Université de Perpignan Via Domitia
Master 1ère année « Biodiversité, Écologie, Évolution »
Spécialité professionnelle « Biodiversité et Développement Durable »

Réhabilitation expérimentale de mares temporaires méditerranéennes par gestion hydraulique : état initial des communautés végétales des mares cibles et témoins

Ékatérina Mutalapova



Année universitaire 2018-2019
Sous la direction de : Hugo Fontes & Philippe Lambret

Tour du Valat, Le Sambuc – 13200 Arles, Tél. : +33 (0)4 90 97 20 13
Grand Port Maritime de Marseille, 23 pl Joliette, cs 81965 – 13226 Marseille Cedex 02

REMERCIEMENTS

Toute ma gratitude va à mes deux responsables scientifiques, Philippe Lambret et Hugo Fontes. Deux encadrants complémentaires et parfaits dans ce rôle, avec Hugo et sa grande expertise botanique, et Philippe toujours très investi et de bon conseil. Ils ont su me faire confiance et me donner de grandes responsabilités, mais toujours en étant disponibles à chaque sollicitation et en m'apportant leur soutien même dans les moments les plus délicats. Grâce à leurs qualités humaines et professionnelles j'ai pu pleinement m'épanouir durant ce stage. Je tiens également à les remercier pour leur grande contribution à la correction de ce rapport, avec des commentaires toujours très pertinents et parfois comico-burlesques (merci Philippe pour tous les rires déclenchés lors des relectures).

J'adresse également mes remerciements à toutes les autres personnes rencontrées à la Tour du Valat, grâce auxquelles j'ai pu participer à des activités externes à mon stage mais tout aussi enrichissantes, telles que le baguage, la pèche et des sorties naturalistes diverses. De plus, ces quatre mois passés à vivre sur place avec les autres résidents se sont révélés être une inoubliable expérience humaine, avec chaque rencontre unique et conviviale. Merci à la Tour du Valat et ses directeurs de m'avoir fait profiter de ce cadre de travail et de vie extraordinaires !

Enfin, je souhaite remercier mon tuteur de stage administratif Jean-Michel Bocognano, le Grand port maritime de Marseille initiateur de ce beau projet de réhabilitation, ainsi que les autres financeurs et collaborateurs, sans lesquels ce stage n'aurait pas eu lieu.

SOMMAIRE

1 – Introduction 1
1.1 – État de l'art sur le sujet d'étude 1
1.2 – Organismes d'accueil dans le contexte local 3
1.3 – Présentation des problématiques 6
2 – Matériel et méthodes 6
2.1 – Design général de l'expérimentation 6
2.2 – Relevés floristiques et mésologiques de terrain 6
2.3 – Banque de graines du sol 7
2.3.1 – Échantillonnage 7
2.3.2 – Préparation et mise en place de l'expérience en conditions contrôlées 8
2.3.3 – Suivi des germinations 9
2.4 – Analyses statistiques 10
2.4.1 – Nature des données 10
2.4.2 – Choix des analyses statistiques 10
3 – Résultats 11
3.1 – Variabilité inter-mares et comparaison entre témoins et à réhabiliter 11
3.1.1 – Synthèse des données brutes et typologie écologique 11
3.1.2 – Données floristiques de la banque de graines du sol 12
3.1.3 – Données floristiques des relevés de terrain 13
3.1.4 – Données mésologiques des relevés de terrain 14
3.2 – Comparaison de la banque de graines et de la végétation exprimée 16
4 – Discussion 17
4.1 – Critiques de la méthode et des résultats 17
4.2 – Interprétation des résultats et réponses aux problématiques 17
4.2.1 – Variabilité inter-mares et comparaison entre témoins et à réhabiliter 17
4.2.2 – Comparaison de la banque de graines et de la végétation exprimée 19
4.2.3 – Comparaison de la végétation du Grand Clos à celle de la littérature 21
4.3 – Perspectives envisagées 22
5 – Conclusion 23
Bibliographie 23

1 – INTRODUCTION

1.1 – ÉTAT DE L'ART SUR LE SUJET D'ETUDE

Depuis la révolution industrielle, les activités humaines mènent à une érosion et une homogénéisation de la biodiversité telles qu'elles entrainent la sixième extinction de masse des espèces. On la qualifie parfois comme étant caractéristique d'une nouvelle époque géologique : l'anthropocène (Dirzo et al., 2014). En France, un quart des espèces est menacé d'extinction ou a déjà disparu (SDES and AFB, 2018). Une situation d'autant plus inquiétante que le bassin méditerranéen est classé parmi les hot-spots mondiaux de biodiversité avec ses 13 000 espèces de plantes et 235 espèces de vertébrés endémiques (Myers et al., 2000). Le biome méditerranéen, qui ne représente que 2 % de la surface du monde, contient 20 % de la richesse floristique mondiale (Médail and Quézel, 2014).

Les zones humides présentent le même schéma de régression et près de 35 % d'entre elles auraient disparu entre 1970 et 2015 au niveau mondial, ce qui correspond à un déclin plus de trois fois supérieur au taux de disparition des forêts (Convention de Ramsar sur les zones humides, 2018). Les zones humides artificielles ont quant à elles vu leur superficie pratiquement doubler sur la même période. Celles-ci, essentiellement composées de rizières et de réservoirs, représentent aujourd'hui 12 % des zones humides (Convention de Ramsar sur les zones humides, 2018). Parmi les zones humides naturelles restantes, les mares temporaires méditerranéennes sont certainement les plus remarquables mais aussi les plus menacées (Grillas et al., 2004).

Les mares temporaires méditerranéennes sont classées en tant qu'habitat d'intérêt communautaire prioritaire par Natura 2000 (Parc Naturel Régional de Camargue, 2012). Elles abritent en effet une faune et une flore remarquables, caractérisées par des adaptations à l'instabilité du milieu (reproduction et fonctionnement de la banque de graines) et une forte patrimonialité liée à la présence d'espèces protégées et menacées (Grillas et al., 2004). Les mares temporaires méditerranéennes sont des zones humides de petite taille (habituellement inférieures à 10 ha), peu profondes (quelques dizaines de centimètres tout au plus) et dont l'eau peut être douce à saumâtre, particulièrement en faciès littoral (Grillas et al., 2004). Ces mares peuvent être mises temporairement en eau par plusieurs mécanismes naturels : uniquement par les précipitations (mares dites endoréiques) (Buckwell et al., 1999) ou par remontées de nappe phréatique, ou encore par débords fluviaux ou intrusions marines. Elles sont marquées par des alternances de phases sèches, variables en durée mais souvent longues de plusieurs mois, et de phases inondées, la plupart du temps suite à des précipitations en automne et au printemps mais qui peuvent présenter une grande variabilité interannuelle, à la fois volumique et fréquentielle (Grillas et al., 2004; Groupe régional d'experts sur le climat en Provence-Alpes-Côte d'Azur, 2016).

Aujourd'hui existe un facteur supplémentaire qui structure l'hydropériode de la plupart de ces milieux : l'intervention de l'Homme. Lorsque la mare n'est pas réaménagée, des canaux d'irrigation et de drainage sont construits pour permettre de stabiliser les dates et les durées de mise en eau selon les besoins (Buckwell et al., 1999). Par la même occasion, la salinité diminue par dilution en raison des grandes quantités d'eau douce apportées (Tamisier and Grillas, 1994). En plus de cela, les dates de mises en eau sont souvent décalées plus tôt en été à des fins cynégétiques ou de gestion favorable à la conservation de certains oiseaux (anatidés notamment) (Tamisier and Grillas, 1994), ce qui ne correspond plus à un calendrier méditerranéen. Toutes ces modifications (perte de variabilité et d'imprévisibilité, calendrier décalé) engendrent un appauvrissement en termes de composition et de fonctionnement des espèces floristiques, pour arriver aujourd'hui à un système où les communautés aquatiques sont dominées par seulement une ou deux espèces sub-cosmopolites (Tamisier and Grillas, 1994). Cette banalisation et le raccourcissement de la phase sèche favorisent l'eutrophisation des milieux et l'installation d'espèces envahissantes (Tamisier and Grillas, 1994).

Lorsque les écosystèmes sont dégradés ou détruits, la restauration écologique, qui correspond à une contribution intentionnelle de l'Homme à leur rétablissement, peut être envisagée en tant que mesure de conservation de la biodiversité (SER International Science & Policy Working Group, 2004). La restauration *sensu stricto* suppose de retrouver un état initial (avant dégradation ou destruction), défini alors comme état de référence, en considérant l'ensemble des compartiments, fonctions et services de l'écosystème. Elle est à distinguer de la réhabilitation, laquelle correspond à la « réparation » de certaines caractéristiques de l'écosystème et non à sa restauration intégrale (Fig. 1) ; cependant, pour des questions de simplification, on emploiera parfois dans ce rapport le terme de restauration écologique au sens large pour faire référence à la réhabilitation. La résilience de l'écosystème (*i.e.* sa capacité à retrouver les attributs structurels et fonctionnels ayant subi des dommages causés par un stress ou des perturbations (SER International Science & Policy Working Group, 2004)) pourra jouer sur l'efficacité de la restauration ou de la réhabilitation envisagée.

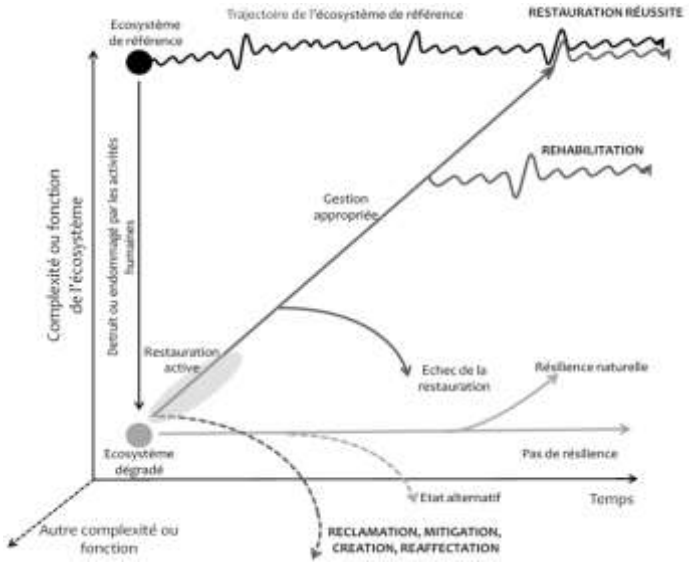


Figure 1. Modèle général illustrant les différents termes de l'écologie de la restauration (*sensu lato*) selon trois dimensions : (1) temps, (2) complexité ou fonction de l'écosystème de référence et (3) complexité ou fonction d'un autre écosystème (dimension représentée par des pointillés) (© Muller, 2013).

