mercuriale* est cohérent avec le bivoltinisme partiel suggéré pour la population (Mahdjoub *et al.*, 2015). En fait, la première génération de la population étudiée a été étudiée avec la même méthodologie utilisée dans la présente étude, qui est similaire à l'échantillonnage de surface et a donné 317 exuvies (Mahdjoub *et al.*, 2015). La taille de la deuxième génération émergée à la fin de l'été et au début de l'automne est environ le tiers de celle de la première génération. Néanmoins, la capture-marquage-recapture (CMR) d'adultes de la première génération menée au cours de la même année a permis de dénombrer 1008 individus marqués (772 mâles et 236 femelles) et une population estimée à 1800 individus (Khelifa *et al.*, 2016). Sur la base de la CMR de la deuxième génération de l'année, un total de 252 individus ont été marqués (Khelifa R. données non publiées), ce qui correspond au quart de l'abondance de la première génération. Ces résultats suggèrent que la taille de la population des adultes produits au cours d'une année est plus grande que prévu (Khelifa *et al.*, 2016), et pourrait donc être environ 2500 imagos émergés par an.

L'émergence de la deuxième génération de *C. mercuriale* était assez synchronisée. Comparé à la première génération de la même population, l'EM50 de la deuxième génération

était trois fois plus court (Mahdjoub *et al.*, 2015). Un bivoltinisme partiel similaire a été observé chez la demoiselle endémique en voie de disparition *Calopteryx exul*, dans le nord-est de l'Algérie (Khelifa 2017). L'EM50 plus court est probablement due en partie à la plus petite taille de la population de la deuxième génération de l'année et en partie aux conditions climatiques différentes (températures plus chaudes) qui favorisent le développement synchronisé et l'émergence. On ne sait toujours pas si le cycle de vie bivoltin partiel est dû à la plasticité des conditions climatiques - des températures plus chaudes permettent à certains individus de se développer plus rapidement et émergent avant l'hiver, ou à des mécanismes adaptatifs – Il y a un avantage de survie quand l'espèce émerge vers la fin de l'été. En fait, une différenciation génétique entre les populations nord-africaines et européennes de l'espèce congénérique *C. puella* a récemment été trouvée (Ferreira *et al.*, 2015), ce qui suggère que l'adaptation du cycle biologique de *C. mercuriale* aux modèles climatiques nord-africains est probable. Cependant, cela nécessite d'autres investigations expérimentales pour révéler l'origine ce bivoltinisme partiel.

La taille du corps a diminué pendant la saison d'émergence pour les deux sexes. Le déclin saisonnier de la taille corporelle pendant l'émergence est considéré comme la norme parce qu'il a été observé chez de nombreuses libellules et demoiselles (Banks et Thompson 1985, Inden-Lohmar 1997, Corbet 1999, Purse *et* Thompson 2003). Un déclin saisonnier similaire a été observé chez la première génération de *C. mercuriale* (Mahdjoub *et al.*, 2015). La taille du corps est souvent liée au taux de développement, c'est-à-dire qu'un développement plus rapide conduit à une taille plus petite (Blanckenhorn 2000). Si le pattern saisonnier résulte purement de la plasticité thermique, le déclin saisonnier de la taille peut s'expliquer par le fait que les œufs pondus à la fin du printemps et au début de l'été se développent plus lentement que ceux qui ont été pondus au milieu de l'été en raison de l'augmentation saisonnière de la température (Vannote *et* Sweeney 1980), ce qui conduit à la taille différentielle à l'émergence. Il existe une autre hypothèse mutuellement non exclusive qui pourrait expliquer le déclin saisonnier de la taille corporelle. Johansson et Rowe (1999) ont montré que la diminution de la taille à l'émergence peut résulter de mécanismes qui ne sont pas liés à une réponse au changement thermique, ce qui suggère une explication évolutive. Selon Rowe et Ludwig (1991), il pourrait y avoir un conflit entre l'âge et la taille à l'émergence, c'est-à-dire que le coût des émergences tardives augmente avec la saison d'émergence en raison de la saison de reproduction plus courte. Ainsi, les individus

pourraient «décider» d'émerger plus petits plutôt que de passer plus de temps à croître au stade aquatique.

5.2.2. L'implication de la végétation dans le choix du substrat pendant l'ecdysis chez *Coenagrion mercuriale*

Comme prévu, la hauteur à laquelle l'ecdysis a pris l'emplacement dépendait principalement de la hauteur du support choisi. La relation entre HE et HS était positive, ce qui est similaire à plusieurs autres espèces (Zebsa, Khelifa et Kahalerras 2014; Zebsa *et al.* 2014; Hadjoudj *et al.* 2014). Cependant, la particularité de *C. mercuriale* est que cette relation avait une forme logarithmique, même lorsque la hauteur du support n'était pas un facteur limitant. Cela signifie qu'il y a d'autres facteurs que la hauteur du support qui limitent les larves à une hauteur de strate particulière. D'autres études expérimentales devraient révéler les conséquences de la prédation et d'autres sources de mortalité sur la hauteur de la fixation de l'exuvia en particulier et sur la sélection du site d'émergence en général (Jakob *et* Suhling 1999).

5.3. Une demoiselle endémique au Maghreb (*Calopteryx exul*) en voie d'extinction

Une population naturelle d'une demoiselle endémique au Maghreb, en voie de disparition, *Calopteryx exul* a été étudiée afin d'examiner sa préférence aux espèces aquatiques sélectionnées pour la ponte et les potentiels effets de l'augmentation de la capacité d'accueil des sites de ponte sur la survie individuelle de l'espèce. Cette étude démontre l'importance de la plante aquatique *Potamogeton nodosus* dans les processus d'occupation, de colonisation et d'extinction de l'espèce. Les résultats de l'expérience menée sur le terrain démontrent un succès dans l'augmentation de la taille de la population de *C.exul*, ainsi que son activité reproductive et philopatrie, et cela en augmentant la disponibilité de *P. nodosus* dans le site d'étude. Une étude de la relation entre la durée de vie et le succès de l'accouplement à vie a été menée pour évaluer le lien entre la longévité et la fitness de l'espèce. Les résultats de l'étude démontrent que fournir plus de sites d'oviposition (*P. nodosus*) augmente considérablement la probabilité de survie des deux sexes et le taux de détection, et que les individus avec une durée de vie plus longue se reproduisent plus fréquemment que ceux avec une durée de vie plus courte. Bien que la théorie prédit que la capacité d'accueil croissante devrait augmenter la survie individuelle (Birch 1948, Sibly *et*

al., 2005), cette étude est la première à rapporter cette relation pour *Calopteryx exul*, une espèce endémique qui a besoin d'un plan de conservation urgent.

Sur la base de ces résultats, nous discuterons un plan de restauration qui inclut la translocation des espèces et des plantes afin d'améliorer l'état de conservation de cette espèce. La distribution de *Calopteryx exul* a montré une rétraction sévère au cours de la dernière décennie avec une perte de plus de 70% de toute la gamme. La superficie occupée par l'espèce est passée de 28 km² à seulement 8 km² en 2016 (Khelifa & Mellal 2017). Certaines des sous-populations disparues étaient probablement les plus grandes de l'aire de répartition mondiale de l'espèce. En effet, l'estimation de certaines sous-populations avant leur extinction a donné environ 2200 individus (Khelifa *et al.*, 2016a). Etant donné que la population de Seybouse est la seule connue en Algérie, il est raisonnable de faire passer le statut de l'espèce de « **en danger d'extinction** » à « **en danger critique d'extinction** » et cela au moins à l'échelle nationale, suivant les critères de classification de l'UICN: B2 (s'étendant sur moins de 10 km², fragmentation de l'habitat grave et déclin de la zone d'occurrence) et E (au moins 50% des individus risquent de disparaître dans la nature sur une décennie).

5.3.1. *L'importance du potamogeton dans l'occurrence de Calopteryx exul :*

Il y avait une relation intime apparente entre l'occurrence de *P. nodosus* et celle de *Calopteryx exul*. Cette relation plante-odonate a été mise en évidence dans différentes espèces d'odonates (Corbet, 1999, Matushkina et Lambret, 2011, Andersen *et al.*, 2016), et sa compréhension écologique a une valeur de conservation importante. Le choix de *P. nodosus* comme substrat de ponte améliore probablement la survie larvaire ainsi que le succès d'émergence des larves (Lambret *et al.*, 2018).

L'analyse utilisant le modèle d'occupation dynamique (Khelifa & Mellal, 2016) a montré que l'occurrence de *P. nodosus* augmente la probabilité de colonisation de *C. exul*, suggérant que cette plante attire les mâles et les femelles et favorise la reproduction lorsque l'espèce cherche un nouvel habitat. En outre, le premier modèle de probabilité d'extinction a été affecté positivement par les perturbations, mais influencé négativement par *P. nodosus*, ce qui montre que les espèces végétales réduisent la probabilité d'extinction et atténuent ainsi les effets de la dégradation de l'habitat et d'autres facteurs de perturbation. Ceci suggère que la taille de la sous-population de l'espèce peut être plus grande lorsque *P. nodosus* est présent

parce qu'elle attire plus d'individus reproducteurs, ce qui réduit la probabilité d'extinction (Shaffer, 1981). En outre, *P. nodosus* peut également diminuer le niveau de pollution de l'eau (Peng *et al.*, 2008), et agir comme un parapluie qui maintient la survie de l'entomofaune locale.

L'approche expérimentale utilisée pour évaluer la colonisation de *C. exul* sur le terrain consistait à transloquer le substrat végétal préféré (*P. nodosus*) vers les sites de reproduction de l'espèce durant la seconde moitié de la saison de vol, période pendant laquelle le nombre d'individus ne devrait pas augmenter considérablement.

L'expérience sur le terrain, basée sur une compréhension approfondie du pattern temporel de l'émergence des espèces et de la sélection d'habitat des adultes, a démontré l'importance de *P. nodosus* dans le processus de colonisation de *C. exul*. En augmentant le nombre de parcelles végétales, le nombre d'individus et le nombre d'événements reproductifs (y compris la ponte) ont augmenté. Par conséquent, *P. nodosus* est une ressource précieuse qui détermine la qualité de l'habitat pour *C. exul*. En tant que tel, la disponibilité des parcelles de *P. nodosus* a des conséquences cruciales sur la dynamique de la population de l'espèce, puisque les œufs représentent la taille initiale de la population. En plus de l'augmentation du taux de colonisation, cette plante hôte augmente la philopatrie des individus.

L'analyse des données de capture-marquage-recapture a montré que la fréquence d'observation des individus dans le site augmente après l'augmentation du substrat, qui joue également un rôle considérable dans la ponte et la taille de la population en général. Une version étendue de l'expérience sur le terrain devrait être réalisée à l'avenir à plus grande échelle (différents sites) afin de renforcer cette hypothèse selon laquelle la translocation des plantes pourrait permettre une restauration efficace des espèces et des populations.

5.3.2. *L'implication du Potamogéon dans la survie de Calopteryx exul*

La non-détection des individus signifie que l'individu est réellement en dehors du site d'étude (vrai négatif) ou dans le site d'étude, mais pas observé (faux négatif) (Cordero-Rivera et Stoks 2008). Les modèles CMR traitent les faux négatifs et évaluent la probabilité de détection. Dans cette étude, fournir plus de substrats de ponte augmentait la probabilité de détection des mâles et des femelles. Cela pourrait s'expliquer par le système d'accouplement de l'espèce. Les mâles de *C. exul* sont territoriaux, c'est-à-dire qu'un seul mâle garde

habituellement une parcelle de substrat de ponte là où plusieurs femelles pondent leurs œufs. Plus de parcelles signifient plus de territoires, ce qui relâche l'interférence intraspécifique entre les mâles, conduisant souvent à l'exclusion de certains mâles en dehors de la zone d'étude ou dans des habitats terrestres (Plaster et Siva-Jothy 1996). Pour les femelles exigeantes qui ont besoin de parade nuptiale, la disponibilité de multiples parcelles de ponte dans une zone pourrait favoriser la copulation et la philopatrie pour le site de ponte, car un conspécifique sert souvent de repère pour l'évaluation de la qualité de l'habitat (Martens et Rehfeldt 1989). Cela réduit la probabilité de migration à l'extérieur de la zone d'étude pour rechercher des sites d'oviposition (Stettmer 1996). Ces résultats suggèrent que l'ajout de sites de ponte pourrait améliorer l'activité de reproduction des individus dans un site donné, ce qui pourrait être une méthode potentielle pour établir de nouvelles populations d'espèces menacées.

Curieusement, l'approvisionnement des sites de ponte a considérablement augmenté la probabilité de survie des mâles et des femelles. L'explication de ce modèle pourrait également être liée au système d'accouplement des espèces. L'ajout d'un plus grand nombre de parcelles de ponte réduit la dispersion des mâles due à l'interférence mâle-mâle ou à la recherche des sites de ponte par la femelle et augmente l'agglomération des femelles dans les sites de reproduction. Les coûts de la mortalité liés à la dispersion ont été bien documentés (Bonte *et al.*, 2012), et la prédation est l'un des principaux coûts. Par exemple, chez la demoiselle voisine, *C. splendens*, la survie moyenne des adultes est inférieure de 8% chez les individus qui se dispersent, comparé à ceux qui ne se dispersent pas (Chaput-Bardy *et al.*, 2010).

Afin de prouver que l'amélioration des habitats reproducteurs en fournissant des sites d'oviposition est un plan de gestion potentiel qui pourrait bénéficier à *C. exul*, il est essentiel de lier la procédure à la fitness individuelle. Les individus qui survivent plus longtemps ont plus d'occasions pour se reproduire et de contribuer ainsi à la génération suivante (Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2010). Pour tester cela, une évaluation de la relation entre la durée de vie et le succès de l'accouplement à vie qui a permis de trouver une relation positive élevée entre les deux variables, montrant que les individus ayant une longévité plus longue ont un LMS plus élevé. Des résultats similaires ont été rapportés chez la demoiselle *Coenagrion puella* (Banks et Thompson 1987, Thompson 1990). Par conséquent, si la supplémentation en site d'oviposition pour *C. exul* augmente la survie des individus et qu'une survie plus élevée se traduit par un succès reproducteur plus élevé, cette étude suggère qu'il existe un

lien entre l'approvisionnement du site de ponte et la fitness. De telles informations sur la survie et le succès reproductif des adultes sont des composantes essentielles des modèles démographiques qui permettent de prédire la dynamique des populations au sein des population sauvage des demoiselles (Crowley *et al.*, 1987).

5.3.3. *Les causes de la rétraction d'air de répartition de l'espèce et l'avenir des sous populations restantes*

La dégradation de l'habitat est le principal facteur d'extinction des sous populations de *Calopteryx exul*. L'activité agricole et la pollution dans le bassin versant sont les principales raisons de la rétraction rapide de l'espèce. La rivière est la principale source d'irrigation pour les terres agricoles de la région (Djabri *et al.*, 2003) et ses berges sont sujettes à la fragmentation, notamment l'agrandissement du lit d'eau, la construction de petits barrages et le pompage près de la végétation aquatique qui abrite les larves d'odonates et d'autres macroinvertébrés. La pollution de l'eau, connue pour être élevée dans la région (Guettaf *et al.*, 2014), est également un facteur qui pourrait avoir contribué au processus d'extinction de *C. exul* dans le bassin versant de la Seybouse.