1.2 – ORGANISMES D'ACCUEIL DANS LE CONTEXTE LOCAL

La Camargue, avec ses écosystèmes à forte valeur patrimoniale et fonctionnelle, est elle aussi menacée par les changements d'occupation des sols et le développement de différentes pratiques socio-économiques (agricoles, cynégétiques). La création ou la restauration de mares temporaires est une stratégie à privilégier pour préserver ces écosystèmes. C'est dans ce contexte que le Grand port maritime de Marseille (GPMM) porte et développe en partenariat avec la Tour du Valat (TdV), un Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, un projet de réhabilitation qui vise à améliorer l'état de conservation et la valeur écologique de milieux temporaires de cette région (Fig. 2a). Une première phase expérimentale sera menée sur un site faisant partie de la couronne agri-environnementale du GPMM (Fig. 2b). Cette couronne constitue un tampon entre la zone aménageable du GPMM, où s'implantent de nouvelles industries et plateformes logistiques, et le reste du territoire. Elle fait l'objet d'un Plan de gestion des espaces naturels (PGEN) en faveur d'un aménagement stratégique de la zone industrialo-portuaire de Fos. Parmi les objectifs de ce PGEN, on trouve (1) la conservation de milieux naturels et (2) le maintien des activités humaines traditionnelles comme la chasse et l'élevage extensif, deux objectifs qui peuvent sembler antagonistes. Mon stage de première année de Master s'inscrit dans le cadre de ce projet de « soin » apporté à un écosystème et en rapport avec la biodiversité **médi**terranéenne et l'activité **cyn**égétique, qui a donc été baptisé « **MédiCyn** ».

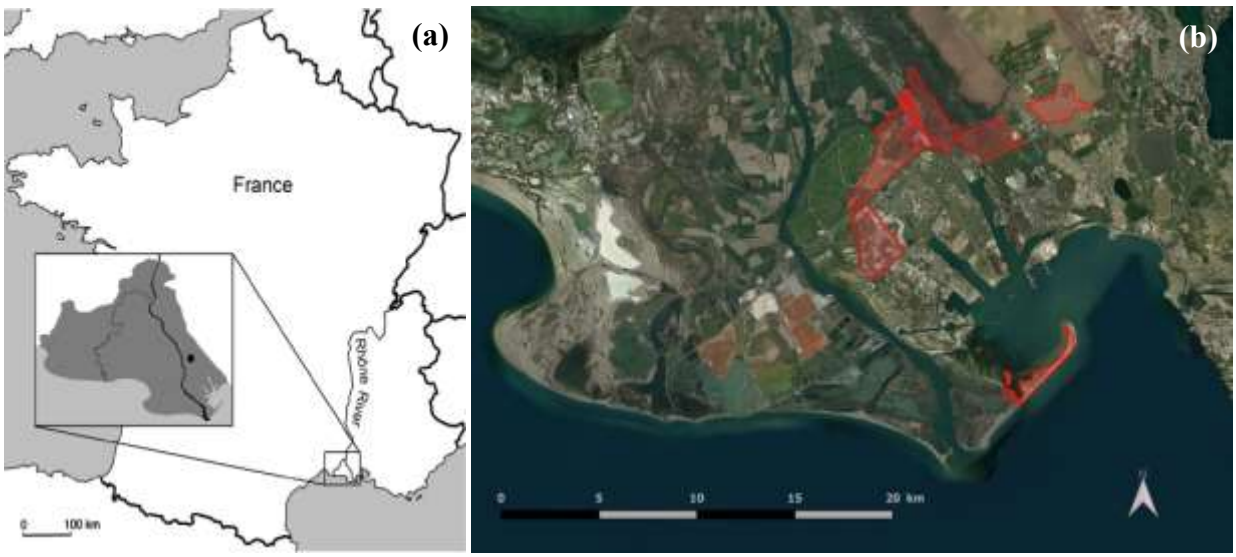


Figure 2. (a) Localisation du site d'étude (point noir) en Camargue (zone grisée) qui correspond au delta du Rhône (© P. Lambret / TdV, QGis®). (b) Localisation du site d'étude (rouge opaque) au sein de la couronne agri-environnementale (rouge transparent) du Grand port maritime de Marseille (© P. Lambret / TdV, QGis®).

La première phase du projet concerne un site (le « Grand Clos »), où marais et « sansouïres » (formations végétales basses dominées par des halophytes buissonnants, adaptés à des fortes teneurs en sel (Parc Naturel Régional de Camargue, 2012)) couvrent 95 ha classés en

zone Natura 2000. Le site fait également partie des 45 000 à 50 000 ha du territoire camarguais utilisés pour la chasse et le pâturage extensif (Mathevet and Mesléard, 2002). La réhabilitation des mares présentes sur ce site consistera à un changement de gestion, en passant d'une gestion à but cynégétique à une gestion plus naturelle, afin de se rapprocher de leur état de référence type "mare temporaire méditerranéenne". Cette nouvelle gestion devrait être notamment favorable au Leste à grands stigmas (*Lestes macrostigma*), espèce étendard du projet de restauration, classé « en danger » en France métropolitaine et concerné par le Plan national d'actions en faveur des Odonates (Dupont, 2010; UICN France et al., 2016).

Les objectifs cynégétiques poursuivis jusqu'à présent au Grand Clos se sont traduits par une gestion hydraulique caractérisée par une mise en eau qui s'effectue au mois de juillet, afin de permettre aux plantes aquatiques de se développer et d'attitrer les canards dès l'ouverture de la saison de chasse début septembre. Au-delà du mois de janvier, la chasse étant fermée, l'attention n'est plus portée aux niveaux d'eau et le site sèche plus ou moins rapidement en fonction des conditions environnementales (précipitations, vent, températures). Les introductions d'eau, ainsi que le maintien du niveau d'eau, sont effectués en sus des précipitations grâce à une pompe à énergie thermique qui puise dans un canal adjacent. Les dates d'une telle gestion hydraulique se réfèrent à une gestion type "marais de chasse traditionnel" (Tableau 1 : mode 1). Elles tranchent avec une gestion conservatoire type "marais temporaire méditerranéen", dont la mise en eau est plus tardive avec la survenue des précipitations d'automne, et dont le niveau d'eau est maintenu jusqu'en avril (éventuellement par pompage) afin de concorder avec le développement larvaire de *L. macrostigma* (Tableau 1 : mode 2). Le projet cherchera à tester un nouveau mode de gestion de l'eau qui sera intermédiaire entre les deux précédents, et caractérisé par une date de mise en eau début octobre et un maintien du niveau d'eau par pompage jusqu'à fin avril (Tableau 1 : mode 3). Nous faisons la double hypothèse que ce mode de gestion intermédiaire (1) permettra l'expression d'une biodiversité se rapprochant davantage de ce qui est observé dans les milieux naturels et (2) ne modifiera pas de façon significative l'intérêt cynégétique et la valeur pastorale du site.

Tableau 1. Calendriers de mise en eau des mares de chasse suivant les différentes gestions : bleu clair = mise en eau ou assèchement dépendant des précipitations ; bleu foncé = mise en eau par pompage.

	juil	aout	sept	oct	nov	déc	jan	fév	mars	avr	mai	juin
mode 1												
mode 2												
mode 3												

Afin de tester ces hypothèses, la phase expérimentale sera menée sur six mares utilisées pour la chasse. Trois d'entre-elles ont été choisies en concertation avec les chasseurs pour tester le mode intermédiaire de gestion hydraulique. Les trois autres verront leur gestion inchangée et

serviront donc de témoins (Fig. 3). Le suivi de différents compartiments de la biodiversité permettra d'évaluer l'efficacité des mesures mises en place, tant du point de vue de la conservation que de l'activité cynégétique. L'acceptation du changement de gestion et de gouvernance (maitrise de la gestion hydraulique), qui passe des chasseurs aux gestionnaires du PGEN, sera assurée par des concertations régulières, l'enjeu de conciliation des usages étant très marqué sur ce territoire. Ce plan d'échantillonnage, issu de concertation, suppose pour être valide que les six mares soient au départ suffisamment similaires pour permettre un regroupement et une comparaison des données entre les trois réplicats « témoins » et les trois réplicats « test », sans covariable à ajouter ni facteurs confondants. Par ailleurs, l'une des premières étapes du projet MédiCyn consiste à réaliser un état zéro du milieu en évaluant la diversité spécifique présente initialement sur le site, ainsi que l'état général de l'écosystème étudié. Cela permet d'avoir le point de départ des trajectoires que prendront les variations de biodiversité des mares après le changement de gestion. Cela permet également d'évaluer le degré de similarité des mares.



Figure 3. Organisation spatiale du plan d'échantillonnage sur le site du Grand Clos, avec en vert foncé les mares témoins et en vert clair les mares qui seront testées avec la nouvelle gestion hydraulique (© P. Lambret / TdV, QGis®) ; les mares sont étiquetées par leurs initiales (*cf* Matériel et méthodes, § 2.1).

Parmi les compartiments de la biodiversité suivis, les communautés végétales sont des indicateurs pertinents pour évaluer la qualité du milieu. De plus, leur rôle structurant des écosystèmes permet une approche plus globale qu'avec la plupart des autres taxons (Muller, 2013). Dans notre cas, les indicateurs seront les plantes aquatiques ou amphibies typiques des mares temporaires que nous étudierons par des relevés floristiques. En plus de ces relevés effectués sur le terrain, nous étudierons les banques de graines du sol, qui sont issues de la production des végétations passée et actuelle et déterminées par la longévité de ces graines dans le sol (Neff et al., 2009). Son étude permet d'identifier les semences viables qui se trouvent dans le sol des mares, et donc de comparer le cortège d'espèces potentielles à celui des espèces exprimées (Neff et al., 2009). Par ailleurs, le développement annuel étant l'une des stratégies des plantes aquatiques pour résister à un épisode d'assèchement sous forme de graines (ou d'oogones pour les Characées), leur présence en grande quantité traduira la capacité de l'écosystème à retrouver un état d'équilibre après une

perturbation, et sera donc indicatrice de la résilience et de la stabilité écologique du site étudié (Brock et al., 2003).

1.3 – Presentation des problematiques

Dans le cadre de mon stage, j'ai pu contribuer à la réalisation de cet état zéro à travers les suivis de germination des banques de graines présentes dans le sol des mares du Grand Clos, ainsi qu'à travers les relevés botaniques réalisés sur le site. Ces travaux ont été menés afin de répondre aux trois questions suivantes : (1) La variabilité des communautés végétales (composition, diversité et abondance) est-elle suffisamment faible entre les mares pour permettre de tester l'effet de la gestion intermédiaire sur trois d'entre-elles avec le plan d'échantillonnage actuel ? (2) Les communautés végétales de la banque de graines sont-elles significativement différentes de celles relevées sur le terrain ? (3) En comparaison avec la flore référencée dans la littérature, la végétation exprimée au Grand Clos traduit-elle un impact négatif – d'un point de vue conservatoire – de la gestion cynégétique appliquée jusqu'à présent ?

2 – Materiel et methodes

2.1 – Design general de l'experimentation

L'étude a été menée sur 6 mares du Grand Clos : 3 mares tests – nommées « Baisse face cabane » (BFC), « Baisse du bruant » (BB), et « Scirpaie ronde » (SR) – qui seront réhabilitées en passant en gestion intermédiaire, et 3 mares témoins – nommées « Laune nord » (LN), « Baisse sans nom » (BSN) et « Baisse de la haie » (BH) – qui resteront en gestion cynégétique (Fig. 3). Le point zéro de chaque mare a été établi à la suite d'un échantillonnage en deux temps : (1) en réalisant plusieurs sessions de relevés de végétation et de mesures de données environnementales (salinité, profondeur, etc.) ; (2) en réalisant une session unique d'échantillonnage de sol qui a servi pour l'étude de la banque de graines.

2.2 – Releves floristiques et mesologiques de terrain

Les relevés floristiques ont été réalisés avec la méthode des quadrats, qui consiste à observer la végétation présente dans des unités d'échantillonnage carrées distribuées de manière régulière le long d'un transect qui traverse la mare étudiée. Dans notre cas, il était question d'un cadre de 30 cm de côté, qui pouvait être posé directement sur la végétation ou flotter à la surface de l'eau. Ce cadre était subdivisé en 9 sous-unités par des fils tendus à l'intérieur de celui-ci (Fig. 4a). Pour chaque espèce présente dans le quadrat on a noté la somme des sous-unités où cette espèce était présente. Une donnée obtenue pour un(e) taxon ou espèce d'un relevé (*i.e.* un quadrat avec ses 9 sous-unités) correspondait donc à une classe d'abondance allant de 0 à 9.

Trois transects ont été définis par mare (Fig. 4b) en étant positionnés perpendiculairement à la plus grande longueur et avec l'un des transects passant par le point le plus bas de la mare. Ce positionnement a permis d'intégrer au mieux l'hétérogénéité de la topographie de la mare en fonction de laquelle se structurent les ceintures de végétation (Grillas et al., 2004). La longueur de chaque transect était donc variable et a été divisée par 9 afin de placer le quadrat dix fois le long de celui-ci. Ainsi, le placement des quadrats s'est fait à intervalles équidistants sur un même transect mais variables selon le transect et la mare. Au total, 180 relevés floristiques ont été effectués (30 relevés par mare × 6 mares).



Figure 4. (a) Quadrat posé sur le sol asséché d'une mare, le long d'un transect délimité par le mètre (© E. Mutalapova). (b) Position des transects de suivi de la végétation dans les six mares étudiées au Grand Clos (© H. Fontes / TdV, QGis®).

La phénologie des espèces a été prise en compte en réalisant les relevés sur trois sessions : le 4 avril (H. Fontes et moi-même), puis les 23 mai et 13 juin 2019 (H. Fontes). Des données mésologiques ont été mesurées lors de ces sessions afin de caractériser l'environnement de chaque mare. Différentes variables, biotiques et abiotiques, ont été enregistrées : nombre de sous-unités des quadrats avec de la matière organique morte terrestre, aquatique et algale ; classe d'abondance maximale des espèces macrophytes, hélophytes, terrestres et algales ; profondeur des mares à chaque position de quadrat (30 mesures par mare) ; salinité (une mesure à l'endroit le plus profond de chaque mare) ; niveau de bioturbation par les sangliers (mêmes classes d'abondance que pour la flore) ; sol nu sans aucune végétation.

2.3 – Banque de graines du sol

2.3.1 – Échantillonnage

Le sol utilisé pour l'étude de la banque de graines a été préalablement échantillonné par H. Fontes et P. Lambret les 14 aout et 4 septembre 2018 en prélevant des carottes de 6 cm de diamètre et de 5 cm de hauteur, les 5 premiers centimètres concentrant la plus grande quantité de

graines (Adams and Steigerwalt, 2011). Les mêmes transects que ceux définis pour les relevés floristiques (Fig. 4b) ont été cette fois divisés de manière à définir 5 points régulièrement répartis sur ceux-ci. Puis des carrés de 50 cm de côté ont été définis pour les 15 points de la mare (3 transects × 5 points) et 3 carottes ont été prélevées à 3 des 4 angles de ces carrés. Elles ont ensuite été mélangées et conditionnées dans une pochette plastique, constituant finalement un unique échantillon de terre par point de prélèvement. Les 90 échantillons des 6 mares (15 échantillons × 6 mares) ont séché à l'air libre dans une cage anti-pollen afin d'éviter toute contamination par des graines extérieures, puis – à partir des pluies d'octobre – au laboratoire à 40-50°C par chauffages électriques. Tous les échantillons ont été soumis aux mêmes conditions de traitement. Enfin, les blocs de sol secs présents dans ces échantillons ont été broyés et, afin d'éviter toute influence de la végétation déjà en place, les racines, les tubercules et les débris végétaux grossiers ont été retirés (risque de reprise).

2.3.2 – Preparation et mise en place de l'experience en conditions controlees

Les 90 échantillons ont été soumis à deux traitements hydriques, considérés comme optimaux pour la germination de différentes graines, afin d'observer le cortège d'espèces le plus complet possible (Van der Valk and Davis, 1978) : (1) un traitement **inondé**, consistant à immerger les sédiments et (2) un traitement **humide**, consistant à hydrater les échantillons par capillarité en gardant le sol à saturation constante. Ces deux traitements représentent deux états possibles d'une mare temporaire et correspondent aux optimums écologiques de deux assemblages de communautés végétales se succédant entre les saisons (phase aquatique et phase terrestre).

Les échantillons de sol sec obtenus à l'issue des carottages ont été divisés en 2 fois 150 g et ont été répartis dans 2 récipients différents (barquettes en aluminium et pots en plastique ; voir ci-après) qui ont été utilisés pour les 2 traitements hydriques. Ces 150 g de sol ont été étalés dans leur récipient sur une épaisseur d'environ 1-2 cm, pour que la lumière atteigne également les graines les plus « profondes » permettant la germination d'un maximum de graines (Heerdt et al., 1996).

(1) Pour le traitement **inondé**, une étiquette indiquant le code de l'échantillon en question a été placée dans chacune des 90 barquettes en aluminium de 15 × 12 × 4 cm contenant les 150 g d'échantillon de sol. Les barquettes ont été réparties aléatoirement dans 6 bacs de 110 × 110 × 77 cm (Fig. 5a,b). Les bacs ont été remplis sur 10 cm de hauteur par de l'eau saumâtre, obtenue en diluant du sel naturel de Camargue, à 3,5 ± 0,2 g/L (salinité moyenne en février pour les 6 mares). (2) Pour le traitement **humide**, 90 pots en plastique de 18 cm de diamètre et 3,5 cm de hauteur ont été répartis sur 6 plateaux de 100 × 54 × 5 cm (Fig. 5c). Les plateaux ont été remplis sur 1 cm de hauteur avec de l'eau arrivant par un tuyau d'arrosage automatique maintenu contre le fond. L'excès d'eau était éliminé au niveau d'orifices situés (à 1 cm de haut donc) sur les bords du plateau. Le fond des pots a été percé de 3 trous, permettant ainsi à l'eau de remonter par capillarité

et de garder les 150 g de substrat humides en permanence. Chaque pot était constitué de plusieurs couches, du bas vers le haut : du tissu Diatex®, 1 cm de sable (préalablement lavé pour enlever les particules fines), à nouveau un tissu Diatex®, enfin 1 à 2 cm de sédiment. Cet étagement permet d'éviter l'inondation de l'échantillon. Les tissus Diatex®, qui ont une maille de 50 × 70 µm, servent à empêcher le sable de s'écouler par les trous pour le premier, et empêcher le sol de se mélanger au sable pour le second. Comme précédemment, le code de l'échantillon a été renseigné sur le côté des pots au feutre indélébile et les 15 pots ont été placés aléatoirement sur leur plateau. L'ensemble des pots et des plateaux ont été placés sous une cage anti-pollen (équipée d'un tissu de 600 × 500 µm de maille) pour éviter la contamination des échantillons par des graines extérieures.

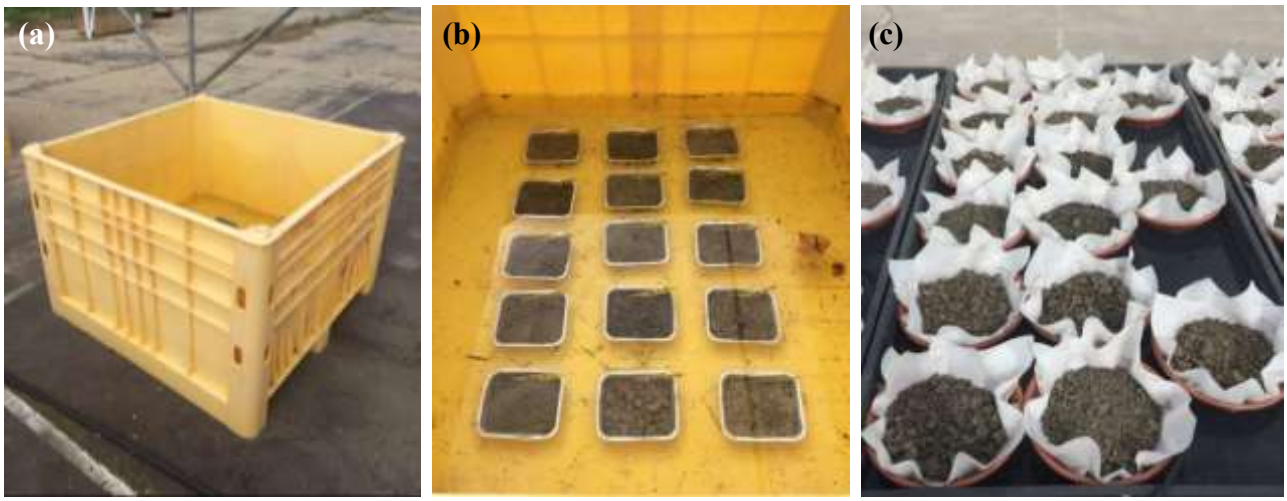


Figure 5. Traitements de la banque de graines : bac (a) contenant 15 barquettes (b) immergées dans 10 cm d'eau saumâtre ; (c) plateau contenant 15 pots et rempli d'1 cm d'eau (© E. Mutalapova).

Les 180 récipients des 2 traitements ont été placés à l'extérieur et soumis aux conditions météorologiques (ensoleillement et température) du climat méditerranéen printanier, bien que légèrement modifiées par la cage anti-pollen pour le traitement humide.

2.3.3 – SUIVI DES GERMINATIONS

Les germinations de la banque de graines ont été suivies à un rythme hebdomadaire, souvent étalé sur deux jours (un pour chaque traitement). Ces suivis ont consisté à dénombrer les germinations pour chaque taxon qui a germé dans chacun des 180 récipients. Une fois la plante identifiée au niveau spécifique, elle a été retirée pour éviter qu'elle n'entre en compétition avec les autres et pour éviter les doubles comptages. Dans les cas où les traits caractéristiques d'une espèce se développaient tardivement, sur une plante de grande taille, elle était transplantée dans un autre pot où sa croissance ne gênait pas les autres espèces en attendant de pouvoir être identifiée.