Enfin, le pâturage fréquent de la végétation des berges est une source de perturbation non négligeable qui altère la structure de l'habitat et peut forcer les individus à quitter le site (Lee Foote & Rice Hornung, 2005). Par conséquent, il est urgent de protéger les berges en construisant des barrières physiques qui empêchent l'homme et le bétail d'approcher et de fragmenter les sites où *C. exul* existe ou pourrait exister.

L'avenir de la population Seybouse (méta-) de *Calopteryx exul* est très incertain. Sans plan de restauration, l'espèce disparaîtra probablement après quelques années. La première étape consiste à maintenir les deux dernières sous-populations et à augmenter la taille de la sous-population en augmentant la disponibilité de *Potamogeton nodosus*. La deuxième étape consiste à réintroduire l'espèce dans les zones où elle existait, en tenant compte de la disponibilité du site de ponte. La dernière étape consiste à identifier les habitats potentiels de l'espèce où les caractéristiques physico-chimiques de l'eau sont similaires à celles des sous-populations existantes et à effectuer des translocations de larves en dernier stade ainsi que la plante favorite de l'espèce *P. nodosus* (Khelifa *et al.*, 2016b). Les larves doivent être introduites afin d'assurer la survie jusqu'à l'émergence et une reproduction potentielle, car la plupart des odonates sont philopatrics aux sites d'émergence (Utzeri *et al.*, 1984, Corbet,

1999, Dolnay *et al.*, 2013). Une caractéristique biologique de *P. nodosus* qui pourrait faciliter sa translocation est qu'il a un mode de reproduction clonal (Spencer et Anderson, 1987), ce qui ne nuira pas à la repousse du champignon source et contribuera à l'expansion relative de cette plante localement rare dans le Bassin versant de Seybouse.

Conclusion

L'inventaire de la biodiversité floristique riveraine du bassin versant de la Seybouse a été parmi les objectifs de cette étude. L'inventaire floristique nous a permis d'établir le bilan suivant :

72 espèces de plantes riveraines ont été répertoriées appartenant à 35 familles et 62 genres. Sur les 72 taxons identifiés, 58 sont indigènes, tandis que 14 sont des espèces introduites. Deux espèces (*Epilobium hirsutum* L., *Rumex palustris* Sm.) Ont un statut de conservation particulier au niveau national (protégé par un décret exécutif national n ° 12-03)

Cette étude fourni de nouvelles données sur l'écologie de l'émergence de *C. mercuriale*; une espèce qui a besoin d'un plan de gestion urgent. Afin de gérer les habitats potentiels en vue d'une réintroduction ou d'une translocation (Thompson et al. 2015), il est important de disposer d'informations sur le choix de l'habitat au cours de l'émergence. La disponibilité de sites d'émergence préférés est un facteur clé pour éviter les perturbations et les prédateurs qui pourraient être fatals pendant l'ecdysis. Les informations présentées dans cette étude seront essentielles pour l'élaboration d'un plan de conservation pour *C. mercuriale* non seulement à l'échelle régionale, mais également à plus grande échelle. Les communautés d'eau douce du Nord-Est Algérien sont menacées de dégradation de leur habitat et la pollution (Khedidja et Boudoukha 2013; Reggam et al. 2017). Cela a conduit à l'extinction de plusieurs sous-populations de la très endémique *Calopteryx exul* (Khelifa et Mellal 2017). Bien qu'une douzaine de sous-populations de *C. mercuriale* existent actuellement dans le bassin versant de la Seybouse (Khelifa et al. 2016), on peut s'attendre à une extinction rapide de certaines d'entre elles dans les années à venir. De plus, nous disposons encore de peu de données sur la répartition de l'espèce dans d'autres bassins versants algériens et des investigations supplémentaires sont donc nécessaires. Une meilleure connaissance des facteurs qui facilitent la colonisation de nouveaux habitats et l'application de mesures de conservation pour maintenir les populations existantes sont nécessaires.

Les résultats de cette étude montrent que les facteurs intrinsèques et extrinsèques jouent un rôle dans la sélection du microhabitat. D'autres études devraient se focaliser sur l'écologie de l'émergence expérimentalement, soit en laboratoire ou sur le terrain pour confirmer nos hypothèses.

Cette étude démontre aussi la valeur des conséquences de l'approvisionnement du site de ponte sur la survie et la reproduction de *Calopteryx exul*, une demoiselle endémique au Maghreb en voie de disparition. Nous avons constaté que l'ajout de sites d'oviposition augmentait la fréquence d'observation et la probabilité de survie des individus. Nous avons également montré qu'une augmentation de la survie est associée à l'augmentation du nombre d'accouplements. Ainsi, l'approvisionnement des sites de ponte pourrait non seulement contribuer à l'augmentation de la population dans les prochaines générations, mais aussi à une plus grande résilience face aux perturbations (Ayllón *et al.*, 2012). Cette étude souligne l'importance des plantes aquatique en tant que ressource précieuse pour les odonates, et représente un bon exemple de la façon de procéder pour restaurer une espèce d'odonate endophyte menacée en augmentant la disponibilité des ressources et en favorisant la colonisation. En fait, 10 des 18 espèces (55,5%) inscrites sur la liste rouge de l'UICN pour les odonates de la Méditerranée sont endophytes et en danger critique d'extinction. D'autres études devraient ainsi étudier si l'amélioration des sites de reproduction aide à renverser la tendance des populations en déclin non seulement chez les odonates mais aussi chez d'autres insectes endophytes. Notre approche de restauration peut également être appliquée à de nombreux autres groupes d'insectes qui montrent une association écologique intime avec les plantes. D'autres études devraient étudier les effets à long terme de la translocation des plantes au niveau communautaire et leur efficacité dans le maintien de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes.

Références

BIBLIOGRAPHIQUES

- 1 Akçakaya HR et al. (2018) Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species *Conservation Biology*
- 2 Amstrup, S.C., McDonald, T.L., & Manly, B.F. (2010) Handbook of capture-recapture analysis. *Princeton University Press*, Princeton.
- 3 Andersen E, Nilsson B, Sahlén G (2016) Survival possibilities of the dragonfly *Aeshna viridis* (Insecta, Odonata) in southern Sweden predicted from dispersal possibilities. *Journal of insect conservation* 20:179-188
- 4 Andersen K. H., Blanchard J. L., Fulton E. A., Gislason H., Jacobsen N. S., van Kooten T. 2016. Assumptions behind size-based ecosystem models are realistic. *ICES Journal of Marine Science* , 73: 1651–1655.
- 5 Andersen, E., Nilsson, B., & Sahlén, G. (2016) Survival possibilities of the dragonfly *Aeshna viridis* (Insecta, Odonata) in southern Sweden predicted from dispersal possibilities. *Journal of Insect Conservation*, 20, 179-188.
- 6 Ayllón D, Almodóvar A, Nicola GG, Parra I, Elvira B (2012) Modelling carrying capacity dynamics for the conservation and management of territorial salmonids. *Fisheries Research* 134:95-103
- 7 Banks MJ, Thompson DJ (1987) Lifetime reproductive success of females of the damselfly *Coenagrion puella*. *The Journal of Animal Ecology*:815-832
- 8 Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., & Ferrer, E.A. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471, 51-57.
- 9 Bechly, G. (1996). Fossil odonates in Tertiary amber. *Petalura*, 2, 1-15.
- 10 Beckemeyer, R. J., & Hall, J. D. (2007). The entomofauna of the Lower Permian fossil insect beds of Kansas and Oklahoma, USA. *African Invertebrates*, 48(1), 23-39.
- 11 Benchalel, W., Merah, S., Bouzlama, Z., Ramdani, M., Elmsellem, H., & Flower, R. Odonata as indicators of environmental impacts in rivers, case of wadi El-Kébir-East (northeastern Algeria). *Moroccan Journal of Chemistry*, 5(4), 5-4.
- 12 Bouchelouche, D., Kherbouche-Abrous, O., Mebarki, M., ARAB, A., & Samraoui, B. (2015). The Odonata of Wadi Isser (Kabylia, Algeria): Status and environmental determinants of their distribution.
- 13
- 14 Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Weatherby A (2005) 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation Aquatic Conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems* 15:693-714
- 15 Birch LC (1948) The intrinsic rate of natural increase of an insect population. *The Journal of Animal Ecology*:15-26
- 16 Bonte D et al. (2012) Costs of dispersal. *Biological Reviews* 87:290-312
- 17 Boudot, J.-P. (2010) *Calopteryx exul*. *The IUCN Red List of Threatened Species*.
- 18 Boudot, J.-P., Kalkman, V. J., Amorin, A., Bogdanović, T., Rivera, A. C., Degabriele, G., Dommange, J.-L., Ferriera, S., Garrigós, B. & Jović, M. 2009. Atlas of the Odonata of the Mediterranean and North Africa. *Libellula* 9: 1-256.

- 19 Bowler DE, Benton TG (2005) Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics *Biological Reviews* 80:205-225
- 20 Bracken, M. E., & Low, N. H. (2012). Realistic losses of rare species disproportionately impact higher trophic levels. *Ecology Letters*, 15(5), 461-467.
- 21 Brooker, L., Brooker, M., & Cole, P. (1999) Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Ecology and Society*, 3.
- 22 Byers CJ, Eason PK (2009) Conspecifics and their posture influence site choice and oviposition in the damselfly *Argia moesta*. *Ethology* 115:721-730
- 23 Ceballos, G., García, A., & Ehrlich, P.R. (2010) The sixth extinction crisis: loss of animal populations and species. *Journal of Cosmology*, 8, 31.
- 24 Cham, S. (2007). Field Guide to the Larvae and Exuviae of British: Dragonflies. *Whittlesey: British Dragonfly Society*.
- 25 Chaput-Bardy A, Grégoire A, Baguette M, Pagano A, Secondi J (2010) Condition and phenotype-dependent dispersal in a damselfly, *Calopteryx splendens*. *PLoS One* 5:e10694
- 26 Clausnitzer, V., Kalkman, V. J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bedjanič, M., ... & Karube, H. (2009). Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142(8), 1864-1869.
- 27 Corbet, P. S. (1955) The larval stages of *Coenagrion mercuriale* (Odonata; Coenagriidae). In: Proceedings of the Royal Entomological Society of London. Series A, *General Entomology*, Vol. 30. pp. 115-126..
- 28 Corbet, P. 1999. Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata. *Harley Books, Colchester, Uk*.
- 29 Córdoba-Aguilar A (2008) Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. *Oxford University press*,
- 30 Crowley P, Nisbet R, Gurney W, Lawton J (1987) Population regulation in animals with complex life-histories: formulation and analysis of a damselfly model. In: *Advances in Ecological Research*, vol 17. pp 1-59
- 31 Darwall W, Smith K, Allen D, Holland R, Harrison I, Brooks E (2011) The diversity of life in African freshwaters: underwater, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa
- 32 Díaz S, Fargione J, Chapin III FS, Tilman D (2006) Biodiversity loss threatens human well-being *PLoS biology* 4:e277
- 33 Dijkstra, K.-D. B., Bechly, G., Bybee, S. M., Dow, R. A., Dumont, H. J., Fleck, G., Garrison, R. W., Hämäläinen, M., Kalkman, V. J. & Karube, H. 2013. The classification and diversity of dragonflies and damselflies (Odonata). In: Zhang, Z.-Q.(Ed.) *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness* (Addenda 2013). *Zootaxa* **3703**: 36-45.
- 34 Dijkstra, K.-D. B., Kalkman, V. J., Dow, R. A., Stokvis, F. R. & Van Tol, J. 2014. Redefining the damselfly families: a comprehensive molecular phylogeny of Zygoptera (Odonata). *Systematic Entomology* **39**: 68-96.
- 35 Dijkstra, K.-D. B., Kipping, J. & Meziere, N. 2015. Sixty new dragonfly and damselfly species from Africa (Odonata). *Odonatologica* **44**: 447-678.
- 36 Dijkstra, K.-D.B., Monaghan, M.T., & Pauls, S.U. (2014) Freshwater biodiversity and insect diversification. *Annual review of entomology*, 59, 143-163.

- 37 Djabri, L., Hani, A., Laouar, R., Mania, J., Mudry, J., & Louhi, A. (2003) Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*, 44, 738-744.
- 38 Dolný, A., Mižičová, H., & Harabiš, F. (2013) Natal philopatry in four European species of dragonflies (Odonata: Sympetrinae) and possible implications for conservation management. *Journal of Insect Conservation*, 17, 821-829.
- 39 Doucet, G. (2010). Clé de détermination des exuvies des odonates de France. *Société française d'odonatologie*.
- 40 Dudgeon D et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81:163-182
- 41 DUNN, R. R. (2005), Modern Insect Extinctions, the Neglected Majority. *Conservation Biology*, 19: 1030-1036.
- 42 Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience*, 33(4), 248-254.
- 43 Ellison, A. M. (2014). Experiments are revealing a foundation species: a case study of eastern hemlock (*Tsuga canadensis*). *Advances in Ecology*, 2014.
- 44 Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- 45 Farwig, N., & Berens, D. G. (2012). Imagine a world without seed dispersers: a review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology*, 13(2), 109-115.
- 46 Fiske, I. & Chandler, R. (2011) unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1-23.
- 47 Galewski T, Collen B, McRae L, Loh J, Grillas P, Gauthier-Clerc M, Devictor V (2011) Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: from global recovery to localized declines. *Biological Conservation* 144:1392-1399
- 48 Goertzen D, Suhling F (2013) Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17:399-409
- 49 Gonzalez-Bellido, P. T., Peng, H., Yang, J., Georgopoulos, A. P., & Olberg, R. M. (2013). Eight pairs of descending visual neurons in the dragonfly give wing motor centers accurate population vector of prey direction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(2), 696-701.
- 50 Grimaldi, D., Engel, M. S., & Engel, M. S. (2005). *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press.
- 51 Guettaf, M., Maoui, A., & Ihdene, Z. (2014) Assessment of water quality: a case study of the Seybouse River (North East of Algeria). *Applied Water Science*, 1-13.
- 52 Hassall C, Hollinshead J, Hull A (2011) Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodiversity and Conservation* 20:3189-3222
- 53 Heidemann, H., & Seidenbusch, R. (2002). Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne:(souf de Corse). *Société française d'odonatologie*.
- 54 Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., ... & Weigelt, A. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199.
- 55 Jolivet, P. (1998) Interrelationship between insects and plants. *CRC press*, Boca Raton, FL.
- 56 Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Ecosystem management* (pp. 130-147).