La salinité et le niveau d'eau des bacs du traitement inondé ont été régulièrement vérifiés et ajustés au besoin. Les conditions physiques pouvant varier au sein des bacs et de la cage anti-pollen en raison de l'incidence des rayons du soleil, l'emplacement des barquettes et des plateaux a été

changé par rotation à chaque suivi. Ces suivis se termineront lorsqu'il n'y aura plus de nouvelles germinations et lorsque la détermination de chaque individu sera la plus précise possible. Lors de la rédaction de ce rapport, de nouvelles germinations étaient encore observées pour le traitement humide ; l'expérience de la banque de graines n'est donc pas achevée. Quant au traitement inondé, plus aucune germination n'a été observée après le 7 mai, mais il n'a pas été possible d'identifier toutes les plantes au rang d'espèce, car certaines étaient mortes ou auraient nécessité plusieurs années de croissance avant l'apparition des caractères nécessaires à l'identification (*e.g.* fleurs).

2.4 – ANALYSES STATISTIQUES

2.4.1 – NATURE DES DONNEES

2.4.1.1 – Séries utilisées pour comparer les mares témoins et à réhabiliter

Nous avons utilisé : (1) des données floristiques quantitatives de la banque de graines (16 variables = 16 taxons), *i.e.* nombre maximal d'individus de chaque taxon entre les 2 traitements hydriques ; (2) données floristiques semi-quantitatives de terrain (20 variables = 20 taxons), *i.e.* abondance sous forme de classes allant de 0 à 9 pour chaque taxon ; (3) données mésologiques de terrain (11 variables), *i.e.* 2 variables quantitatives (salinité, profondeur), les 9 autres variables (*cf* § 2.2) étant semi-quantitatives. En plus de ces données, 2 autres variables ont été calculées pour la banque de graines du sol et pour les relevés floristiques de terrain à partir de l'ensemble des taxons observés : l'abondance totale des individus tous taxons confondus, et l'indice de Shannon ou entropie *H'* de Shannon & Weaver qui quantifie la biodiversité d'une zone d'étude (elle diminue lorsque la communauté est pauvre en espèces et est majoritairement représentée par une seule espèce, et augmente à mesure que la richesse spécifique et l'équitabilité *J'* augmentent).

2.4.1.2 –Séries utilisées pour comparer les données de terrain et de la banque de graines

Nous avons dû comparer les données quantitatives de la banque de graines du sol et les données semi-quantitatives des relevés floristiques, et donc des séries de natures différentes. Pour les rendre comparables, des classes de 0 à 9 ont été calculées pour la banque de graines en divisant par 9 le maximum de l'abondance de chaque espèce. Il aura aussi fallu définir des rangs taxonomiques plus larges en regroupant plusieurs espèces de même genre ou de même famille.

2.4.2 – CHOIX DES ANALYSES STATISTIQUES

Les distances entre les communautés végétales des mares à réhabiliter et témoins ont été examinées grâce à des analyses descriptives multifactorielles : des Analyses en coordonnées principales (PCoA en anglais). Nous avons choisi l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis qui permet de travailler avec des abondances tout en étant peu affecté par les doubles absences et en attribuant un poids moindre aux espèces rares. Pour les distances entre les données mésologiques des mares témoins et cibles, une simple Analyse en composantes principales (ACP) a été préférée, car elle calcule par défaut des distances euclidiennes et affiche un cercle de corrélations. En plus

des analyses descriptives, les différences entre les mares ont été testées via une des analyses de variance multivariée, *i.e.* MANOVA, à partir des mêmes matrices de distances que celles de l'ACP et de la PCoA. Pour comparer les deux variables synthétisées (indice de Shannon et abondance totale) entre les deux lots de mares, nous avons utilisé un test de rangs de Wilcoxon-Mann-Whitney (données non paramétriques) ou un test de comparaison de moyennes de Student (données paramétriques).

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2017), avec l'utilisation des packages « ade4 » (Dray and Dufour, 2007) et « vegan » (Oksanen et al., 2017) pour les matrices de distances, les PCoA et l'ACP, et des packages « ggplot2 » (Wickham, 2016), « gridExtra » (Auguie, 2017), « cowplot » (Wilke, 2017) et « RColorBrewer » (Neuwirth, 2014) utilisés pour la construction de certains graphiques.

3 – RESULTATS

3.1 – VARIABILITE INTER-MARES ET COMPARAISON ENTRE TEMOINS ET A REHABILITER

3.1.1 – SYNTHESE DES DONNEES BRUTES ET TYPOLOGIE ECOLOGIQUE

Le Tableau 2 représente à la fois les sommes des abondances pour chaque taxon et type écologique, ainsi que les pourcentages de chacun de ces types dans la banque de graines et sur le terrain, en distinguant les statuts des mares. Cependant, il est à noter que d'un côté il s'agit d'abondances à l'échelle individuelle, et de l'autre de classes d'abondances de 0 à 9.

La richesse spécifique est plus importante sur le terrain, avec 20 espèces / taxons contre 16 dans la banque de graines. Cette différence est à nuancer par le niveau de détermination différent entre les deux et par le fait que l'expérience de la banque de graines ne soit pas totalement terminée. Le type écologique dominant de la végétation *in situ* est celui des « mares temporaires méditerranéennes ou cynégétiques » (presque 80 % pour les deux statuts de mares), avec des espèces pouvant être observées dans les deux habitats. Un autre type écologique prédomine dans la banque de graines : celui des « sansouïres ou prés salés », mais avec quasi 20 % d'écart entre les mares cibles et témoins (respectivement 49 et 67 %). De manière générale, les relevés de terrain présentent une distribution écologique plus équilibrée entre les trois réplicats « témoins » et « à restaurer » par rapport à celle de la banque de graines.

Un meilleur rendu visuel de ces pourcentages est disponible dans l'Annexe 1, dont les deux premières lignes à gauche du tableau correspondent aux représentations graphiques des proportions d'espèces selon leur écologie.

Tableau 2. Typologie écologique des taxons identifiés dans la banque de graines et sur le terrain, synthétisée d'après Tison *et al.* (2014). La présence de chaque taxon dans l'un ou l'autre est indiquée par une somme d'abondances individuelles dans le premier et une somme de classes d'abondances (de 0 à 9) dans le second. La somme de ces données pour chaque type écologique est résumée dans le sous-total, ainsi que leur proportion (en %) par rapport à l'ensemble des taxons.

Ecologie	Espèces	Banque de graines du sol		Relevés floristiques de terrain	
		Mares à restaurer	Mares témoins	Mares à restaurer	Mares témoins
Marais cynégétiques à permanents (MC)	*Potamogeton pectinatus*			128	
	Typha sp.	46	4		
	Sous-total	46 | 1%	4 | 0%	128 | 8%	0 | 0%
Mares temporaires méditerranéennes (MTM)	*Aeluropus littoralis*		3	5	39
	Chara cf. galloides			50	7
	Juncus bufonius	2			
	Ranunculus peltatus	125	175	27	68
	Riella sp.	696	250		
	Sous-total	823 | 14%	428 | 8%	82 | 5%	114 | 8%
Mares temporaires méditerranéennes ou cynégétiques (MT)	*Bolboschoenus maritimus*			661	501
	Characeae sp.	1448	975		
	Chara vulgaris			235	214
	Cyperaceae sp.	224	63		
	Phragmites australis			130	287
	Polypogon monspeliensis			5	39
	Puccinellia fasciculata		10		6
	Schoenoplectus tabernaemontani				14
	Zannichellia palustris	417	197	212	53
	Sous-total	2089 | 36%	1245 | 24%	1243 | 79%	1114 | 78%
Sansouires ou prés salés (S/PS)	*Juncus gerardi*	250	1747	1	64
	Juncus maritimus	2084	1567	92	26
	Juncus sp.	445	22	3	
	Juncus subulatus	56	104	15	43
	Linum narbonense				1
	Polypogon sp.			4	18
	Salicornia europaea				9
	Sarcocornia fruticosa			9	25
	Salicornia sp.		4		15
	Spergularia salina		3		
	Poaceae sp.		1		
	Sous-total	2835 | 49%	3448 | 67%	124 | 8%	201 | 14%
	TOTAL	5793 | 100%	5125 | 100%	1577 | 100%	1429 | 100%

3.1.2 – DONNEES FLORISTIQUES DE LA BANQUE DE GRAINES DU SOL

L'inertie projetée cumulée de la PCoA montre que les 2 axes expliquent à eux seuls 26,81 % (axe 1 = 16,81% ; axe 2 = 10%) des variations observées dans les données de la banque de graines (Fig. 6a). Aussi, les mares témoins et les mares à restaurer présentent des ellipses qui sont dispersées dans l'espace de manière assez équilibrée et homogène, et semblent donc être autant expliquées par l'un ou l'autre axe (Fig. 6b). Toutes les ellipses se chevauchent en partie, sauf celle de la mare BSN ; les points de cette mare ainsi que ceux de BH se placent donc un peu plus en dehors par rapport aux autres. Ce sont probablement ces deux mares qui contribuent à l'écart entre les ellipses des deux statuts (Fig. 6b). Le résultat de la MANOVA confirme la différence significative entre les communautés végétales des mares témoins et à restaurer ($F = 4{,}123$; $df = 1$; $p < 0{,}001$).

L'indice de Shannon (Fig. 7a) varie en moyenne de 1,84 à 1,73 pour les deux statuts, et l'abondance totale moyenne (Fig. 7b) est de 129 plantes (« à restaurer ») et 114 plantes (« témoins »). Les indices de Shannon des mares témoins et cibles présentent des différences significatives ($W = 1292$; $p = 0{,}021$), contrairement à leur abondance totale ($W = 1086$; $p = 0{,}556$) (tests de Wilcoxon-Mann-Whitney).

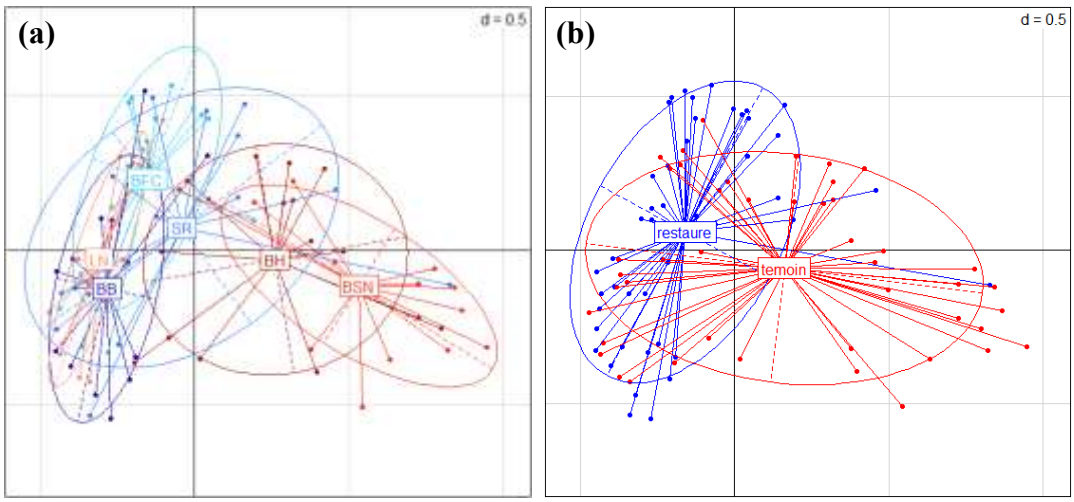


Figure 6. Distribution des données de la banque de graines (projection des échantillons de sol) selon les axes 1 et 2 de la PCoA, avec comme facteurs discriminants les mares (a), puis le statut (témoin ou à restaurer) (b). Les mares témoins sont représentées par un panel de rouge et les mares à restaurer par un panel de bleu. Légende : « BFC » = Baisse face cabane ; « BB » = Baisse du bruant ; « SR » = Scirpaie ronde ; « LN » = Laune nord ; « BSN » = Baisse sans nom ; « BH » = Baisse de la haie.

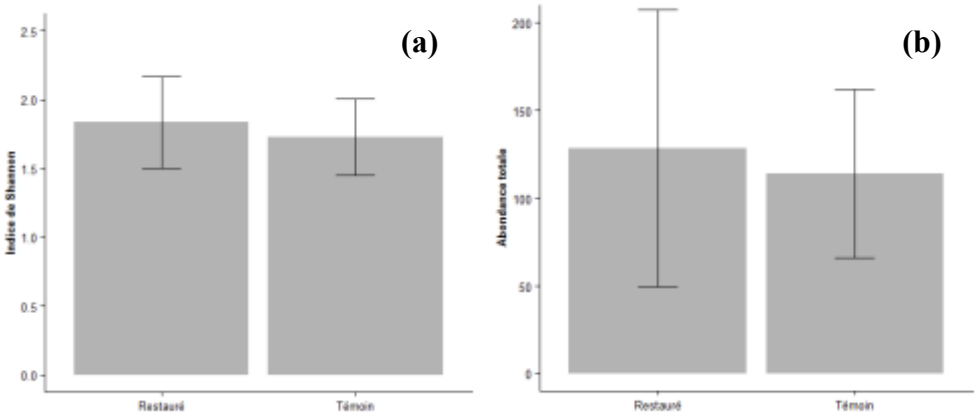


Figure 7. Variables de la banque de graines synthétisées (moyenne des mares) selon (a) l'indice de Shannon *H'* et (b) l'abondance totale tous taxons confondus (barres d'erreur = écart-type autour de la moyenne).

3.1.3 – DONNEES FLORISTIQUES DES RELEVES DE TERRAIN

L'inertie projetée cumulée de la PCoA montre que les deux premiers axes expliquent 19,89 % (axe 1 = 11,70% ; axe 2 = 8,19%) des variations observées dans les données (Fig. 8). Les ellipses des mares à restaurer BFC, BB et SR se recoupent toutes trois, alors que parmi les mares témoins seules les ellipses de BH et BSN se chevauchent en étant éloignées de celle de la mare LN (Fig. 8a). Malgré l'existence d'un chevauchement entre les ellipses des deux statuts (« à restaurer » *vs* « témoin ») (Fig. 8b), les relevés floristiques des deux statuts de mares présentent des différences significatives (MANOVA : $F = 6{,}230$; $df = 1$; $p < 0{,}001$).

L'indice de Shannon (Fig. 9a) a une moyenne de 0,98 pour les mares à restaurer et de 1,05 pour les mares témoins ; il ne présente pas de différence significative entre ces deux statuts (test de Wilcoxon : $W = 3771$; $p = 0{,}231$). La moyenne des totaux de classes d'abondances est de 17 pour les mares à restaurer et de 16 pour les mares témoins, les deux n'étant pas non plus significativement différentes (test de Student : $t = 1{,}101$; $df = 176{,}87$; $p = 0{,}272$; Fig. 9b).

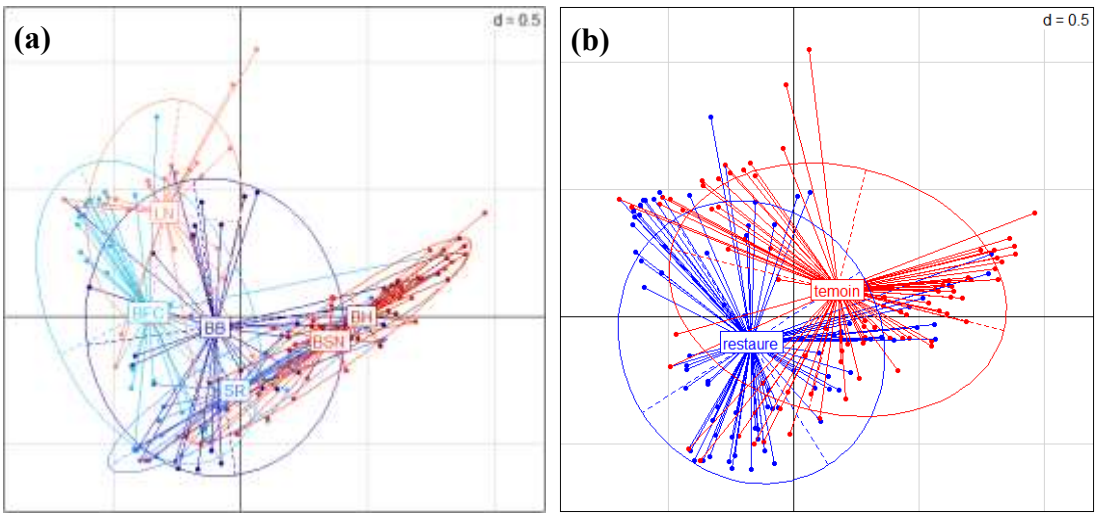


Figure 8. Distribution des données des relevés floristiques selon les axes 1 et 2 de la PCoA, avec comme facteurs discriminants (a) les mares, puis (b) le statut (témoin ou à restaurer). Les mares témoins sont représentées par un panel de rouge et les mares à restaurer par un panel de bleu. Légende : « BFC » = Baisse face cabane ; « BB » = Baisse du bruant ; « SR » = Scirpaie ronde ; « LN » = Laune nord ; « BSN » = Baisse sans nom ; « BH » = Baisse de la haie.

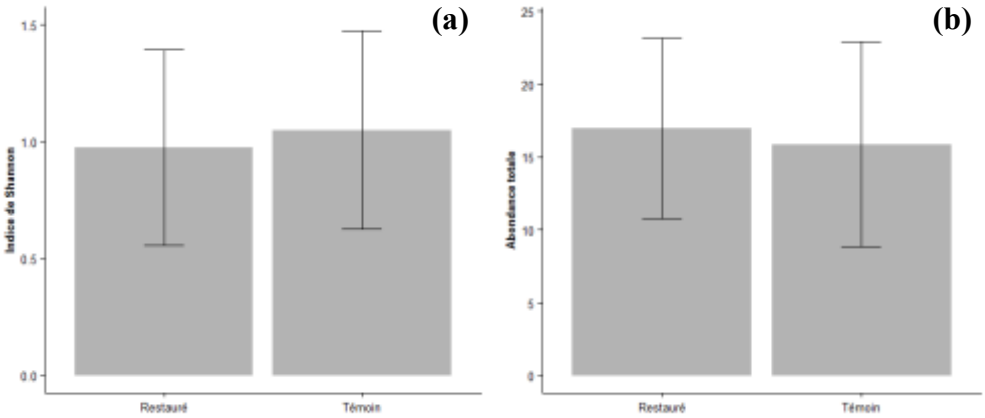
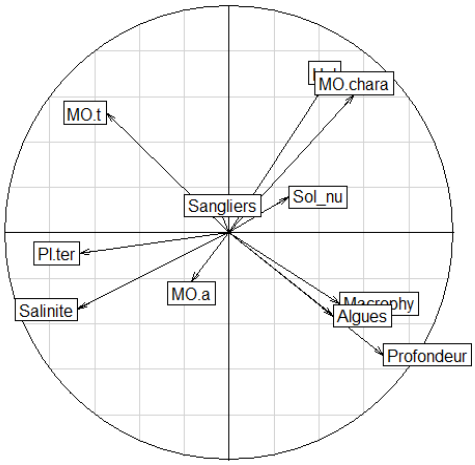


Figure 9. Données floristiques synthétisées (moyenne des mares) selon (a) l'indice de Shannon *H'* et (b) l'abondance totale somme des classes d'abondances allant de 0 à 9) tous taxons confondus (barres d'erreur = écart-type).

3.1.4 – DONNEES MESOLOGIQUES DES RELEVES DE TERRAIN

Les données mésologiques possèdent la plus grande inertie projetée cumulée de toutes les analyses descriptives multivariées, ses deux premiers axes expliquant à eux seuls 41,12 % (axe 1 = 24,82% ; axe 2 = 16,30%) des variations observées dans les échantillons. Selon une projection des variables mésologiques sur l'axe 1 (Fig. 10), deux groupes se forment de part et d'autre de l'origine : (1) les variables profondeur, algues, plantes macrophytes, plantes hélophytes et matière morte des Characées positivement corrélées ; (2) les variables salinité, plantes terrestres et matière organique morte terrestre négativement corrélées. Aucune interprétation n'est évidente sur l'axe 2. Les bioturbations (sangliers), le sol nu et la matière organique morte aquatique contribuent peu aux variations des données et ne sont donc pas informatives. Lorsque l'on superpose ce cercle des corrélations (Fig. 10) avec la représentation graphique de l'ACP (Fig. 11a), apparait la répartition des mares suivant l'influence plus ou moins forte de ces deux groupes de variables, opposant BSN et BH aux mares LN et BFC. L'habitat, caractérisé par ces variables, présente des différences significatives entre les mares à restaurer et témoins (MANOVA :

$F = 2{,}189$; $df = 1$; $p < 0{,}001$), les ellipses des deux statuts se chevauchant seulement partiellement (Fig. 11b).



Légende :	
MO.t	matière organique morte terrestre
MO.a	matière organique morte aquatique
MO.chara	matière organique morte des Characées
Pl.ter	plantes terrestres
Algues	algues filamenteuses
Hel*	hélophytes
Macrophy*	macrophytes
Sol_nu	mesures de sol nu
Salinite	mesures de salinité du 4 avril 2019
Profondeur	mesures de la hauteur de la colonne d'eau maximale entre les 3 sessions de terrain
Sangliers	mesures des retournements de sol par les sangliers
*étiquettes cachées en arrière-plan	

Figure 10. Cercle des corrélations des données mésologiques des mares (ACP).