- 57 Jonsen, I. D., & Fahrig, L. (1997). Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12(3), 185-197.
- 58 Jonsen, I.D. & Fahrig, L. (1997) Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12, 185-197.
- 59 Kalkman VJ, Clausnitzer V, Dijkstra K-DB, Orr AG, Paulson DR, van Tol J (2008) Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:351-363
- 60 Kéry, M. & Schaub, M. (2012) Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. *Academic Press, Amsterdam*.
- 61 Kéry, M., Guillera-Arroita, G., & Lahoz-Monfort, J.J. (2013) Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography*, 40, 1463-1474.
- 62 Khelifa, R., Youcefi, A., Kahlerras, A., Al Farhan, A., Al-Rasheid, K.A., & Samraoui, B. (2011) L'odonatofaune (Insecta: Odonata) du bassin de la Seybouse en Algérie: intérêt pour la biodiversité du Maghreb. *Revue d'écologie*, 66, 55-66.
- 63 Khelifa, R. 2012. Description of the final instar larva of *Calopteryx exul* Sélys, 1853 (Zygoptera: Calopterygidae). *International Journal of Odonatology* 15: 107-114.
- 64 Khelifa R (2013) Flight period, apparent sex ratio and habitat preferences of the Maghribian endemic *Calopteryx exul* Selys, 1853 (Odonata: Zygoptera). *International Journal of Odonatology*
- 65 Khelifa, R., Zebsa, R., Sakrane, N.E., Youcefi, A., Bensouilah, S., & Amari, H. (2014) Long-range movements of an endangered endemic damselfly *Calopteryx exul* Selys, 1853 (Calopterygidae: Odonata). *African Journal of Ecology*, 52, 375-377.
- 66 Khelifa, R., Mellal, M.K., Zouaimia, A., Amari, H., Zebsa, R., Bensouilah, S., & Houhamdi, M. (2016b) On the restoration of the last relict population of a dragonfly *Urothemis edwardsii* Selys (Libellulidae: Odonata) in the Mediterranean. *Journal of Insect Conservation*, 20, 797-805.
- 67 Khelifa, R. (2016) Partial bivoltinism and emergence patterns in the North African endemic damselfly *Calopteryx exul*: conservation implications. *African Journal of Ecology*.
- 68 Khelifa, R., Zebsa, R., Amari, H., Mellal, M. K., Mahdjoub, H., & Kahlerras, A. (2016a). A hotspot for threatened Mediterranean odonates in the Seybouse River (Northeast Algeria): are IUCN population sizes drastically underestimated? *International Journal of Odonatology*, 19, 1-11.
- 69 Khelifa R, Mellal MK (2017) Host-plant-based restoration as a potential tool to improve conservation status of odonate specialists *Insect Conservation and Diversity* 10.2:151-160 doi:10.1111/icad.12212
- 70 Kurten, E. L. (2013). Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163, 22-32.
- 71 Laake J (2013) RMark: An R Interface for Analysis of Capture–Recapture Data with MARK, AFSC Processed Rep 2013-01 Alaska Fish Sci Cent, NOAA, *National Marine Fisheries Service*, Seattle, Washington
- 72 Lambret, P., Besnard, A., & Matushkina, N. (2015) Plant preference during oviposition in the endangered dragonfly *Lestes macrostigma* (Odonata: Zygoptera) and consequences for its conservation. *Journal of Insect Conservation*, 19, 741-752.
- 73 Lee Foote, A. & Rice Hornung, C.L. (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology*, 30, 273-283.

- 74 Louamri Abdel Aziz (2013) Le bassin versant de la Seybouse (Algérie orientale):
Hydrologie et aménagement des eaux. *Université de Constantine - Algérie*
- 75 Mace, G.M., Norris, K., & Fitter, A.H. (2012) Biodiversity and ecosystem services:
a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 19-26.
- 76 MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., & Franklin, A.B. (2003)
Estimating site occupancy, colonisation, and local extinction when a species
is detected imperfectly. *Ecology*, 84, 2200-2207.
- 77 Martens A (1993) Influence of conspecifics and plant structures on oviposition site
selection in *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer)(Zygoptera: Coenagrionidae)
Odonatologica 22:487-494
- 78 Martens A (1994) Field experiments on aggregation behaviour and oviposition in
Coenagrion puella (L.)(Zygoptera: Coenagrionidae) *Advances in odonatology* 6:49-
58
- 79 Martens A (2001) Initial preference of oviposition sites: discrimination between
living and dead plant material in *Sympetma fusca* and *Coenagrion caeruleum*
(Odonata: Libellulidae, Coenagrionidae) *European Journal of Entomology* 98:121-123
- 80 Martens A, Rehfeldt G (1989) Female aggregation in *Platycypha caligata* (Odonata:
Zygoptera: Libellulidae): a tactic to evade male interference during oviposition. *Animal
Behaviour* 38:369-374
- 81 Martin, R. (1910) Contribution à l'étude des Neuroptères de l'Afrique. II. Les
odonates du département de Constantine. *Annales de la Société entomologique de
France*, 79, 95-104.
- 82 Matushkina, N.A. & Lambret, P.H. (2011) Ovipositor morphology and egg laying
behaviour in the dragonfly *Lestes macrostigma* (Zygoptera: Libellulidae). *International
Journal of Odonatology*, 14, 69-82.
- 83 Mazerolle M. J. (2016) AICcmodavg: Model selection and multimodel inference
based on (Q)AIC(c). R package version 2.0-4. < [http://CRAN.R-
project.org/package=AICcmodavg](http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg) > 08th October 2016.
- 84 Mellal, M. K. (2013) Cartographie de la végétation de l'oued Seybouse. Mémoire
de master. *Université de Guelma - Algérie*.
- 85 Meybeck, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls
to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B:
Biological Sciences*, 358(1440).
- 86 Mischiati, M., Lin, H. T., Herold, P., Imler, E., Olberg, R., & Leonardo, A. (2015).
Internal models direct dragonfly interception steering. *Nature*, 517(7534), 333.
- 87 Mischiati, M., Lin, H. T., Herold, P., Imler, E., Olberg, R., & Leonardo, A. (2015).
Internal models direct dragonfly interception steering. *Nature*, 517(7534), 333.
- 88 Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien,
& Paine, C. T. (2013). Rare species support vulnerable functions in high-diversity
ecosystems. *PLoS biology*, 11(5), e1001569.
- 89 Oertli, B. 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic
habitats. *Dragonflies and damselflies: Model organisms for ecological and
evolutionary research*: 79-95.
- 90 Pendleton, R. M., Hoeinghaus, D. J., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2014). Loss
of rare fish species from tropical floodplain food webs affects community structure
and ecosystem multifunctionality in a mesocosm experiment. *PLoS One*, 9(1),
e84568.

- 91 Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., & Shen, Z. (2008) Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 392, 22-29.
- 92 Perry, A., J Low, P., Ellis, J. & Reynolds, (2005). *J. Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes*. Vol. 308.
- 93 Petrulevičius, J. F., Wappler, T., Nel, A., & Rust, J. (2011). The diversity of Odonata and their endophytic ovipositions from the Upper Oligocene Fossilagerstätte of Rott (Rhineland, Germany). *ZooKeys*, (130), 67.
- 94 Plaistow S, Siva-Jothy MT (1996) Energetic constraints and male mate-securing tactics in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma* (Charpentier) *Proc R Soc Lond B* 263:1233-1239
- 95 Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Kuussaari, M., & Saarinen, K. (2009) Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology*, 15, 732-743.
- 96 Reich, P. B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S. E., Flynn, D. F., & Eisenhauer, N. (2012). Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. *Science*, 336(6081), 589-592.
- 97 Rodríguez-Muñoz R, Bretman A, Slate J, Walling C, Tregenza T (2010) Natural and sexual selection in a wild insect population *Science* 328:1269-1272
- 98 Samraoui, B., & Corbet, P. S. (2000). THE ODONATA OF NUMIDIA, NORTHEASTERN ALGERIA PART I STATUS AND DISTRIBUTION. *International Journal of Odonatology*, 3(1), 11-25.
- 99 Samraoui, B., & Menaï, R. (1999). A contribution to the study of Algerian Odonata. *International Journal of Odonatology*, 2(2), 145-165.
- 100 Samraoui, B., Boudot, J. P., Ferreira, S., Riservato, E., Jović, M., Kalkman, V. J. & W., S. (2010) The Status and Distribution of Dragonflies. In: *In The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Northern Africa*, (N. Garcia, A. C., and D. Abdul Malak, 51–70, ed.). pp. Gland: IUCN.
- 101 Sanderson EW (2006) How many animals do we want to save? The many ways of setting population target levels for conservation. *BioScience* 56:911-922
- 102 Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406-412.
- 103 Shaffer, M.L. (1981) Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31, 131-134.
- 104 Sibly RM, Barker D, Denham MC, Hone J, Pagel M (2005) On the regulation of populations of mammals, birds, fish, and insects. *Science* 309:607-610
- 105 Smith, A.B., Jeffrey, C.H., 1998. Selectivity of extinction among sea urchins at the end of the Cretaceous period. *Nature* 392, 69 – 71.
- 106 Smith, J., Samways, M.J., Taylor, S., 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 16, 2695-2713.
- 107 Smith, V.H., Tilman, G.D., & Nekola, J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179-196.

- 108 Spencer, D.F. & Anderson, L.W.J. (1987) Influence of photoperiod on growth, pigment composition and vegetative propagule formation for *Potamogeton nodosus* Poir. and *Potamogeton pectinatus* L. *Aquatic Botany*, 28, 103-112.
- 109 Stettmer C (1996) Colonisation and dispersal patterns of banded (*Calopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*)(Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. *European Journal of Entomology* 93:579-593
- 110 Strayer, D.L. & Dudgeon, D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 344-358.
- 111 Strayer, D.L., and D. Dudgeon. 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29:344–358.
- 112 The Diversity of Life, Edward O. Wilson. 1992. Harvard University Press, Cambridge, MA. 464 pages. ISBN: 0-674-21298-3. \$29.95. *Bulletin of Science, Technology & Society* 14, 51-51.
- 113 Thomas, C.D., Bodsworth, E., Wilson, R.J., Simmons, A., Davies, Z.G., Musche, M., & Conradt, L. (2001) Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411, 577-581.
- 114 Thompson DJ (1990) The effects of survival and weather on lifetime egg production in a model damselfly. *Ecological Entomology* 15:455-462
- 115 Utzeri, C., Carchini, G., Falchetti, E., & Belfiore, C. (1984) Philopatry, homing. *Odonatologica*, 14, 573-584.
- 116 Van Bocxlaer, B., Albrecht, C., & Stauffer Jr, J. R. (2014). Growing population and ecosystem change increase human schistosomiasis around Lake Malaŵi. *Trends in parasitology*, 30(5), 217-220.
- 117 Vorosmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., & Davies, P.M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- 118 Walker, B., & Salt, D. (2012). Resilience practice: building capacity to absorb disturbance and maintain function. *Island Press*.
- 119 Ward, J.V. (1998) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83, 269-278.
- 120 Ward, P. T., McCreery, J. K., Ritzman, L. P. and Sharma, D. (1998), Competitive Priorities in Operations Management. *Decision Sciences*, 29: 1035-1046.
- 121 Wilson, E. (1992) The diversity of life. *Harvard University Press, Cambridge, MA*.
- 122 Wood, C. L., Lafferty, K. D., DeLeo, G., Young, H. S., Hudson, P. J., & Kuris, A. M. (2014). Does biodiversity protect humans against infectious disease?. *Ecology*, 95(4), 817-832.
- 123 Wright, J. P., & Jones, C. G. (2006). The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: progress, limitations, and challenges. *AIBS Bulletin*, 56(3), 203-209.
- 124 Young, H. S., Dirzo, R., Helgen, K. M., McCauley, D. J., Billeter, S. A., Kosoy & Dittmar, K. (2014). Declines in large wildlife increase landscape-level prevalence of rodent-borne disease in Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(19), 7036-7041.

Résumé

Résumé

Plusieurs espèces dans le monde montrent une rétraction rapide de leur aire de répartition en raison de la fragmentation de leurs habitats. Les espèces spécialistes, endémiques, méritent une attention particulière et nécessitent des mesures de conservation urgentes pour éviter leurs extinctions. Cette étude étudie l'impact de la composition floristique des berges ainsi que les paramètres des eaux du bassin versant de la Seybouse sur la répartition des communautés d'odonates de la région en général et sur la vie de deux espèces menacées dont une est endémique au Maghreb (*Ceonagrion mercuriale*, *Calopteryx exul*) en particulier. Au total, 72 taxons de macrophytes ont été enregistrés. La population de *Calopteryx exul* a été étudiée en utilisant des données de capture-marquage-recapture. Une expérience sur le terrain a déterminé que l'espèce préfère pondre ses œufs sur des feuilles flottantes de *Potamogeton spp.* La modélisation de Cormack-Jolly-Seber a montré que les probabilités de recapture et de survie étaient positivement influencées par le nombre de parcelle de la plante hôte d'oviposition disponible. En outre, il a montré une forte corrélation positive entre la durée de vie des adultes et le succès de l'accouplement à vie. L'écologie de l'émergence de la demoiselle en danger régional (*Coenagrion mercuriale*) dans le nord-est algérien où l'espèce produit deux générations par an (printemps et automnal) a été étudiée en se concentrant sur le profil temporel d'émergence, la taille et la stratification verticale des exuvies. Il y avait un déclin saisonnier de la taille du corps, semblable à ce qui a été enregistré pour la génération printanière précédemment. La stratification verticale des exuvies au moment de l'émergence (Ecdysis) dépendait de la hauteur du support et de la densité de la végétation, ce qui montre que les facteurs intrinsèques et extrinsèques sont importants pour déterminer la sélection de l'habitat durant l'émergence. Cette étude fournit davantage de données sur la flore du bassin versant de la Seybouse ainsi que son odonatofaune, elle aussi souligne l'importance de la relation insecte-plante dans la mise en place des plans de restauration efficaces en raison de leur implication dans les processus de colonisation et d'extinction ainsi que dans la dynamique des populations.

Mots clés : *Calopteryx exul*, *Ceonagrion mercuriale*, conservation, Nord-Est Algérien, relation insecte-plante

ملخص

ملخص

تشير العديد من الكائنات الحية في العالم تراجعاً سريعاً من مداها بسبب تدهور بيئتها الحية وبعضها محدودة المدى في توزيعها وبالتالي لديها احتياجات خاصة. هذه الحالات تستحق اهتماماً خاصاً وتتطلب تدابير مستعجلة لمنع انقراضها. كان الغرض من هذه الدراسة تحديد مجموع التنوع النباتاتي و بعض العوامل البيئية المتعلقة بمياه الأودية وفهم آثار هذه البيئات على توزيع مجتمعات اليعاسيب في بعض أودية حوض سيبوس في شمال شرق الجزائر كما أنه تم التطرق الى أثر هذا التنوع النباتي على بعض اليعاسيب المهددة بالانقراض بشكل خاص. تم جرد 73 نوع من نباتات الأودية في هذه الدراسة . وتبين أنه هناك عوامل جوهرية مهمة تساهم في تحديد اختيار مكان التزاوج عند اليعاسيب حيث أظهرت نماذج -Cormack Jolly-Seber أن احتمالات إعادة الاستيطان والبقاء على قيد الحياة لليعاسيب كانت متأثر إيجابياً بعدد المساحات النباتية المضافة لنوع محدد من النبات *Potamogeton nodosus* . وعلاوة على ذلك، أظهرت وجود علاقة إيجابية قوية بين عمر الكبار ونسبة التزاوج الناجح على مدى العمر عند *Calopteryx exul*. كان هناك انخفاض موسمي لحجم جسم اليرقات، مشابهة لما تم تسجيله في الجيل الأول عند المجموعة الأخرى لليعاسيب المدروسة *Coenagrion mercuriale*. يعتمد التقسيم الطبقي لشرانق عند الإنسلاخ على ارتفاع الدعامة المختارة وكثافة الغطاء النباتي و هذا ما يدل على أن كلتا العوامل البيئية الداخلية و الخارجية هامة لتحديد المكان المثالي للقيام بعملية الإنسلاخ . توفر هذه الدراسة مزيداً من البيانات حول نباتات حوض سيبوس في شمال شرق الجزائر وأنواع اليعاسيب القانطة في المنطقة إلى جانب هذا فهي تبرز أيضاً أهمية العلاقة بين النباتات والحشرات التي تشير إلى أن توفير النباتات المهمة للتكاثر لا يزيد من عمر اليعاسيب فحسب ، بل يزيد أيضاً من عدد مرات التزاوج في العمر .