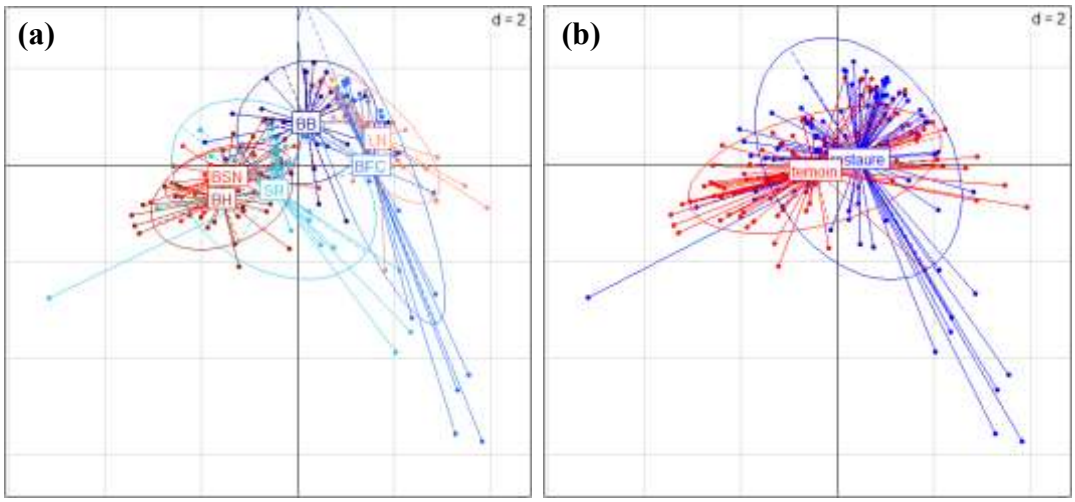


Figure 11. Distribution des données mésologiques selon les axes 1 et 2 de l'ACP, avec comme facteurs discriminants les mares (a), puis le statut (témoin ou à restaurer) (b). Les mares témoins sont représentées par un panel de rouge et les mares à restaurer par un panel de bleu. Légende : « BFC » = Baisse face cabane ; « BB » = Baisse du bruant ; « SR » = Scirpaie ronde ; « LN » = Laune nord ; « BSN » = Baisse sans nom ; « BH » = Baisse de la haie.

Les figures 12a et 13a montrent que les conditions environnementales des 6 mares sont très variables entre elles, davantage encore en termes de salinité qu'en termes de profondeur. Un gradient de hauteur de la colonne d'eau peut être établi entre ces mares (LN > BFC > SR ≈ BB > BSN ≈ BH), ainsi qu'un gradient de salinité (BH > BSN > SR > BFC > BB > LN), ces deux gradients étant corrélés négativement comme identifié sur l'axe 1 de l'ACP des variables mésologiques (Fig. 10).

Les figures 12b et 13b, ainsi que les tests de Wilcoxon, confirment les résultats précédents de l'ACP et de la MANOVA sur les données mésologiques. Ils montrent en effet des différences significatives entre les mares « témoins » et « à restaurer », aussi bien pour la hauteur de la colonne d'eau ($W = 4827{,}5$; $p = 0{,}049$) que pour la salinité ($W = 2790$; $p < 0{,}001$) mesurées dans ces mares.

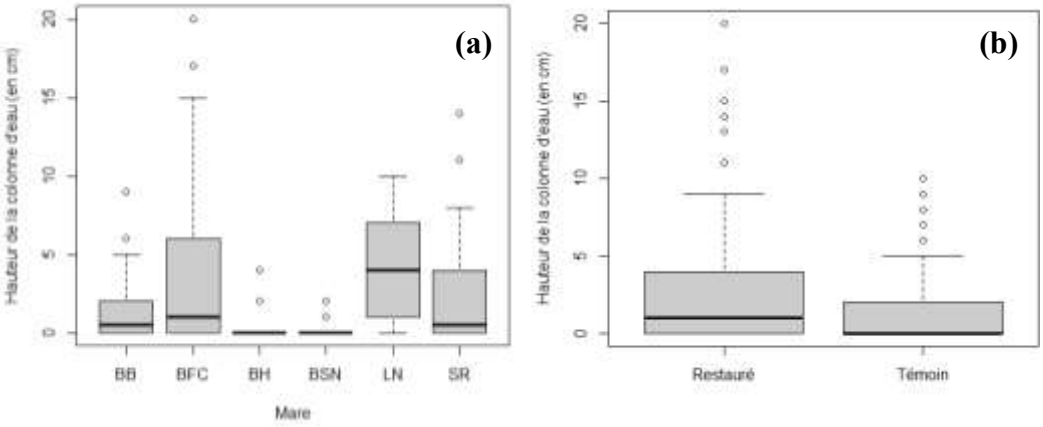


Figure 12. Boîtes à moustaches de la hauteur maximale de la colonne d'eau dans les mares du Grand Clos, par mare (a) et par statut (témoin ou à restaurer) (b).

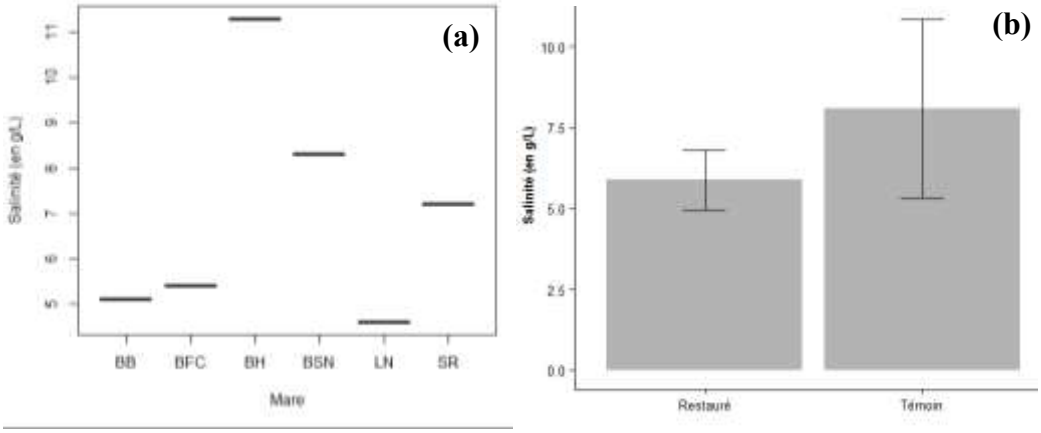


Figure 13. Salinité de l'eau mesurée le 4 avril au Grand Clos, par mare (a) et par statut (témoin ou à restaurer) (barres d'erreur = écart-type) (b).

3.2 – COMPARAISON DE LA BANQUE DE GRAINES ET DE LA VEGETATION EXPRIMEE

Les deux axes de la PCoA regroupant les données recueillies sur le terrain et issue de la banque de graines expliquent 18,89 % (axe 1 = 12,64 % ; axe 2 = 6,25 %) des variations observées dans les données. Il existe une très nette différence entre la végétation exprimée (relevés floristiques de terrain) et potentielle (banque de graines) (MANOVA : $F = 30{,}512$; $df = 1$; $p < 0{,}001$) et leurs ellipses ne se superposent pas du tout (Fig. 14). On remarque également une différence de taille entre ces ellipses, traduisant une plus grande dispersion et donc une plus grande variabilité observée dans les relevés floristiques que dans la banque de graines.

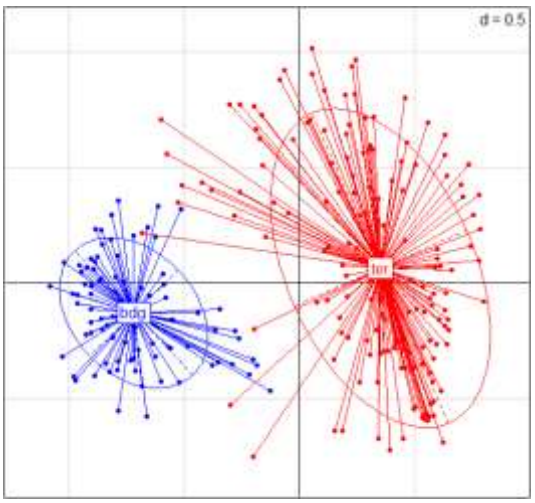


Figure 14. Comparaison des données floristiques de terrain (ter) à celles de la banque de graines (bdg) par PCoA (axes 1 et 2). Les mares témoins sont représentées par un panel de rouge et les mares à restaurer par un panel de bleu. Légende : « BFC » = Baisse face cabane ; « BB » = Baisse du bruant ; « SR » = Scirpaie ronde ; « LN » = Laune nord ; « BSN » = Baisse sans nom ; « BH » = Baisse de la haie.

4 – DISCUSSION

4.1 – CRITIQUES DE LA METHODE ET DES RESULTATS

Le traitement « inondé » de la banque de graines n'a pas été concluant en termes de nombre de germinations et a été interrompu beaucoup plus tôt que le traitement humide, dont les suivis continuent encore. Davantage de plantes aquatiques étaient attendues (les Characées par exemple), mais le genre *Zannichellia* a été le seul taxon à s'être bien développé. Le faible taux de germinations a probablement été causé par le développement de zooplancton dans l'eau des bacs (notamment des ostracodes), le broutage de plantules ayant été observé. Rappelons également que cette expérience n'est pas encore terminée et que les suivis du traitement humide vont surement se prolonger jusqu'à l'automne 2019 ; les réponses aux problématiques seront certainement à nuancer.

Par ailleurs, la disposition d'une couche de substrat de 1-2 cm d'épaisseur est trop épaisse si les échantillons de sol ne sont pas concentrés au préalable par lavage à l'eau sur tamis fin (Heerdt et al., 1996). Il y a donc un risque de sous-estimation des graines viables réellement présentes dans l'échantillon (Van der Valk and Davis, 1978). Cependant, le tamisage à l'eau entraine un risque de perte des plus petites graines.

L'indice de Shannon (ou entropie *H'*) est un indicateur standard, largement utilisé en biologie mais qui manque de précision lorsqu'il s'agit d'études de restauration / réhabilitation (Jaunatre et al., 2013). Les indices qui dépendent de la structure de la communauté, tel que l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis, doivent alors être préférés (Jaunatre et al., 2013). Pour autant, celui-ci ne permet pas de connaitre la raison d'une différence entre deux communautés comparées. Jaunatre *et al.* (2013) proposent deux indices de description de communautés prenant en compte les « déficits » d'abondances pour l'un, et les « excès » d'abondances pour l'autre. Dans le cadre de la présente étude, les indices « classiques » ont été jugés suffisants.

Un inconvénient de la MANOVA est qu'elle ne considère pas l'emboitement présent dans notre jeu de données (quadrats inclus dans des transects, inclus dans des mares, incluses dans un statut). Un nouveau package permet de réaliser des GLMM (Generalized linear mixed models) multivariées, tenant donc compte de l'emboitement, mais sa prise en main est complexe.

Nonobstant ces quelques expériences à issues inattendues et certains compromis dans les traitements de données et analyses, nous obtenons des résultats exploitables qui nous permettent de répondre aux problématiques de l'étude.

4.2 – INTERPRETATION DES RESULTATS ET REPONSES AUX PROBLEMATIQUES

4.2.1 – VARIABILITE INTER-MARES ET COMPARAISON ENTRE TEMOINS ET A REHABILITER

4.2.1.1 – Végétation potentielle des banques de graines du sol

Les espèces de la banque de graines ne sont pas présentes dans les mêmes proportions entre les mares témoins et cibles en termes de typologie écologique (Tab. 2 et Ann. 1). Les espèces

caractéristiques des sansouïres ou prés salés sont plus abondantes dans les mares témoins (18 points d'écart) et les espèces caractéristiques des mares temporaires (méditerranéennes ou cynégétiques) le sont plus dans les mares cibles (12 points d'écart). Les banques de graines des mares BH, BSN et LN sont donc plus fortement influencées par l'habitat périphérique (*i.e.* sansouïres, jonchaies) au détriment des graines de plantes typiquement retrouvées dans les mares temporaires ; avec une situation inverse pour les mares BB, BFC et SR.

Quant aux communautés végétales, les taxons germés dans les échantillons des mares BSN et BH semblent différer par rapport aux autres mares (Fig. 6a) et sont donc à l'origine de la différence observée entre les deux lots de mares, tant graphiquement (Fig. 6b) que statistiquement. Ainsi, (1) la variabilité entre les mares se recoupe partiellement, mais avec des différences plus marquées pour certaines (BSN et LN par exemple) ; (2) la variabilité entre les réplicats est significativement différente. Cette différence significative entre les communautés initiales des mares à restaurer et témoins montre que le design expérimental actuel n'est pas optimal.

4.2.1.2 – Végétation exprimée des relevés floristiques du site

La typologie écologique au sein des relevés de terrain (Tab. 2, Ann. 1) est assez équitablement répartie entre les mares témoins et les mares à restaurer, lesquels présentent une écologie équivalente et dominée par des espèces que l'on rencontre autant dans les mares temporaires méditerranéennes que cynégétiques. Les quelques différences sont dues à l'absence d'espèces typiques des mares cynégétiques parmi les réplicats témoins (contrairement aux 8 points dans les réplicats tests), associée à une surreprésentation de 6 points de taxons caractéristiques des sansouïres ou prés salés dans ces mares témoins.

La variabilité inter-mares des communautés végétales se recoupe partiellement, affichant toutefois des différences plus importantes entre certaines mares telles que BH et LN (Fig. 8a) comme le montre la différence significative des communautés lors de la comparaison par statut (Fig. 8b, MANOVA). Cette différence est nuancée par l'absence de significativité entre les moyennes de l'entropie *H'* et de l'abondance totale. Les divergences entre les communautés végétales de ces deux groupes seraient donc davantage à identifier au niveau de la composition spécifique au sein des mares et des relevés. Ces deux ensembles de mares ne sont donc pas à considérer comme des réplicats homogènes d'après la végétation exprimée en 2019.

4.2.1.3 – Contexte mésologiques du site

Les mares, de par leurs caractéristiques mésologiques, se positionnent sur un gradient environnemental de profondeur et de salinité négativement corrélés (Fig. 10, 11a, 12a et 13a), ce qui s'explique par la dilution du sel dans un certain volume d'eau. Nous avons montré une différence significative entre les habitats des mares témoins et à restaurer. Les hydropériodes plus courtes des mares BSN et BH sont surement à l'origine des différences floristiques observées.

L'hydropériode et la salinité sont en effet les deux facteurs dominants connus pour influencer les communautés végétales des marais temporaires (Grillas, 1990). Les assèchements plus précoces de ces deux mares peuvent s'expliquer par leur topographie moins élevée, entrainant une colonne d'eau moins haute alors que le niveau global du site est identique en mesure NGF (Niveau général de France).

4.2.1.4 – Conclusion sur la variabilité des communautés végétales et scénario alternatif

Dans l'ensemble, la variabilité inter-mares des communautés végétales est relativement faible, avec toutefois les mares témoins davantage hétérogènes entre-elles que les mares où sera testée la nouvelle gestion. En regroupant les mares par statuts, « témoins » et « à restaurer », la variabilité de leurs communautés végétales (composition, diversité et abondance) est trop importante pour qu'elles constituent de véritables réplicats. Ces différences s'expliquent par les conditions environnementales (salinité et hydropériode). Ainsi, le plan d'échantillonnage actuel du projet MédiCyn, où mares témoins et tests sont d'ores et déjà différentes, impose un biais dans le suivi des effets de la nouvelle gestion hydraulique. Un plan d'échantillonnage alternatif consisterait à inverser le statut des mares suivantes : BH et BFC, qui passeraient respectivement en statut « à restaurer » et « témoin ». Cela équilibrerait les deux lots de réplicats, et répartirait équitablement les mares BSN et BH qui ont des profils atypiques (banque de graines, flore *in situ*, caractéristiques mésologiques). Avec ce scénario alternatif, la banque de graines et les relevés de terrain ont une meilleure distribution de la typologie écologique, et les ellipses de PCoA ont un recoupement plus important (Ann. 1), bien que statistiquement seules les données de la banque de graines du sol voient leurs résultats améliorés. Ce plan d'échantillonnage alternatif tient *a priori* compte des attentes des chasseurs et ne serait pas sujet à l'autocorrélation spatiale.

La réplication – avec ici les deux lots « témoins » *vs* « restaurés » – est très importante pour la validité d'une étude, néanmoins elle fait souvent défaut dans les études sur l'écologie et la gestion de milieux naturels (Johnson, 2002). En effet, les trois piliers de l'expérimentation sont le contrôle (témoins négatifs), la randomisation (attribution d'un traitement de façon aléatoire) et la réplication (répétition des conditions de l'expérience) (Johnson, 2002). Cette dernière permet de réduire l'erreur globale (bruit statistique), une moyenne d'erreurs indépendantes étant inférieure à une erreur unique, et permet d'estimer cette erreur en se basant sur la variabilité associée au phénomène (Johnson, 2002). Dans ce projet, à défaut d'assigner le traitement (*i.e.* gestion hydraulique) de façon aléatoire, il est important de tester la variabilité des communautés végétales entre deux lots de réplicats « équilibrés ».

4.2.2 – COMPARAISON DE LA BANQUE DE GRAINES ET DE LA VEGETATION EXPRIMEE

La typologie écologique de la végétation (Tab. 2) est fortement influencée par l'habitat périphérique (sansouïres ou prés salés) dans la banque de graines, mais elle s'exprime beaucoup

moins sur le terrain. Cette différence peut s'expliquer par l'existence d'un écart entre les conditions environnementales dans le milieu naturel et les conditions semi-contrôlées dans l'expérience de la banque de graines. L'environnement des mares du Grand Clos peut effectivement ne pas être aussi favorable à l'expression des joncs que dans l'expérience. De plus, des études ont montré que la plupart des expériences impliquant l'isolement d'une partie d'un écosystème n'ont pas la complexité de l'écosystème entier, biaisant ainsi l'extrapolation (ou la comparaison) des résultats (Schindler, 1998). Une autre hypothèse est une plus grande production et une plus longue viabilité des graines du jonc en comparaison avec les autres plantes (Grillas et al., 2004).

L'étude de l'assemblage des communautés (Fig. 14, MANOVA correspondante) montre une différence significative entre la composition végétale exprimée sur le site et la végétation potentielle de la banque de graines. Cette différence pourrait être attribuée aux conditions météorologiques particulières. En effet, les faibles précipitations hivernales de cette année ont induit un assec précoce de certaines parties des mares les moins profondes. Cet assec a eu pour effet la destruction partielle ou totale de la végétation aquatique, dès les premières sessions de terrain en avril, et a favorisé la végétation terrestre annuelle de façon hétérogène entre les mares et au sein des mares.

Avec les résultats actuellement incomplets, il est difficile de se prononcer fermement quant au choix entre ces deux types de données (terrain et banque de graines) pour suivre l'itinéraire écologique des mares dont la gestion sera changée, mais nous pouvons néanmoins discuter des avantages et inconvénients que les deux peuvent présenter. (1) D'une part, l'étude des banques de graines fournit des données plus stables que les relevés botaniques, car leur composition végétale est moins impactée par des conditions environnementales particulières occasionnelles (Buckwell et al., 1999). En effet, la flore des mares temporaires est très variable, certaines espèces pouvant prospérer une année puis être absentes l'année suivante (Grillas et al., 2004). Mais cet avantage concerne essentiellement les graines dont la durée de vie est supérieure à un an. Les banques de graines peuvent aussi résister aux perturbations écologiques d'origine anthropique dans l'attente de conditions plus favorables, en préservant les espèces vulnérables. L'étude de leur composition est donc indicatrice de la résilience de l'écosystème (Brock et al., 2003). C'est ce qui a été très certainement observé avec les quatre taxons trouvés uniquement dans les données du sol (Tab. 2), notamment *Juncus bufonius*, caractéristique des mares temporaires (Ann. 3; Tison et al., 2014) et dont la présence dans la banque de graines est prometteuse pour ce projet de réhabilitation. Idem pour le genre *Riella sp*., composé de trois espèces potentielles d'après les derniers suivis : *R. notarisii* (confirmé) et probablement *R. helicophyla* ou *R. cossoniana*. Ces espèces remarquables sont protégées sur l'ensemble du territoire français, et *R. helicophyla* est inscrite sur les listes rouges nationale et européenne des bryophytes. La vulnérabilité de ce genre est liée au fait qu'il soit

strictement inféodé aux habitats aquatiques temporaires méditerranéens et que son cycle de développement soit dépendant des régimes de submersion / dessiccation (Grillas et al., 2004).

(2) D'une autre part, contrairement aux banques de graines, les relevés floristiques (respectant la saisonnalité avec plusieurs sessions) prennent en compte les proportions floristiques réelles, sans surestimer les espèces qui produisent des graines en quantités plus grandes que d'autres. De même, ces relevés prennent en compte les espèces qui ne produisent pas du tout de graines ou d'oogones (reproduction végétative), et celles dont les graines ont une très courte durée de vie (Adams and Steigerwalt, 2011). Ainsi, le fait que quatre espèces soient très abondantes seulement sur le terrain (Tab. 2), peut s'expliquer par plusieurs points. Premièrement, les espèces telles que *Bolboschoenus maritimus* et *Chara vulgaris* ne sont pas listées dans la banque de graines certainement car elles n'ont pas encore été identifiées précisément (font surement partie des taxons *Cyperaceae sp*. pour la 1ère et *Characeae sp*. pour la 2e). Ensuite, *Phragmites australis* est une espèce qui est largement broutée par le bétail ce qui ne lui laisse probablement pas le temps de produire des graines. Enfin, *Potamogeton pectinatus* est en réalité peu présent dans les mares et son abondance est liée à son développement rhizomateux et végétatif important sous forme de patchs qui occupent la majorité du quadrat lorsque celui-ci tombe dessus. Les points de prélèvements de sol pour la banque de graines ne sont peut-être pas tombés sur ces patchs, ou bien cette plante aquatique a pu être mangée par le zooplancton dans le traitement inondé.