الكلمات المفتاحية : اليعاسيب ، الإنسلاخ ، الانقراض ، البيئية ، الجزائر

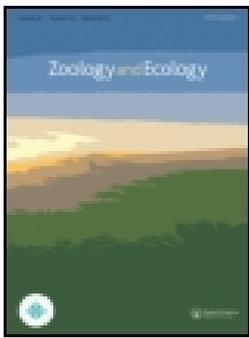
Abstract

Abstract:

Several species worldwide show rapid range retraction due to habitat degradation, and some of them have restricted distribution and specific resource needs. Such cases deserve particular attention and need urgent conservation actions to avoid extinction. The aim of this study was to study the bank flora of the Seybouse watershed and understand its implication on the distribution of odonata communities generally, and on lifecycle of the threatened species (*Ceonagrion mercuriale*, *Calopteryx exul*) specifically. In total 72 macrophyte taxa were recorded. The effects of reproductive habitat supplementation (host oviposition plant) for an endangered endemic damselfly, *Calopteryx exul* were assessed on its survival and mating success of males and females, using capture-mark-recapture data and determined that the species prefer to oviposit on floating leaves of *Potamogeton spp.* Cormack-Jolly-Seber modeling showed that recapture and survival probabilities were positively affected by the number of the host oviposition patches. Moreover, it showed a strong positive relationship between adult lifespan and lifetime mating success. The emergence ecology of the regionally endangered damselfly (*Coenagrion mercuriale*) in Northeast Algeria where the species produces two generations per year (spring and autumnal) were investigated, focusing on the temporal pattern of emergence, body size and vertical stratification of exuviae of the autumnal population. There was a seasonal decline of body size, similar to what was recorded for the spring population. Vertical stratification of exuviae at ecdysis depended on the height of the support and vegetation density, showing that both intrinsic and extrinsic factors are important to determine habitat selection during emergence. This study provides more data about the Seybouse watershed flora and its odonata species besides it also highlights the importance of insect-plant relationship suggesting that host-plant provisioning for reproduction not only increases the survival of individuals, but also increases the number of matings per lifetime. The procedure of supplying reproductive sites may enhance population growth of threatened odonates and other aquatic insects.

Keywords: *Calopteryx exul*, *Ceonagrion mercuriale*, conservation, Northeast Algeria, insect-plant relationship

ANNEXES



Aspects of the emergence ecology of the regionally endangered *Coenagrion mercuriale* (Odonata: Coenagrionidae) in Northeast Algeria

Mohammed Khalil Mellal, Rabah Zebsa, Mourad Bensouilah, Moussa Houhamdi & Rassim Khelifa

To cite this article: Mohammed Khalil Mellal, Rabah Zebsa, Mourad Bensouilah, Moussa Houhamdi & Rassim Khelifa (2018): Aspects of the emergence ecology of the regionally endangered *Coenagrion mercuriale* (Odonata: Coenagrionidae) in Northeast Algeria, *Zoology and Ecology*, DOI: [10.1080/21658005.2018.1504405](https://doi.org/10.1080/21658005.2018.1504405)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/21658005.2018.1504405>



Published online: 27 Aug 2018.



Submit your article to this journal [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)

Aspects of the emergence ecology of the regionally endangered *Coenagrion mercuriale* (Odonata: Coenagrionidae) in Northeast Algeria

Mohammed Khalil Mellal^a, Rabah Zebsa^b, Mourad Bensouilah^a, Moussa Houhamdi^b and Rassim Khelifa^c

^aLaboratory of marine and coastal environments Ecobiology, Department of Biology, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria;

^bLaboratoire Biologie, Eau et Environnement (LBEE), Faculté SNV-STU, Université 8 Mai 1945 Guelma, Guelma, Algeria; ^cDepartment of Evolutionary Biology and Environmental Studies, University of Zurich, Zurich, Switzerland

ABSTRACT

Emergence is a critical phase in the life cycle of odonates because then they are highly susceptible to predation and damage. Thus the ecological understanding of this phenomenon is crucial, particularly for the conservation and management of threatened species. We studied the emergence ecology of the regionally endangered damselfly (*Coenagrion mercuriale*) in Northeast Algeria where the species produces two generations per year (spring and autumnal), focusing on the temporal emergence pattern, body size and vertical stratification of exuviae of the autumnal population. Emergence was synchronous with 50% of the population emerging within eight days. Sex ratio at emergence was slightly female biased. A seasonal decline was observed in the body size of the autumnal population like in that of the spring population. Vertical stratification of exuviae at ecdysis depended on the height of the support and vegetation density. These data are expected to be important for the management and conservation of this threatened species in Northeast Algeria and elsewhere within the distribution range.

ARTICLE HISTORY

Received 10 May 2018
Accepted 23 July 2018

KEYWORDS

Exuviae; body size; conservation; threatened species; Odonata; Damselfly; North Africa

Introduction

The understanding of habitat utilization is a key to effective conservation of threatened species (Morris 2003; Stamps and Swaisgood 2007). Species live within complex habitats where they select specific microclimates maximizing their survival and reproductive success. The knowledge of intrinsic and extrinsic mechanisms underlying microhabitat selection in the wild should be integrated in order to ensure efficient management of threatened populations (Samways, McGeoch, and New 2010).

Freshwater ecosystems harbor very diverse fauna, particularly macroinvertebrates (Clarke et al. 2008). Yet, they are continually threatened with pollution and habitat degradation (Dudgeon et al. 2006). Odonates is a widespread group of insects, occurring in all continents except the Antarctic (Corbet 1999). In the Mediterranean region, 20% of species are threatened with extinction and about 2.5% are currently regionally extinct (Riservato et al. 2009). *Coenagrion mercuriale* Charpentier, 1840 is a damselfly that shows population decline in the region (Ferreira et al. 2015). However, several populations were reported in Northeast Algeria, of which some were relatively large (Khelifa et al. 2016). In this region, *C. mercuriale* produces two generations per year (Mahdjoub et al. 2015). The first generation emerges in spring and the second one in late summer and early autumn. The

temporal pattern of emergence of the first generation has been studied already, and that of the second generation has not been investigated yet.

The emergence, when larvae choose a support (plant, rock, etc.) and remain static at a certain height, is a risky phase in the lifetime of odonates. The choice of the ecdysis height is variable within and among species (Cordero 1995). It can be hypothesized that selection of a particular stratum is not random, but is rather controlled by micro-abiotic (local temperature, exposure to sunlight, or humidity) and biotic factors (predation or competition) (Corbet 1957). Thus, the height of exuviae could be used as a surrogate for the microhabitat choice, and the understanding of microhabitat selection during ecdysis, especially for the species of conservation concern, is crucial for better management. Such data are not available for many dragonflies and damselflies, and particularly for the threatened populations of *C. mercuriale* in North Africa.

At the northern limit of its distribution range, this Atlanto-Mediterranean species has been studied thoroughly with investigations covering the species life history (Corbet 1955; Purse and Thompson 2002, 2003), its reproductive behavior (Purse and Thompson 2009), genetics (Watts et al. 2005; Watts and Thompson 2012), ecology (Rouquette and Thompson 2005; Watts et al. 2005) and conservation issues (Purse 2002; Thompson et al. 2015). The species is known to be

semivoltine at the Northern range limit (Purse and Thompson 2003), but partially bivoltine at the southern range limit (Mahdjoub et al. 2015) with remarkable geographic variation in life history (Corbet, Suhling, and Soendgerath 2006). In the present paper, the temporal pattern of emergence, body size, and vertical stratification of the autumnal generation of *C. mercuriale* in Northeast Algeria is discussed for the first time. We hypothesize that (1) the emergence season of the second generation is shorter than that of the first generation given the short flight season in late summer/early autumn (Mahdjoub et al. 2015), (2) the body size of the second generation individuals like that of the first generation and many other odonates shows a seasonal decline (Corbet 1999; Mahdjoub et al. 2015), and (3) the height of exuviae depends mainly on the height of the support (Zebba, Khelifa, and Kahalerras 2014).

Materials and methods

Study sites

Coenagrion mercuriale was studied upstream of the Seybouse River in the old Bridge canal, Northeast Algeria (36°28'24"N, 7°22'24"E) (Figure 1). It is a shallow watercourse with an average depth of 7 cm and width of 120 cm. The aquatic vegetation therein was mainly represented by shrubs of *Nerium oleander* L., tufts of *Typha angustifolia* L., *Juncus maritimus* Lam, and *Paspalum distichum* L. The site was rich in amphipods, which might be the primary food source for odonate larvae. The population of *C. mercuriale* cohabited with other odonates, namely *Ischnura graellsii* Rambur, 1842, *Calopteryx haemorrhoidalis*

Vander Linden, 1825, *Orthetrum nitidinerve* Selys, 1841, and *O. coerulescens* Fabricius, 1798.

Exuviae sampling

Exuviae of *C. mercuriale* were daily collected in the late afternoon (at 04:00 pm) along three 10 m- long transects in two habitat types – dense high vegetation (mainly *Typha angustifolia*) and short sparse vegetation (mainly *Paspalum distichum*). These sections were chosen based on the occurrence of larvae, and they were demarcated and labelled with small flags. Knowing when the flight season of the second generation begins (Mahdjoub et al. 2015), we started sampling from the third week of August 2016 and continued until the end of the emergence season. We determined the end of the emergence season when after multiple consecutive visits (at least 10), we found no exuviae or teneral (Figure 2). The vegetation in sampling sections of the watercourse was searched thoroughly so that no exuvia was left after each sampling. The height of the exuvia fixation (HE) (distance between the water surface and the tip of exuvia abdomen) and the height of the chosen support (HS) were measured for each exuvia to the nearest 1 cm. Vegetation density within 1 m² of the exuvia was estimated visually to the nearest 5%. To investigate the potential effects of body size and sex, the exuviae were sexed and the length of the body, the width of the head and the length of the wing sheath were measured to the nearest 0.01 mm using a digital caliper in the laboratory. We also calculated EM50 as the number of days when 50% of the population had emerged. The fragmented exuviae, in which the body

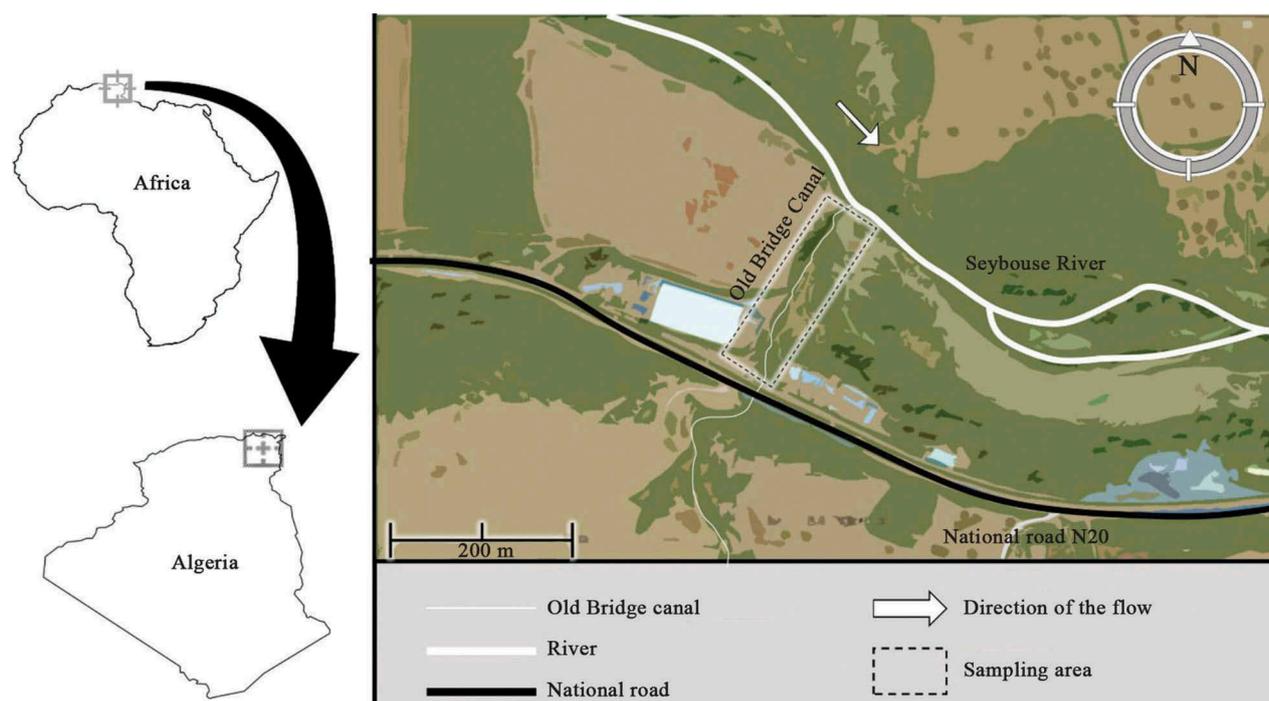


Figure 1. The map showing location of the study area in Northeast Algeria.

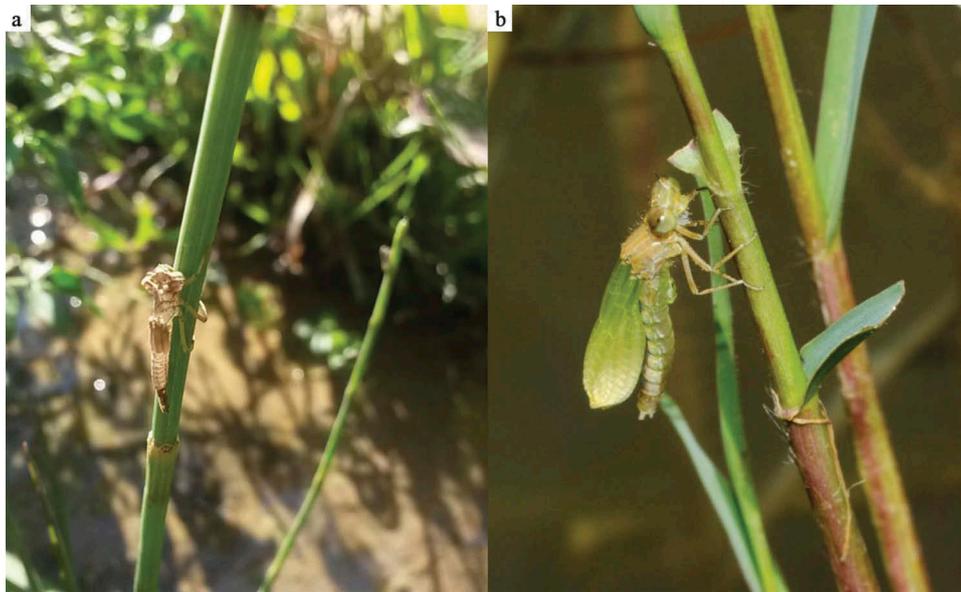


Figure 2. (a) Exuvia and (b) teneral of *Coenagrion mercuriale* in the field.

size and sex were not measured or identified, were excluded from statistical analyses. As the body size might change during the emergence season (Falck and Johansson 2000; Purse and Thompson 2003), we investigated the temporal pattern of body size using the wing sheath length as a surrogate for body size.

Statistical analysis

We conducted all statistical analyses using R 3.4.0 (R Development Core Team 2018). Chi-square tests were used to see whether sex ratio at emergence deviates from unity (1:1). Multiple linear regressions were used to look for the seasonal pattern of body size using days of the year (Julian date) and sex as explanatory variables and the wing sheath length as a response variable. Mann Whitney U-tests were used to test for differences in body measurements between males and females and in vertical stratification between habitat types. Spearman correlation tests were used to look for potential relationships between the three body size measurements, HE and HS, and HS and vegetation density surrounding the exuvia. To investigate the effect of HS and sex (explanatory variables) on HE (response variable), we conducted multiple linear regressions. HS was log-transformed to linearize the data when analyzing the vertical stratification in dense high vegetation. Unless indicated, values are mean \pm SD.

Results

Temporal pattern of emergence

We collected 110 exuviae during the entire season of the second generation. The autumnal emergence season of *C. mercuriale* lasted for 16 days, starting on 29 August and finishing on 13 September 2016. Half of

the exuviae were collected within eight days. Of the 110 exuviae collected, 11 were found degraded with the abdomen partially fragmented and thus sex was not identified. Sex ratio was slightly, but not significantly female biased (58.8%, $\chi^2 = 2.9$, $p = 0.08$).

Body size

Females had a longer body ($W = 1650.5$, $p = 0.001$) and longer wing sheaths ($W = 1714$, $p = 0.0002$) than males, but no sexual difference was recorded for the head width ($W = 1356$, $p = 0.23$) (Table 1). A positive correlation was found to exist between the body length and the head width (Spearman correlation: $r = 0.33$, $p < 0.001$), the body length and the wing sheath length ($r = 0.40$, $p < 0.0001$) and the head width and the wing sheath length ($r = 0.26$, $p = 0.007$). As correlations between the three morphological traits were significant, the seasonal pattern of body size was investigated only based on the wing sheath length because of its lower susceptibility to measurement errors due to exuvia deformation. We found a seasonal decline in the wing sheath length ($R^2 = 0.33$, Table 2, Figure 3) revealing that the individuals emerging early in the season had longer wings than those emerging later.

Table 1. Mean, SD, SE and 95% confidence intervals of three morphological variables of *Coenagrion mercuriale*.

Variable	Sex	Mean	N	SD	SE	LCI	UCI
Body length (mm)	Female	16.00	58	1.22	0.16	15.69	16.31
	Male	15.17	41	0.65	0.10	14.97	15.37
Head width (mm)	Female	3.24	58	0.26	0.03	3.17	3.30
	Male	3.18	41	0.27	0.04	3.10	3.26
Wing sheath length (mm)	Female	3.70	58	0.28	0.04	3.63	3.77
	Male	3.47	41	0.26	0.04	3.39	3.55

Table 2. Summary statistics of the linear model assessing the seasonal pattern of wing sheath length in *Coenagrion mercuriale*.

	Estimate	Std. Error	t value	p value
Intercept	11.065	1.574	7.032	< 0.0001
Season	-0.030	0.006	-4.667	< 0.0001
Sex[Male]	-0.202	0.048	-4.211	0.0001

Vertical stratification

Of the total number of exuviae, 65 (58.5%) were found in sparse vegetation areas whereas 46 (41.5%) were found in densely vegetated ones. There was a positive correlation revealed between HS and vegetation density ($r = 0.34$, $p = 0.0005$), showing that shorter substrates occurred in open areas whereas longer substrates occurred in dense areas. Overall, the average height at which ecdysis occurred (HE) was 5.90 ± 3.11 cm, and there was no difference revealed between habitat types ($W = 1286$, $p = 0.49$). To

determine the relationship between HE and HS, we analyzed the two habitat types separately. The vertical stratification of exuviae showed a positive logarithmic pattern in dense high vegetation ($R^2 = 0.25$, Figure 4 (a)) and a non-significant linear pattern in sparse short vegetation ($R^2 = 0.11$, Figure 4(b)). In both habitat types, there was no difference observed in the vertical stratification between males and females (Table 3).

Discussion

Our study focuses on some aspects of the emergence ecology of a locally endangered odonate in a North African population and presents the information that might be useful for this species conservation and management. In summary, the emergence season of the second generation of *C. mercuriale* was found to be short; the seasonal pattern of body size during the emergence season was declining; and as expected,

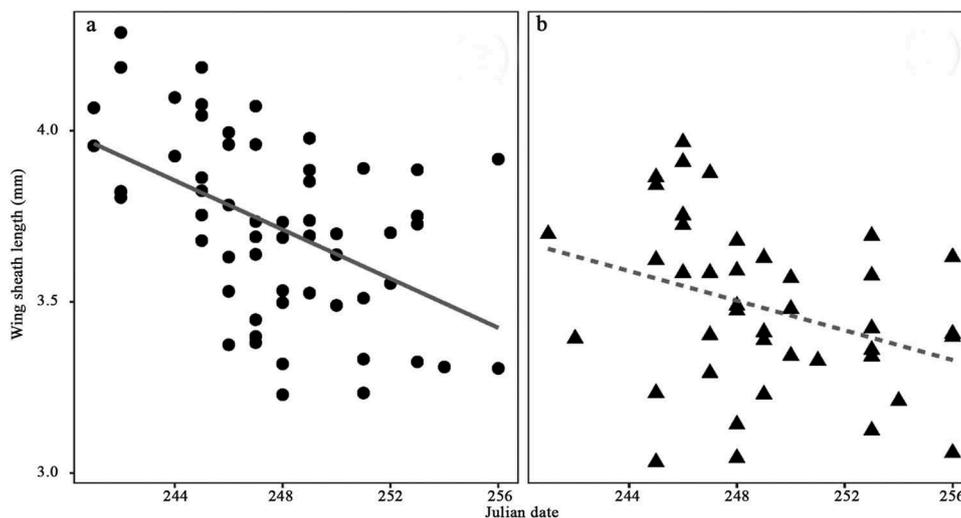


Figure 3. A seasonal pattern of the wing sheath pad of *Coenagrion mercuriale* female (a) and male (b) exuviae. Dashed and solid lines indicate males and females, respectively.

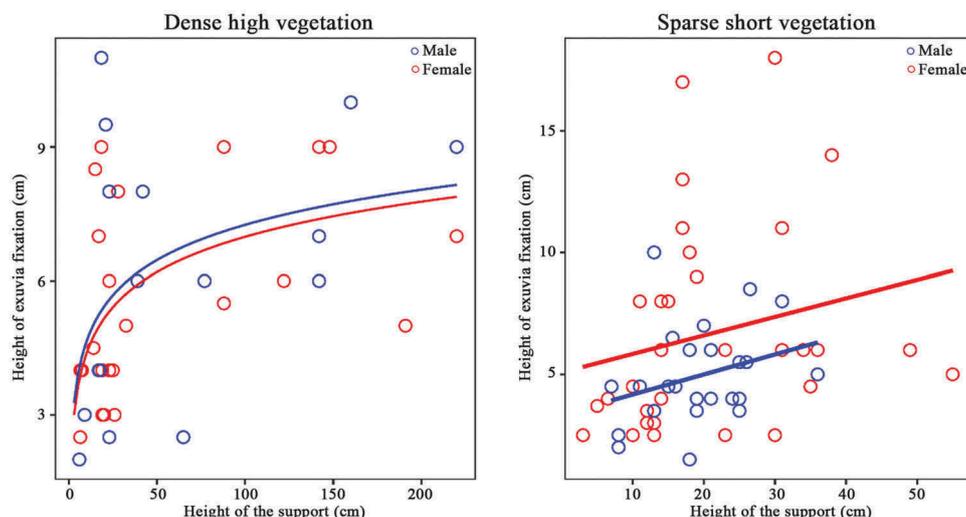


Figure 4. The relationship between the height of exuvia fixation and the support height in *Coenagrion mercuriale*. Red stands for females and blue for males.

Table 3. Summary statistics of the linear model assessing the vertical stratification of *Coenagrion mercuriale* exuviae. In dense high vegetation, HS was log-transformed to fit a linear model.

Habitat type	Explanatory variable	Estimate	Std. Error	t value	p value
Dense high vegetation	Intercept	1.753	1.220	1.437	0.159
	log(HS)	1.136	0.323	3.510	0.001
	Sex[Male]	0.268	0.714	0.375	0.710
Short sparse vegetation	Intercept	5.052	1.062	4.754	< 0.0001
	HS	0.077	0.042	1.809	0.076
	Sex[Male]	-1.607	0.894	-1.797	0.078

the height at which ecdysis occurred was positively correlated to the support height and also depended on vegetation density.

The number of exuviae collected during the emergence season of the second *C. mercuriale* generation is consistent with the partial bivoltinism suggested for the population (Mahdjoub et al. 2015). In fact, the first generation of the population under study was investigated employing the same methodology as the one used in the current study, i.e. a similar surface was sampled, yielding 317 exuviae (Mahdjoub et al. 2015). The size of the emerged second generation in late summer and early autumn accounts for about one third of that of the first generation. Nevertheless, the mark-capture-recapture (CMR) of adults of the first generation conducted during the same year yielded a total of 1008 marked individuals (772 males and 236 females) and an estimated population size of 1800 individuals (Khelifa et al. 2016). Based on CMR of the second generation of the year, a total of 252 individuals were marked (Khelifa R., unpublished data), which corresponds to a quarter of the abundance of the first generation. Our results also suggest that the population size of adults produced during a year is larger than expected (Khelifa et al. 2016), and might approximate 2500 imagoes emerged per year. This unprotected site, which also harbors a large population of the Mediterranean endemic *Orthetrum nitidissime*, is under constant habitat degradation and disturbance (fire, wild stock pasturing, and pollution), and thus needs an urgent conservation plan.

The emergence of the second generation of *C. mercuriale* was quite synchronous. Compared to the first generation of the same population, the EM50 of the second generation was three times shorter (Mahdjoub et al. 2015). Similar partial bivoltinism was recorded in the endemic endangered damselfly *Calopteryx exul* in Northeast Algeria (Khelifa 2017). The shorter EM50 is probably partly due to the smaller population size of the second generation of the year and partly due to different climatic conditions (warmer temperatures) that promote synchronous development and emergence. It is still unclear whether the partially bivoltine life history pattern is due to plasticity, i.e. response to warm conditions – warmer temperatures allow some

individuals to develop faster and emerge before winter, or to adaptive mechanisms – emerging in late summer offers an advantage in fitness. Indeed, the recently revealed genetic differentiation between North African and European populations of the congeneric species *C. puella* (Ferreira et al. 2015) suggests that partial bivoltinism is likely to be the outcome of *C. mercuriale* life history adaptation to North African climatic conditions. However, further experimental investigations are needed to reveal the origin of partial bivoltinism.

The body size of both sexes declined during the emergence season. The seasonal decline of body size during emergence is considered as the norm because it has been observed in many dragonflies and damselflies (Banks and Thompson 1985; Corbet 1999; Inden-Lohmar 1997; Purse and Thompson 2003). Similar seasonal decline was observed in the first generation of *C. mercuriale* (Mahdjoub et al. 2015). The body size is often related to the development rate, i.e. the faster development leads to a smaller body size (Blanckenhorn 2000). If the seasonal pattern is purely a result of thermal plasticity, the seasonal decline of the body size can be explained by the fact that the eggs that were laid in late spring and early summer develop slower than those that were laid in midsummer due to the seasonal increase of temperature (Vannote and Sweeney 1980), which leads to differential size at emergence. There is another mutually non-exclusive hypothesis that may explain the seasonal decline of body size. Johansson & Rowe (1999) illustrated that the decrease of body size at emergence may result from mechanisms that are not related to thermal response, which suggests an evolutionary explanation. As hypothesized by Rowe and Ludwig (1991), there could be a conflict between age and size at emergence, that is, the cost of emerging late increases with the emergence season due to the shorter reproductive season, thus individuals could 'decide' to emerge smaller rather than spending longer time growing at the aquatic stage.

As expected, the height at which ecdysis took place was mainly dependent on the height of the chosen support. The relationship between HE and HS was positive, which is similar to several other species (Zebsa, Khelifa, and Kahalerras 2014; Zebsa et al. 2014; Hadjoudj et al. 2014). However, the peculiarity of *C. mercuriale* is that this relationship had a logarithmic shape even when the support height was not a limiting factor. This means that there are other factors besides the height of the support that limit larvae to a particular stratum height. Further experimental studies should reveal the implication of predation and other sources of mortality on the height of exuvia fixation in particular and emergence site selection in general (Jakob and Suhling 1999). Our present investigation has

provided new data on the emergence ecology of *C. mercuriale*; a species that requires an urgent management plan. In order to manage potential habitats for reintroduction or translocation (Thompson et al. 2015), it is important to have information on the habitat selection during emergence. The availability of preferred emergence sites is a key to predator and disturbance avoidance that could be fatal during ecdysis. Information presented in this article is essential for developing the conservation plan for *C. mercuriale* not only on the regional scale but also on a larger scale. Freshwater communities in Northeast Algeria are threatened with habitat degradation and pollution (Khedidja and Boudoukha 2013; Reggam et al. 2017). This has led to the extinction of several subpopulations of the endemic damselfly *Calopteryx exul* (Khelifa and Mellal 2017). Although a dozen of *C. mercuriale* subpopulations are currently existing in the Seybouse watershed (Khelifa et al. 2016), rapid extinction of some of them could be expected in years to come. In addition, we still have little data on the distribution of the species in other Algerian watersheds and thus further investigations are needed. A better knowledge of the factors that facilitate colonization of new habitats and the application of conservation measures to maintain the currently existing populations are required.

Acknowledgments

We are thankful to the reviewers for their constructive comments.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

References

- Banks, M. J., and D. J. Thompson. 1985. "Emergence, Longevity and Breeding Area Fidelity in *Coenagrion puella* (L.) (Zygoptera: Coenagrionidae)." *Odonatologica* 14 (4): 279–286.
- Blanckenhorn, W. U. 2000. "The Evolution of Body Size: What Keeps Organisms Small?" *The Quarterly Review of Biology* 75 (4): 385–407. doi:10.1086/393620.
- Clarke, A., R. M. Nally, N. Bond, and P. S. Lake. 2008. "Macroinvertebrate Diversity in Headwater Streams: A Review." *Freshwater Biology* 53 (9): 1707–1721. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x.
- Corbet, P. S. 1955. "The Larval Stages of *Coenagrion Mercuriale* (Charp.) (Odonata: Coenagrionidae)." *Proceedings of the Royal Entomological Society, London (A)* 30: 115–126.
- Corbet, P. S. 1957. "The Life-History of the Emperor Dragonfly *Anax imperator* Leach (Odonata: Aeshnidae)." *The Journal of Animal Ecology* 1–69. doi:10.2307/1781.
- Corbet, P. S. 1999. *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Colchester: Harley Books.
- Corbet, P. S., F. Suhling, and D. Soendgerath. 2006. "Voltinism of Odonata: A Review." *International Journal of Odonatology* 9 (1): 1–44. doi:10.1080/13887890.2006.9748261.
- Cordero, A. 1995. "Vertical Stratification during Emergence in Odonates." *Notulae Odonatologicae* 4 (6): 103–105.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, D. J. Zen-Ichiro Kawabata, C. L. Knowler, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, and M. L. J. Stiassny. 2006. "Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges." *Biological Reviews* 81 (2): 163–182. doi:10.1017/S1464793105006950.
- Falck, J., and F. Johansson. 2000. "Patterns in Size, Sex Ratio and Time at Emergence in a South Swedish Population of *Sympetrum sanguineum* (Odonata)." *Aquatic Insects* 22 (4): 311–317. doi:10.1076/0165-0424(200010)22:4;1-Y;FT311.
- Ferreira, S., F. Martínez-Freiria, J.-P. Boudot, M. E. Haissofi, N. Bennis, P. C. Alves, P. C. Watts, D. J. Thompson, and J. C. Brito. 2015. "Local Extinctions and Range Contraction of the Endangered *Coenagrion mercuriale* in North Africa." *International Journal of Odonatology* 18 (2): 137–152. doi:10.1080/13887890.2015.1017846.
- Hadjoudj, S., R. Khelifa, A. Guebailia, H. Amari, S. Hadjadj, R. Zebba, M. Houhamdi, and M. Riadh. 2014. "Emergence Ecology of *Orthetrum cancellatum*: Temporal Pattern and Microhabitat Selection (Odonata: Libellulidae)." *Annales de la Société entomologique de France (NS)* 50 (3–4): 343–349. doi:10.1080/00379271.2014.938941.
- Inden-Lohmar, C. 1997. Sukzession, struktur und dynamic von Libellenpopulationen an Kleingewässern unter besonderer Berücksichtigung von *Aeshna cyanea* Odonata: Aeshnidae. Ph.D. dissertation, University of Bonn, Germany.
- Jakob, C., and F. Suhling. 1999. "Risky Times? Mortality during Emergence in Two Species of Dragonflies (Odonata: Gomphidae, Libellulidae)." *Aquatic Insects* 21 (1): 1–10. doi:10.1076/aqin.21.1.1.4537.
- Johansson, F. and Rowe, L. 1999. "Life history and behavioral responses to time constraints in a damselfly." *Ecology* 80: 1242–1252. doi: 10.2307/177071
- Khedidja, A., and A. Boudoukha. 2013. "Risk Assessment of Agricultural Pollution on Groundwater Quality in the High Valley of Tadjenanet: Chelghoum Laid (Eastern Algeria)." *Desalination and Water Treatment* 51 (1–3): 292–301. doi:10.1080/19443994.2012.714521.
- Khelifa, R. 2017. "Partial Bivoltinism and Emergence Patterns in the North African Endemic Damselfly *Calopteryx exul*: Conservation Implications." *African Journal of Ecology* 55 (2): 145–151. doi:10.1111/aje.2017.55.issue-2.
- Khelifa, R., and M. K. Mellal. 2017. "Host-Plant-Based Restoration as a Potential Tool to Improve Conservation Status of Odonate Specialists." *Insect Conservation and Diversity* 10 (2): 151–160. doi:10.1111/icad.12212.
- Khelifa, R., R. Zebba, H. Amari, M. K. Mellal, H. Mahdjoub, and A. Kahalerras. 2016. "A Hotspot for Threatened Mediterranean Odonates in the Seybouse River (Northeast Algeria): Are IUCN Population Sizes Drastically Underestimated?" *International Journal of Odonatology* 19 (1–2): 1–11. doi:10.1080/13887890.2015.1133331.
- Mahdjoub, H., R. Khelifa, R. Zebba, Z. Bouzlama, and M. Houhamdi. 2015. "Bivoltinism in *Coenagrion mercuriale* (Zygoptera: Odonata) in the Southern Margin of Its

- Distribution Range: Emergence Pattern and Larval Growth." *African Entomology* 23 (1): 59–67. doi:10.4001/003.023.0120.
- Morris, D. W. 2003. "How Can We Apply Theories of Habitat Selection to Wildlife Conservation and Management?" *Wildlife Research* 30 (4): 303–319. doi:10.1071/WR02028.
- Purse, B. 2002. "The Ecology and Conservation of the Southern Damselfly (*Coenagrion mercuriale* – Charpentier) in Britain." In *R&D Technical Report W1-021/TR*, edited by Environment Agency, Bristol, BS32 4UD: University of Liverpool.
- Purse, B. V., and D. J. Thompson. 2002. "Voltinism and Larval Growth Pattern in *Coenagrion mercuriale* (Odonata: Coenagrionidae) at Its Northern Range Margin." *European Journal of Entomology* 99 (1): 11–18. doi:10.14411/eje.2002.004.
- Purse, B. V., and D. J. Thompson. 2003. "Emergence of the Damselflies, *Coenagrion Mercuriale* and *Ceriagrion tenellum* (Odonata: Coenagrionidae), at Their Northern Range Margins, in Britain." *European Journal of Entomology* 100 (1): 93–100. doi:10.14411/eje.2003.018.
- Purse, B. V., and D. J. Thompson. 2009. "Oviposition Site Selection by *Coenagrion mercuriale* (Odonata: Coenagrionidae)." *International Journal of Odonatology* 12 (2): 257–273. doi:10.1080/13887890.2009.9748344.
- R Development Core Team. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reggam, A., E.-H. Bouchelaghem, S. Hanane, and M. Houhamdi. 2017. "Effects of Anthropogenic Activities on the Quality of Surface Water of Seybouse River (Northeast of the Algeria)." *Arabian Journal of Geosciences* 10 (10): 219. doi:10.1007/s12517-017-3010-4.
- Riservato, E., J.-P. Boudot, S. Ferreira, M. Jović, V. J. Kalkman, W. Schneider, B. Samraoui, and A. Cuttelod. 2009. "The Status and Distribution of Dragonflies of the Mediterranean Basin." Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. vii + 33 pp
- Rouquette, J. R., and D. J. Thompson. 2005. "Habitat Associations of the Endangered Damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a Water Meadow Ditch System in Southern England." *Biological Conservation* 123 (2): 225–235. doi:10.1016/j.biocon.2004.11.011.
- Rowe, L., and D. Ludwig. 1991. "Size and Timing of Metamorphosis in Complex Life Cycles: Time Constraints and Variation." *Ecology* 72 (2): 413–427. doi:10.2307/2937184.
- Samways, M. J., M. A. McGeoch, and T. R. New. 2010. *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods*. Oxford: Oxford University Press.
- Stamps, J. A., and R. R. Swaisgood. 2007. "Someplace like Home: Experience, Habitat Selection and Conservation Biology." *Applied Animal Behaviour Science* 102 (3): 392–409. doi:10.1016/j.applanim.2006.05.038.
- Thompson, D. J., A. L. Thompson, L. Kerry, and P. Gotham. 2015. "Reintroduction and Establishment of *Coenagrion mercuriale* (Charpentier) (The Southern Damselfly) on Venn Ottery Common, Devon." *Journal of the British Dragonfly Society* 31: 14–23.
- Vannote, R. L., and B. W. Sweeney. 1980. "Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities." *The American Naturalist* 115 (5): 667–695. doi:10.1086/283591.
- Watts, P. C., and D. J. Thompson. 2012. "Developmental Plasticity as a Cohesive Evolutionary Process between Sympatric Alternate-Year Insect Cohorts." *Heredity* 108 (3): 236. doi:10.1038/hdy.2011.63.
- Watts, P. C., S. J. Kemp, I. J. Saccheri, and D. J. Thompson. 2005. "Conservation Implications of Genetic Variation between Spatially and Temporally Distinct Colonies of the Endangered Damselfly *Coenagrion mercuriale*." *Ecological Entomology* 30 (5): 541–547. doi:10.1111/j.0307-6946.2005.00721.x.
- Zebba, R., R. Khelifa, and A. Kahalerras. 2014. "Emergence Pattern, Microhabitat Choice, and Population Structure of the Maghribian Endemic *Gomphus lucasii* Selys, 1849 (Odonata: Gomphidae) in Northeastern Algeria." *Aquatic Insects* 36 (3–4): 245–255. doi:10.1080/01650424.2015.1083587.
- Zebba, R., R. Khelifa, A. Kahalerras, H. Djalal, and M. Houhamdi. 2014. "Emergence Pattern, Site Selection, and Seasonal Regulation of *Onychogomphus costae* Selys, 1885 (Odonata: Gomphidae) in Northeastern Algeria." *Aquatic Insects* 36 (3–4): 257–265. doi:10.1080/01650424.2015.1087574.



Reproductive habitat provisioning promotes survival and reproduction of the endangered endemic damselfly *Calopteryx exul*

Mohamed Khalil Mellal¹ · Mourad Bensouilah¹ · Moussa Houhamdi² · Rassim Khelifa³ 

Received: 7 May 2018 / Accepted: 23 August 2018
© Springer Nature Switzerland AG 2018

Abstract

Effective habitat management is predicted to have positive effects on populations and species of conservation concern. Although studies have shown that ecological processes such as colonization can be promoted after habitat management, we still need more information on the survival and reproductive consequences at the individual level in order to reach positive conservation outcome. Here we assess the effects of reproductive habitat supplementation (host oviposition plant) on survival and mating success of an endangered endemic damselfly, *Calopteryx exul*, using capture-mark-recapture data. We first determined that the species prefer to oviposit on floating leaves of *Potamogeton* spp. Based on Cormack-Jolly-Seber modeling, we found that recapture and survival probabilities were positively affected by the number of the host oviposition patches of the host plant. Moreover, we showed a strong positive relationship between adult lifespan and lifetime mating success. Our results suggest that host-plant provisioning for reproduction not only increases the survival of individuals, but also increases the number of matings per lifetime. The procedure of supplying reproductive sites may enhance population growth of threatened odonates and other aquatic insects.

Keywords Conservation · Restoration · Oviposition · Odonates · Plants · Oviposition · Algeria

Electronic supplementary material The online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s10841-018-0085-5>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

✉ Rassim Khelifa
rassimkhelifa@gmail.com

Mohamed Khalil Mellal
mohamedkhalil.mellal@gmail.com

Mourad Bensouilah
bensouilah_mourad@yahoo.fr

Moussa Houhamdi
houhamdimoussa@yahoo.fr

¹ Laboratory of Marine and Coastal Environments Ecobiology, Department of Biology, Badji Mokhtar University, BP 12, 23000 Annaba, Algeria

² Laboratoire Biologie, Eau et Environnement (LBEE), University of 08 May 1945, 24000 Guelma, Algeria

³ Institute of Evolutionary Biology and Environmental Studies, University of Zurich, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zurich, Switzerland

Introduction

Habitat degradation is one of the major causes of species extinction in various ecosystems. The increase in human-related activities has damaged the natural habitat of species, leading to biodiversity loss with imminent effects on ecosystem functioning and human well-being (Díaz et al. 2006). It is imperative to understand the ecology of threatened species and find globally-feasible solutions in order to maintain existing populations and recover extinct populations of species of conservation concern (Akçakaya et al. 2018; Sanderson 2006).

There is evidence that freshwater habitat is under huge anthropogenic pressure (Darwall et al. 2011; Galewski et al. 2011). Although freshwater ecosystems cover less than 1% of world's surface, they harbor a highly diverse fauna and flora (Dudgeon et al. 2006; Strayer and Dudgeon 2010). Importantly, freshwater animal diversity is related to vegetation availability (Biggs et al. 2005; Goertzen and Suhling 2013; Hassall et al. 2011) which suggests that the latter might be essential for the maintenance of the diversity of communities. In fact, since many freshwater animals

depend on aquatic macrophytes, the latter represent a biological vacuum which attracts species and increases diversity (Lucena-Moya and Duggan 2011; Thomaz and Cunha 2010). Such ecological properties have crucial importance in conservation and management of biodiversity.

One of the most studied insect groups in freshwater ecosystems are odonates (dragonflies and damselflies) (Córdoba-Aguilar 2008). The global diversity of odonates was estimated to about 7000 species (Kalkman et al. 2008). Species are generally either exophytic (lay their eggs in the water and on other substrates) or endophytic species (lay their eggs inside plant tissue). For the latter, many species are plant-specialist (Andersen et al. 2016; Corbet 1999), that is, they select a few plant species with specific properties (anatomical and mechanical) to lay eggs (Matushkina and Gorb 2007; Matushkina et al. 2016). On one hand, plant-dependence makes the odonate species vulnerable because if the plant disappears the species will not lay eggs, and thus the population will vanish. On the other hand, the plant-dependence may make the restoration of populations easier because providing the target plant (substrate provision) species in the preferred habitats will promote colonization. Unfortunately, knowledge on the plant preferences is lacking for many species, particularly of those of conservation concern. Moreover, although substrate provision has been shown to enhance colonization and increase population size (Khelifa and Mellal 2017), there is no data showing any effects on the survival of individuals.

In this study, the oviposition site selection was examined on a natural population with two field experiments in which different plant species are manipulated. We then analyzed capture-mark-recapture (CMR) data carried out in Northeast Algeria to: (1) estimate survival probability of males and females using Cormack-Jolly-Seber models, (2) assess the effects of substrate provision on survival probability, and (3) examine the link between survival probability and mating success by analyzing the relationship between the number of matings per lifetime and lifespan. These aspects which are crucial for the conservation of the species have not been studied before.

Materials and methods

Study area

The oviposition site selection study was conducted in a stream (El Fedjoudj P) situated upstream of the Seybouse watershed, Northeast Algeria (36.4726°N, 7.3763°E). The watercourse of relatively fast water flow was on average 2 m width and 0.7 m depth.

The CMR study was carried out on a site (El Fedjoudj S) located in the Seybouse watershed, Northeast Algeria. The

site is 5 km away from El Fedjoudj P (36.4776°N, 7.3990°E) and is characterized with an average width of 12 m and an average depth of 1.2 m. In both sites, vegetation in the bank mostly consisted of *Typha angustifolia*, *Paspalum distichum*, and a few patches of floating leaves of *Potamogeton nodosus* or *P. pectinatus*. Apart from *C. exul* there are other coexisting damselflies such as *Platynemis subdilatata*, *Coenagrion caerulescens*, and *Ischnura graellsii*, and Dragonflies such as *Gomphus lucasii*.

Study species

Calopteryx exul (Zygoptera, Calopterygidae) is an endemic endangered damselfly that exists only in Tunisia, Algeria, and Morocco. Large populations were found in Northeast Algeria (Khelifa et al. 2016), but a recent study reported the extinction of important subpopulations and thus suggests that the species should be listed as critically endangered (Khelifa and Mellal 2017). The damselfly lives in rivers and streams with relatively fast-flowing water. The males are territorial and guard patches of floating plants where females lay eggs. A very little is known about the ecology and demography of the species, particularly the oviposition site selection.

Oviposition site selection

To determine oviposition site selection, we carried out two field experiments that consisted of providing three plant species on which *C. exul* females have been observed to lay eggs. These plants are *Potamogeton nodosus*, *Typha angustifolia*, and *Paspalum distichum*. These species are the most dominant species in the banks of the Seybouse River, and most populations of *C. exul*. We set one territory with three patches of each plant species of equal surfaces (40×40 cm) in a part of the watercourse where the water flow was relatively fast (preferred habitat for the species). In experiment 1, from 11 to 16 June 2010, we recorded the species at which the female first lands. In fact, damselflies can recognize the preferred plant species for oviposition by vision and first land on it (Lambret et al. 2015; Martens 2001). We removed the female after she landed to avoid the effect of conspecific cues on substrate choice (Byers and Eason 2009; Martens 1993). In experiment 2, from 24 to 30 June 2010, to understand where eggs are mostly laid, we recorded the time spent ovipositing on each plant species. Oviposition duration is often correlated with the number of eggs laid (Corbet 1999).

Capture-mark-recapture

The study area was limited to 400 m based on the occurrence of the species. In fact, the closest viable population is at least 2 km away. The site was divided into 8 sections

within which sampling was possible (Fig. 1). Within a 400 m transect, adults of *Calopteryx exul* were daily captured with a hand net, marked with a permanent marker, and released for subsequent recovery between 21 May and 2 July 2016. For each occasion, we noted the sex and reproductive state of each individual. The reproductive state of males was recorded as reproductive (when we observed copulation, oviposition, or guarding ovipositing females) or not (when none of the latter was recorded). Thus since the male can mate with several females during a day, this measure reflects only whether the male mated or not during a particular day.

Substrate provisioning

The study site naturally contained only three patches of *Potamogeton* spp. We increased the number of patches gradually to 10 by adding artificial patches collected from a different site. Because some oviposition patches were lost over time, we recorded the number of patches every visit and replaced the lost patches in the following sampling occasion. Figure S1 shows the number of patches for each sampling occasion. The artificial oviposition patches were placed specifically in areas where the water flow and bank vegetation were suitable for the damselfly (successful reproduction) (Khelifa 2013). Each patch was about 0.7–0.8 m², that is the surface covered by the leaves and stems of the floating plant. The artificial patch containing leaves and stems of the aquatic plant were attached with a wire and the stems were planted in the bank’s soil. The artificial reproductive sites were shown to be effective in attracting individuals and promote reproduction (Fig. 2) (Khelifa and Mellal 2017).

Fig. 1 Location map of the study site in the Seybouse watershed, Northeast Algeria. Oviposition patch E was constantly removed by fishermen, and thus the maximal number of patches was 10. (Color figure online)

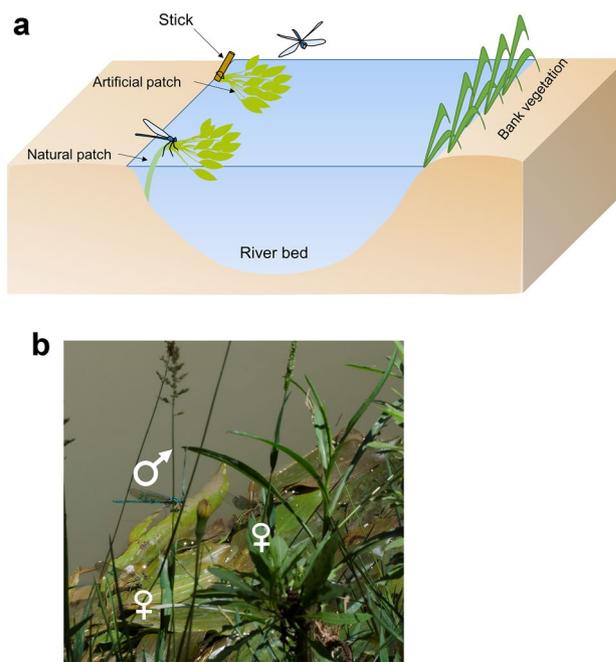
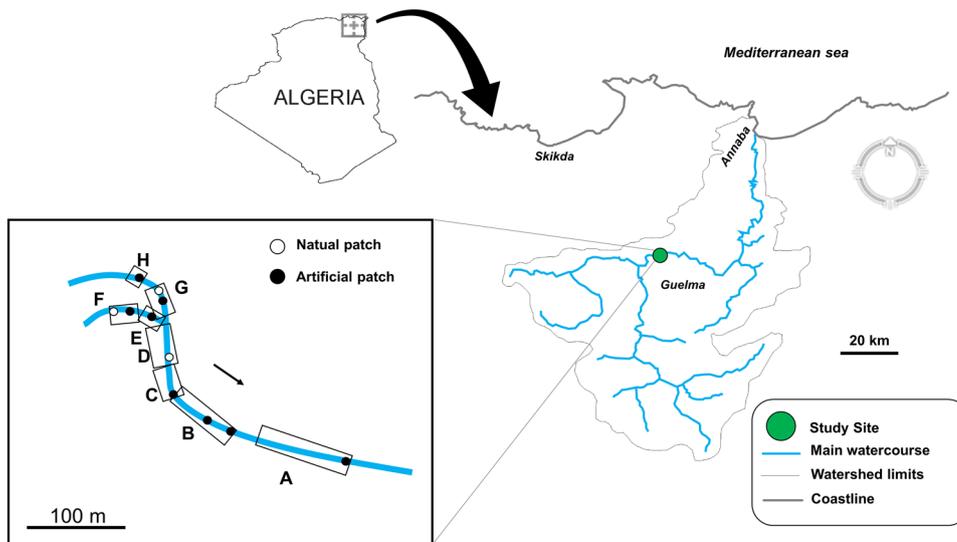


Fig. 2 Artificial oviposition site. **a** Field setting for artificial oviposition site. **b** The artificial site was built by leaves and stems of *Potamogeton nodosus* for *Calopteryx exul* oviposition. The oviposition patch is occupied by a male and two ovipositing females

Statistical analyses

Statistical analyses were carried out with the R3.4.0 software. To assess the oviposition site selection during landing, we used a logistic regression with landing (coded as 1 or 0) as a response variable and plant species as an explanatory variable. To reveal which species is the most used as oviposition site, we carried out a one-way ANOVA in which oviposition duration was used as the response

variable and plant species as an explanatory variable. Tukey post hoc tests were used for pairwise comparison between treatments. Before using CJS modeling, we tested the goodness of fit of the model using the `release.gof` function from RMark (Amstrup et al. 2010). All three tests (Test2, Test3, and Total) assessing trap-release and transience showed non-significance ($P > 0.50$), which imply that the data are suitable for Cormack-Jolly-Seber (CJS) modeling. Detection and survival probabilities were estimated with CJS model using RMark package (Laake 2013). We used a step-by-step procedure to select the best model. First, we fixed the survival parameter (Φ) and increased the complexity of the model for detection parameter (p) by sequentially adding sex, time, air temperature and the number of oviposition site, including interactions. After ranking the models based on the AICc (corrected Akaike information criterion), we selected the most parsimonious one with lowest AICc. For survival probability, we fixed the detection parameter to the best model for p , then we increased the complexity of the model for Φ by adding the same covariates for p . We used AICc and parsimony to select the best model for survival. The parameters were estimated with the `get.real` function from the RMark package and to predict both parameters across time-varying covariate.

To evaluate the link between lifespan, territory supplementation and mating success, we used three surrogate variables. First, we used lifetime mating success (LMS)—the number of times that an individual was observed mating (copulation or oviposition) during its lifespan. Second, we estimated the apparent lifespan as the number of days between first capture and last observation. Third, we counted for each individual the sum of territories that were available during their lifespan. For instance, if an individual was observed in the site during 3 days in which the number of territories was 10, the total number was counted as 30. We used a Poisson model to regress the LMS against the estimated lifespan, total number of territories and sex.

Results

Capture-mark-recapture data

A total of 238 individuals (140 females and 98 males) were captured and marked. The sex ratio of our sample was significantly female biased ($\chi^2 = 7.41$, $df = 1$, $P = 0.006$). Of the total number of individuals, 144 (60.5%) were subsequently recorded after release. The number of captured individuals was not homogenous across the eight sections ($\chi^2 = 7.41$, $df = 7$, $P < 0.0001$), varying from 5 in section D to 76 in section A (Table 1).

Table 1 Number of males and females capture in each section of the study site

Section	Total no. individuals	No. females	No. males
A	76	48	28
B	60	31	29
C	8	5	3
D	5	1	4
E	19	11	8
F	30	22	8
G	23	10	13
H	17	12	5
Total	238	140	98

Table 2 Summary statistics of the logistic regression assessing the landing probability of *C. exul* females on three potential oviposition plant substrates

	Estimate	Std. Error	z value	P
Intercept	-2.890	1.027	-2.813	0.0049
Substrate [Potamogeton]	3.920	1.152	3.403	0.0006
Substrate [Typha]	1.569	1.171	1.339	0.1805

The base level is *Paspalum distichum*, used as intercept for contrast calculations

Oviposition site preference

The field experiment assessing the probability of landing on a specific plant was based on 26 females.

We found that there was a clear preference for *Potamogeton nodosus* (Table 2). The respective landing frequencies for *P. nodosus*, *T. angustifolia* and *P. distichum* were 0.74, 0.21 and 0.05, respectively (Fig. 3a). Another field experiment carried out on 15 females surveying the time spent ovipositing on each substrate type showed a similar pattern (ANOVA: $F_{2,42} = 169$, $P < 0.0001$). The average oviposition duration was 47.5 ± 8.87 min. Tukey post hoc tests showed that *P. nodosus* was highly significantly used for oviposition with respect to *T. angustifolia* ($P < 0.0001$) and *P. distichum* ($P < 0.0001$), but no significant difference between the latter two species ($P = 0.48$). The species spent 91.5%, 7.4% and 1.1% of the oviposition time on *P. nodosus*, *T. angustifolia*, and *P. distichum*, respectively (Fig. 3b). Thus, the two experiments showed a preference for *P. nodosus* as oviposition substrate in *C. exul*.

Survival probability

Based on a constant CJS model for recapture and survival [$\Phi(\cdot) p(\cdot)$], we estimated an average recapture rate of 0.41 [95% CI 0.38–0.45] and an average survival rate of 0.84

Fig. 3 Oviposition site selection of *Calopteryx exul*. **a** Frequency of landing of females on three types of substrates. **b** Average time of oviposition in three types of substrates. Error bars indicate 95% confidence intervals

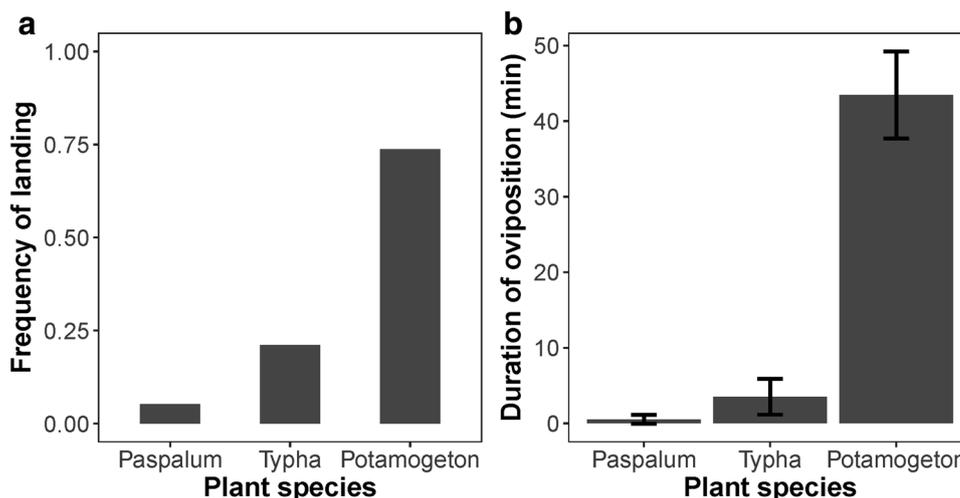


Table 3 Model selection results for detection probability of the Cormack-Jolly-Seber for capture-mark-recapture data of *Calopteryx exul*

Model	npar	AICc	Δ AICc	Weight	Deviance
Phi(.)p(Sex + N.patches)	4	2139.95	0.00	0.7324	1653.29
Phi(.)p(Sex * N.patches)	5	2141.96	2.01	0.2675	1653.27
Phi(.)p(Sex + time)	45	2160.78	20.83	0.0000	1586.04
Phi(.)p(Sex + Time)	4	2166.01	26.06	0.0000	1679.35
Phi(.)p(Sex * Time)	5	2166.76	26.81	0.0000	1678.07
Phi(.)p(Sex)	3	2170.18	30.23	0.0000	1685.54
Phi(.)p(N.patches)	3	2213.38	73.43	0.0000	1728.74
Phi(.)p(Time)	3	2233.05	93.10	0.0000	1748.41
Phi(.)p(.)	2	2233.19	93.24	0.0000	1750.57
Phi(.)p(time)	44	2234.86	94.91	0.0000	1662.40

Only the top 10 models are shown and the selected model is in bold. The dot (.) refers to a constant model
 N.patches refers to the number of patches (territories)

[0.82–0.86]. To estimate the recapture and survival rate for each sex, we used the model $Phi(sex) p(sex)$. The recapture rate of males was 0.56 [0.51–0.61] whereas that of females was 0.29 [0.25–0.33]. There was no difference between the survival rate of males (0.84 [0.80–0.86]) and that of females (0.84 [0.82–0.87]).

We tested the effects of a set of covariates on both the recapture and survival and ranked the models based on the AICc (Tables 3, 4). The best model for recapture rate includes sex and the number of oviposition patches, and it predicts that the higher the number of oviposition substrate the higher the recapture rate (Fig. 4). The most parsimonious model for survival rate includes only the number of oviposition patches and predicts an increase of survival with the increase of the number of oviposition patches (Fig. 5).

Table 4 Model selection results for survival probability of the Cormack-Jolly-Seber for capture-mark-recapture data of *Calopteryx exul*

Model	npar	AICc	Δ AICc	Weight	Deviance
Phi(Sex + N.patches + Time)p(Sex + N.patches)	7	2125.79	0.00	0.6514	1633.03
Phi(N.patches)p(Sex + N.patches)	5	2128.69	2.90	0.1528	1640.00
Phi(Sex * N.patches)p(Sex + N.patches)	7	2128.91	3.12	0.1370	1636.15
Phi(Sex + N.patches)p(Sex + N.patches)	6	2130.69	4.90	0.0562	1639.97
Phi(.)p(Sex + N.patches)	4	2139.95	14.16	0.0005	1653.29
Phi(.)p(Sex + N.patches)	4	2139.95	14.16	0.0005	1653.29
Phi(Sex + Time)p(Sex + N.patches)	6	2140.20	14.40	0.0005	1649.47
Phi(Sex * Time)p(Sex + N.patches)	7	2141.36	15.57	0.0003	1648.60
Phi(Sex)p(Sex + N.patches)	5	2141.71	15.92	0.0002	1653.02
Phi(Body)p(Sex + N.patches)	5	2141.84	16.05	0.0002	2131.75

Only the top 10 models are shown and the selected model is in bold. The dot (.) refers to a constant model
 N.patches refers to the number of patches (territories)

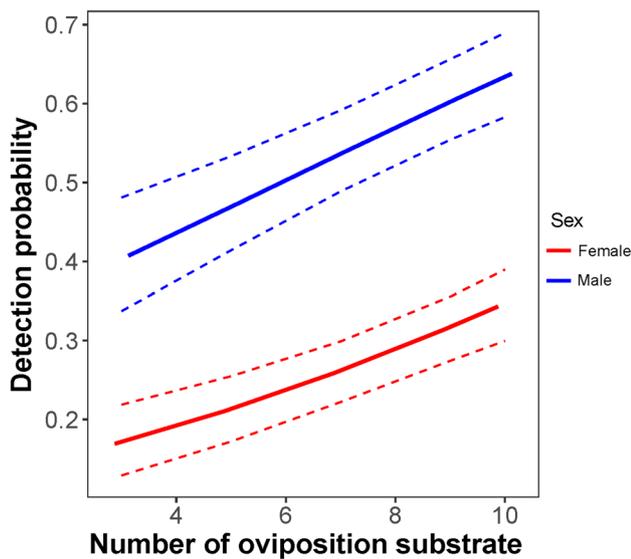


Fig. 4 Predicted detection probability of *Calopteryx exul* across a number of oviposition patches of *Potamogeton nodosus*. Dashed lines are 95% confidence intervals. Red refers to female and blue refers to male. (Color figure online)

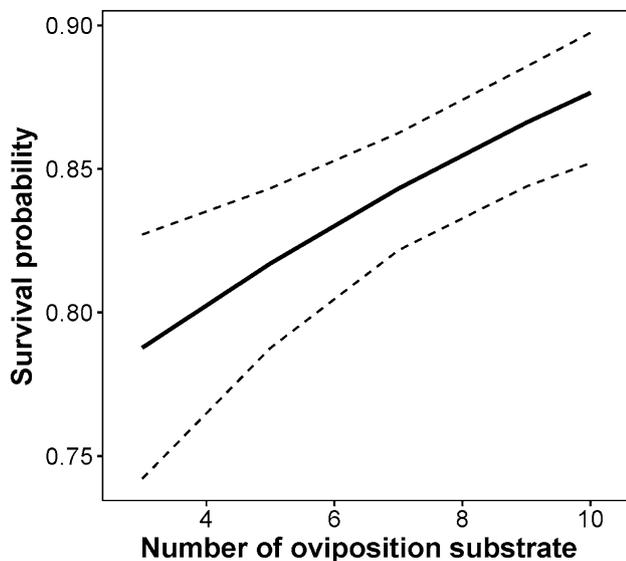


Fig. 5 Predicted survival probability (with 95% confidence intervals) of *Calopteryx exul* across a number of oviposition patches of *Potamogeton nodosus*. Dashed lines are 95% confidence intervals

Relationship between lifespan and mating success

The average estimated lifespan was 8.02 [95% CI 6.60–9.45] days for females and 7.66 [6.19–9.12] days for males. The maximum estimated lifespan was 33 days and 34 days for females and males, respectively. Lifetime mating success (LMS) had an average of 2.26 [1.84–2.67] for females with a maximum of 11, and 1.75 [1.36–2.13] for males with

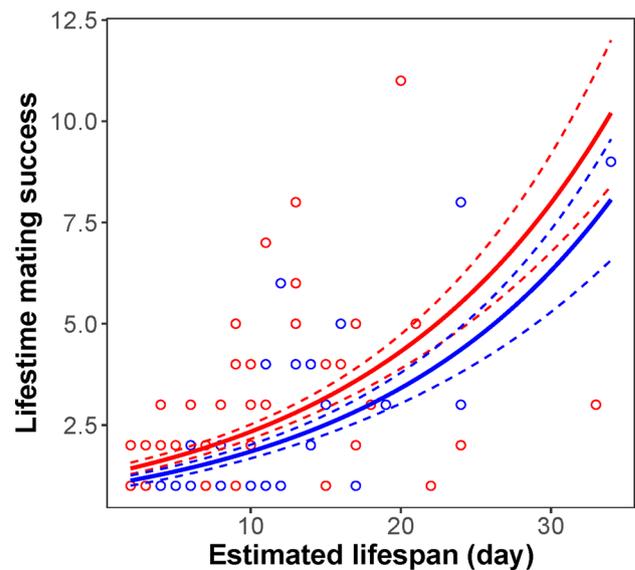


Fig. 6 Predicted lifetime mating success (with 95% confidence intervals) across the lifespan of *Calopteryx exul*. Dashed lines are 95% confidence intervals. Red refers to female and blue refers to male. (Color figure online)

Table 5 Summary results of the Poisson model regressing lifetime mating success across lifespan, sex, and territory availability of *Calopteryx exul*

	Estimate	Std. Error	z value	P
Intercept	0.1468	0.0786	1.868	0.0618
Lifespan	0.0254	0.0106	2.403	0.0163
Sex[Male]	-0.3792	0.1134	-3.344	0.0008
N.patches	0.0098	0.0018	5.414	<0.00001

Female is used as an intercept for contrast calculations

N.patches refers to the number of patches (territories)

a maximum of 9. Table 5 shows a summary statistics for the Poisson model regressing LMS by estimated lifespan, number of territories available during lifespan, and sex. The model predicts that the estimated lifespan affects positively LMS and that females show slightly higher LMS than males (Fig. 6). Interestingly, there was a positive effect of the sum of the territories that were available on LMS.

Discussion

We used a natural population of the endemic endangered damselfly, *Calopteryx exul*, to examine the oviposition site selection and the potential effects of increasing the carrying capacity of oviposition sites on individual survival using CMR data. We also investigated the relationship between lifespan and lifetime mating success to evaluate the link

between longevity and fitness. The study showed that (1) providing more oviposition sites increases survival probability of both sexes and detection rate, and (2) individuals with longer lifespan reproduce more frequently than those with a shorter lifespan. Although theory predicts that increasing carrying capacity should increase individual survival (Birch 1948; Sibly et al. 2005), our study is the first to report this relationship for *Calopteryx exul*, a species that needs an urgent conservation plan.

Non-detection of individual means either the individual is really outside the study site (true negative) or within the study site, but not observed (false negative) (Cordero-Rivera and Stoks 2008). CMR models deal with false negatives and estimate the probability of detection. In our study, providing more oviposition substrates increased the detection probability of both males and females. This could be explained by the mating system of the species. Males of *C. exul* are territorial, that is a single male usually guard one patch of oviposition substrate where multiple females lay eggs. More patches mean more territories, which relaxes the intraspecific interference between males, often leading to exclusion of some males either outside the study area or in terrestrial habitats (Bowler and Benton 2005; Plaistow and Siva-Jothy 1996). For the choosy females who typically require courtship for mating, the availability of multiple oviposition patches in one area might promote copulation and philopatry for oviposition site because a conspecific is often used as a cue for habitat quality assessment (Martens 1994; Martens and Rehfeldt 1989). This reduces the probability of migration outside the study area to seek for oviposition sites (Stettmer 1996). These results suggest that supplementing oviposition sites might enhance the reproductive activity of individuals in a given site, which might ultimately be a potential method for establishing new populations of threatened species.

Interestingly, provisioning oviposition sites significantly increased the survival probability of both males and females. The explanation for this pattern might also be related to the species mating system. Adding more oviposition patches reduces male dispersal due to male–male interference or female searching for oviposition site and increases female agglomeration in reproductive sites. Mortality costs of dispersal have been well documented (Bonte et al. 2012), and predation is one of the main costs. For instance, in the closely related damselfly, *C. splendens*, mean adult survival is 8% lower in individuals that disperse, compared to those that do not (Chaput-Bardy et al. 2010). In order to prove that improving reproductive habitats by providing oviposition sites is a potential management plan that could benefit *C. exul*, it is essential to link the procedure to individual fitness.

Individuals surviving longer have more opportunities to reproduce, and thereby to contribute to the next generation (Rodríguez-Muñoz et al. 2010). To test that, we assessed the relationship between lifespan and lifetime mating success.

We found a positive relationship between the two variables, showing that individuals with longer longevity have higher LMS. Similar findings were reported for the damselfly *Coenagrion puella* (Banks and Thompson 1987; Thompson 1990). Importantly, there was a positive relationship between the number of territories available during individual's lifespan and LMS, revealing that supplying territories increased the likelihood of mating. Therefore, oviposition site supplementation for *C. exul* does not only increase the survival of individuals, but also their reproductive success. Such information is essential components of demographic models that allow predictions of the population dynamics in damselfly wild population (Crowley et al. 1987). However, further studies are needed to assess the survival of eggs to the adult stage and the contribution of reproductive habitat supplementation to the population size in the next generation.

In conclusion, we assessed the consequences of oviposition site provisioning on the survival and reproduction of the endangered *C. exul*. We found that adding oviposition sites increased the observation frequency and the survival probability of individuals. We also showed that increased survival is associated with the increase in the number of matings. Thus, oviposition site provisioning might not only contribute to population increase in the next generations, but also to higher resilience against disturbance (Ayllón et al. 2012). We suggest that improving reproductive sites by supplementing target host plant species will potentially be an effective way to improve the conservation status of many endophytic odonates. In fact, 10 out of 18 species (55.5%) listed as endangered and critically endangered in the IUCN red list for Mediterranean odonates are endophytic. Further studies should investigate whether improving reproductive sites helps to reverse the trend of declining populations not only in odonates but also in other endophytic insects.

Acknowledgements We are thankful to the reviewers for their constructive comments.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors confirm that there is no conflict of interest in case of the manuscript. In addition, the authors have declared that no competing interests exist.

References

- Akçakaya HR, Bennett EL, Brooks TM, Grace MK, Heath A, Hedges S, Hilton-Taylor C, Hoffmann M, Keith DA, Long B (2018) Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. In: Burgman MA (ed) Conservation biology. Wiley, Hoboken
- Amstrup SC, McDonald TL, Manly BF (2010) Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press, Princeton

- Andersen E, Nilsson B, Sahlén G (2016) Survival possibilities of the dragonfly *Aeshna viridis* (Insecta, Odonata) in southern Sweden predicted from dispersal possibilities. *J Insect Conserv* 20:179–188
- Ayllón D, Almodóvar A, Nicola GG, Parra I, Elvira B (2012) Modelling carrying capacity dynamics for the conservation and management of territorial salmonids. *Fish Res* 134:95–103
- Banks MJ, Thompson DJ (1987) Lifetime reproductive success of females of the damselfly *Coenagrion puella*. *J Anim Ecol* 56:815–832
- Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Weatherby A (2005) 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquat Conserv* 15:693–714
- Birch LC (1948) The intrinsic rate of natural increase of an insect population. *J Anim Ecol* 17(1):15–26
- Bonte D, Van Dyck H, Bullock JM, Coulon A, Delgado M, Gibbs M, Lehoucq V, Matthysen E, Mustin K, Saastamoinen M (2012) Costs of dispersal. *Biol Rev* 87:290–312
- Bowler DE, Benton TG (2005) Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biol Rev* 80:205–225
- Byers CJ, Eason PK (2009) Conspecifics and their posture influence site choice and oviposition in the damselfly *Argia moesta*. *Ethology* 115:721–730
- Chaput-Bardy A, Grégoire A, Baguette M, Pagano A, Secondi J (2010) Condition and phenotype-dependent dispersal in a damselfly, *Calopteryx splendens*. *PLoS ONE* 5:e10694
- Corbet P (1999) Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata. Harley Books, Colchester
- Cordero-Rivera A, Stoks R (2008) Mark-recapture studies and demography. In: Córdoba-Aguilar A (ed) Dragonflies and damselflies: model organisms for ecological and evolutionary research. Oxford University Press, Oxford, pp 7–20
- Córdoba-Aguilar A (2008) Dragonflies and Damselflies: model organisms for ecological and evolutionary research. Oxford University press, Oxford
- Crowley P, Nisbet R, Gurney W, Lawton J (1987) Population regulation in animals with complex life-histories: formulation and analysis of a damselfly model. In: Advances in ecological research, vol 17. Elsevier, New York, pp 1–59
- Darwall W, Smith K, Allen D, Holland R, Harrison I, Brooks E (2011) The diversity of life in African freshwaters: underwater, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa. The diversity of life in African freshwaters: underwater, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa
- Díaz S, Fargione J, Chapin FS III, Tilman D (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4:e277
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny ML (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev* 81:163–182
- Galewski T, Collen B, McRae L, Loh J, Grillas P, Gauthier-Clerc M, Devictor V (2011) Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: from global recovery to localized declines. *Biol Conserv* 144:1392–1399
- Goertzen D, Suhling F (2013) Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *J Insect Conserv* 17:399–409
- Hassall C, Hollinshead J, Hull A (2011) Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodivers Conserv* 20:3189–3222
- Kalkman VJ, Clausnitzer V, Dijkstra K-DB, Orr AG, Paulson DR, van Tol J (2008) Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:351–363
- Khelifa R (2013) Flight period, apparent sex ratio and habitat preferences of the Maghribian endemic *Calopteryx exul Selys*. *Zygoptera, Odonata*, p 1853
- Khelifa R, Mellal MK (2017) Host-plant-based restoration as a potential tool to improve conservation status of odonate specialists. *Insect Conserv Divers* 10.2:151–160. <https://doi.org/10.1111/icad.12212>
- Khelifa R, Zebba R, Amari H, Mellal MK, Mahdjoub H, Kahalerras A (2016) A hotspot for threatened Mediterranean odonates in the Seybouse River (Northeast Algeria): are IUCN population sizes drastically underestimated? *Int J Odonatol* 19:1–11
- Laake J (2013) RMark: an R Interface for Analysis of Capture–Recapture Data with MARK, AFSC Processed Rep 2013-01. Alaska Fish Sci Cent, NOAA, National Marine Fisheries Service, Seattle, Washington
- Lambret P, Besnard A, Matushkina N (2015) Initial preference for plant species and state during oviposition site selection by an odonate. *Entomol Sci* 18:377–382
- Lucena-Moya P, Duggan IC (2011) Macrophyte architecture affects the abundance and diversity of littoral microfauna. *Aquat Ecol* 45:279–287
- Martens A (1993) Influence of conspecifics and plant structures on oviposition site selection in *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer)(Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica* 22:487–494
- Martens A (1994) Field experiments on aggregation behaviour and oviposition in *Coenagrion puella* (L.)(Zygoptera: Coenagrionidae). *Adv Odonatol* 6:49–58
- Martens A (2001) Initial preference of oviposition sites: discrimination between living and dead plant material in *Sympetma fusca* and *Coenagrion caerulescens* (Odonata: Lestidae, Coenagrionidae). *Eur J Entomol* 98:121–123
- Martens A, Rehfeldt G (1989) Female aggregation in *Platycypha caligata* (Odonata: Chlorocyphidae): a tactic to evade male interference during oviposition. *Anim Behav* 38:369–374
- Matushkina N, Gorb S (2007) Mechanical properties of the endophytic ovipositor in damselflies (Zygoptera, Odonata) and their oviposition substrates. *Zoology* 110:167–175
- Matushkina N, Lambret P, Gorb S (2016) Keeping the golden mean: plant stiffness and anatomy as proximal factors driving endophytic oviposition site selection in a dragonfly. *Zoology* 119:474–480
- Plaitow S, Siva-Jothy MT (1996) Energetic constraints and male mate-securing tactics in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma* (Charpentier). *Proc R Soc Lond B* 263:1233–1239
- Rodríguez-Muñoz R, Bretman A, Slate J, Walling C, Tregenza T (2010) Natural and sexual selection in a wild insect population. *Science* 328:1269–1272
- Sanderson EW (2006) How many animals do we want to save? The many ways of setting population target levels for conservation. *Bioscience* 56:911–922
- Sibly RM, Barker D, Denham MC, Hone J, Pagel M (2005) On the regulation of populations of mammals, birds, fish, and insects. *Science* 309:607–610
- Stettmer C (1996) Colonisation and dispersal patterns of banded (*Calopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. *Eur J Entomol* 93:579–593
- Strayer DL, Dudgeon D (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J N Am Benthol Soc* 29:344–358
- Thomaz SM, Cunha ERd (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnol Bras* 22:218–236
- Thompson DJ (1990) The effects of survival and weather on lifetime egg production in a model damselfly. *Ecol Entomol* 15:455–462