4.2.3 – Comparaison de la vegetation du Grand Clos a celle de la litterature

Parmi les taxons observés *in situ* (Tab. 2), ceux caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes dites naturelles sont les Characées, notamment *Chara galioides*, dont les herbiers jouent un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes (habitat, nurserie, source de nourriture…) (Grillas et al., 2004). On retrouve également les renoncules aquatiques (*Ranunculus peltatus*), strictement dépendantes d'une submersion temporaire (Grillas et al., 2004). Enfin, *Aeluropus littoralis* est classée en préoccupation mineure par l'UICN France. Cependant, le nombre de ces espèces typiques reste faible et leur abondance dans les relevés de terrain correspond à une proportion de seulement 6,5 % par rapport à l'ensemble du cortège floristique. De plus, en accord avec Tison *et al.* (2014) et d'après la liste d'espèces caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes en France (Ann. 2), on aurait pu s'attendre à observer : *Callitriche truncata*, *Crypsis aculeata*, *C. schoenoides*, *Isolepis setacea*, *I. cernua*, *Juncus bufonius*, *Lythrum hyssopifolia*, *L. tribracteatum* ou *Myosurus minimus*. Cette liste a été établie en ne conservant que les espèces écologiquement compatibles avec les habitats des mares du Grand Clos (légèrement saumâtres) et qui sont présentes localement (golfe de Fos et dépression du Vigueirat). Au contraire, ont été retrouvées des espèces comme *Potamogeton pectinatus*, plutôt caractéristique des marais

cynégétiques à permanents et qui a tendance à évoluer vers des peuplements monospécifiques (Tamisier and Grillas, 1994).

Ces constatations, ajoutées à l'observation d'un plus grand nombre d'espèces « vulnérables » dans la banque de graines, indiquent un impact négatif (du point de vue conservatoire) de la gestion cynégétique actuelle (bien que non intensive) sur la végétation exprimée. Il est certainement expliqué par la mise en eau plus précoce et la durée d'inondation prolongée (Parc Naturel Régional de Camargue, 2012), jouant à la fois sur l'hydropériode et la salinité, qui sont les facteurs environnementaux les plus importants dans le contrôle de la répartition des plantes en Camargue (Grillas, 1990; Parc Naturel Régional de Camargue, 2012). Une des conséquences possibles de ces changements est l'eutrophisation des mares, avec la présence révélatrice d'algues filamenteuses notée lors des sessions de terrain. Une phase d'assec trop courte ne permet plus à la matière organique de se minéraliser totalement, entrainant une accumulation de celle-ci année après année (Grillas et al., 2004). Mais ces algues filamenteuses font également partie de la succession saisonnière naturelle des mares, et ce sont plutôt la fréquence, l'intensité et la période de leur apparition qui seraient à surveiller. La réhabilitation par une gestion intermédiaire devrait entrainer le développement d'espèces typiques retrouvées dans la banque de graines (*e.g.* *Juncus bufonius*, *Riella* spp.), puis certaines listées au paragraphe ci-dessus.

4.3 – PERSPECTIVES ENVISAGEES

Si l'expérience de la banque de graines devait être reconduite, une solution pour empêcher la prolifération du zooplancton dans le traitement inondé serait une adaptation du design des bacs de façon à pouvoir vider leur eau régulièrement, *e.g.* grâce à des orifices à fermeture amovible. De même, la méthode – plus lourde – décrite par Ter Heerdt *et al.* (1996) pourrait être appliquée, concentrant les échantillons de sol en les lavant à l'eau sur un tamis fin et en les étalant finement.

En ce qui concerne l'étude actuelle, il sera question de refaire tourner le script R sur les données complètes lorsque les données de la banque de graines seront toutes saisies. Si les résultats de ces nouvelles analyses changent peu et que les réponses apportées aux problématiques restent les mêmes, alors il faudra valider le scénario alternatif par les usagers (chasseurs) puis l'appliquer.

Enfin, les indices « classiques » Shannon et Bray-Curtis ne sont peut-être pas assez précis pour décrire les communautés dans le cadre d'études de restauration / réhabilitation (*cf* § 4.1). L'application des nouveaux indices CSII et HAI proposés par Jaunatre *et al.* (2013) serait à envisager, tout comme les GLMM multivariées remplaceraient les MANOVA.

5 – CONCLUSION

Dans le cadre du projet MédiCyn sur la réhabilitation expérimentale de mares temporaires, un état initial des communautés végétales de 6 mares a été dressé, d'un côté *via* des relevés floristiques *in situ*, et de l'autre *via* une expérience de suivi de germinations de la banque de graines en milieu semi-contrôlé. Les données issues de cet état initial ont permis de répondre aux problématiques posées. Premièrement (1), la variabilité des communautés végétales (composition, diversité et abondance) est trop importante entre les mares « à restaurer » et « témoins » pour permettre de tester l'effet de la gestion intermédiaire avec le plan d'échantillonnage actuel. Un plan d'échantillonnage alternatif, statistiquement plus équilibré tout en étant probablement acceptable par les usagers, a donc été proposé. L'expérience de la banque de graines du sol n'étant toujours pas terminée, il n'est pas exclu que la réponse à cette problématique puisse changer avec l'arrivée de nouvelles données. Ensuite (2), les communautés végétales de la banque de graines sont significativement différentes de celles relevées sur le terrain. Cela met en évidence l'intérêt de l'étude de la banque de graines. Enfin (3), en comparaison de la flore référencée dans la littérature, la végétation exprimée au Grand Clos semble traduire un impact négatif – d'un point de vue conservatoire – de la gestion cynégétique appliquée jusqu'à présent. Ce résultat confirme le besoin de mettre en œuvre le projet de réhabilitation.

En plus de l'ambition de conciliation des usages, l'enjeu du projet est renforcé par l'existence d'espèces menacées et vulnérables dont les graines et propagules ont été trouvées dans le sol. La réhabilitation des 3 mares revêt un bon potentiel de réussite lié à la résilience (Brock et al., 2003) révélée par l'étude des banques de graines. Si cette nouvelle gestion, à visée plus conservatoire, se révèle plus favorable à la flore caractéristique des mares temporaires méditerranéennes, il pourra en être de même pour la faune (Muller, 2013). Plus généralement, si cette réhabilitation atteint ses objectifs sur la biodiversité, sans modifier significativement l'intérêt cynégétique et la valeur pastorale du site, ce mode de gestion hydraulique innovant pourrait être appliqué à plus large échelle sur d'autres zones humides étant dans le même état.

BIBLIOGRAPHIE

Adams, C.R., and Steigerwalt, N.M. (2011). Methodology for wetland seedbank assays. Univ. Florida IFAS Ext. 1–5.

Auguie, B. (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3.

Brock, M.A., Nielsen, D.L., Shiel, R.J., Green, J.D., and Langley, J.D. (2003). Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. Freshw. Biol. *48*, 1207–1218.

Buckwell, P., Sandoz, A., Chauvelon, P., and Prosper-Laget, V. (1999). Étude et suivi d'un milieu aquatique temporaire endoréique méditerranéen : les Cerisières (tour du Valat, Camargue). Méditerranée *93*, 19–26.

Convention de Ramsar sur les zones humides (2018). Perspectives Mondiales Des Zones Humides : état des zones humides à l'échelle mondiale et des services qu'elles fournissent à l'humanité.

Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., and Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. Science (80-.). *345*, 401–406.

Dray, S., and Dufour, A.B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. R package version 1.7-8. Journal of Statistical Software.

Dupont, P. (2010). Plan national d'actions en faveur des Odonates. Office pour les insectes et leur environnement / Société française d'odonatologie – Ministère de Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer.

Grillas, P. (1990). Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. J. Veg. Sci. *1*, 393–402.

Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N., and Perennou, C. (2004). Les mares temporaires méditerranéennes. Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion.

Groupe régional d'experts sur le climat en Provence-Alpes-Côte d'Azur (2016). Climat et changement climatique en région Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Heerdt, G.N.J. Ter, Verweij, G.L., Bekker, R.M., and Bakker, J.P. (1996). An Improved Method for Seed-Bank Analysis: Seedling Emergence After Removing the Soil by Sieving. Funct. Ecol. *10*, 144–151.

Jaunatre, R., Buisson, E., Muller, I., Morlon, H., Mesléard, F., and Dutoit, T. (2013). New synthetic indicators to assess community resilience and restoration success. Ecol. Indic. *29*, 468–477.

Johnson, D.H. (2002). The Importance of Replication in Wildlife Research. J. Wildl. Manage. *66*, 919–932.

Mathevet, R., and Mesléard, F. (2002). The origins and functioning of the private wildfowling lease system in a major Mediterranean wetland: The Camargue (Rhone river delta, southern France). Land Use Policy *19*, 277–286.

Médail, F., and Quézel, P. (2014). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the mediterranean basin. Missouri Bot. Gard. *84*, 112–127.

Muller, I. (2013). Restauration de marais temporaires et de pelouses méso-xériques à partir d'anciennes rizières : Rôle respectif des filtres dans l'assemblage des communautés. Université d'Avignon.

Myers, N., A, M.R., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., and Kent, F. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature *403*, 853–858.

Neff, K.P., Rusello, K., and Baldwin, A.H. (2009). Rapid seed bank development in restored tidal freshwater wetlands. Restor. Ecol. *17*, 539–548.

Neuwirth, E. (2014). RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2.

Oksanen, J., Blanchet, G.F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., and Wagner, H. (2017). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-4.

Parc Naturel Régional de Camargue (2012). Note de synthèse des Documents d'Objectifs des sites Natura 2000 FR 9301592 & FR 9310019 « Camargue ».

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Schindler, D.W. (1998). Replication versus realism: The need for ecosystem-scale experiments. Ecosystems *1*, 323–334.

Service de la donnée et des études statistiques, and Agence française pour la biodiversité (2018). Biodiversité: Les chffres clés - Edition 2018.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration.

Tamisier, A., and Grillas, P. (1994). A review of habitat changes in the camargue: An assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. Biol. Conserv. *70*, 39–47.

Tison, J.M., Jauzein, P. and Michaud, H. (2014). Flore de la France méditerranéenne continentale. Naturalia publication.

UICN France, Muséum national d'Histoires naturelles, Office pour les insectes et leur environnement and Société française d'odonatologie (2016). La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Libellules de France métropolitaine. Comité français de l'UICN, Paris.

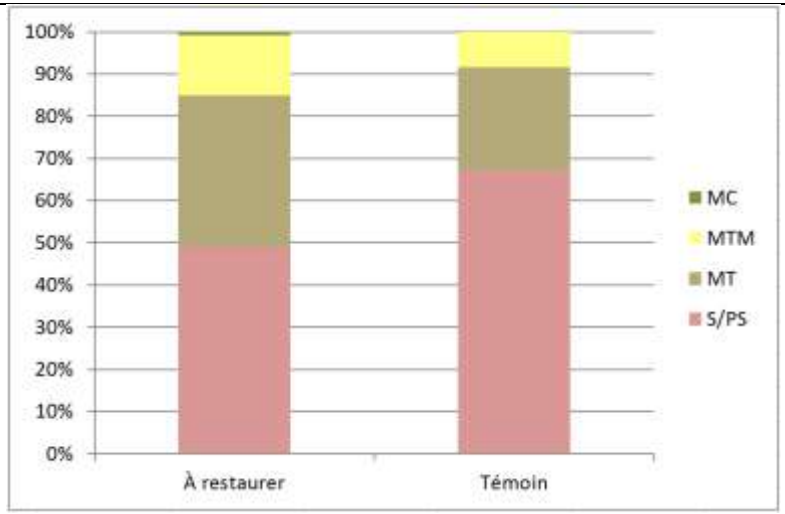
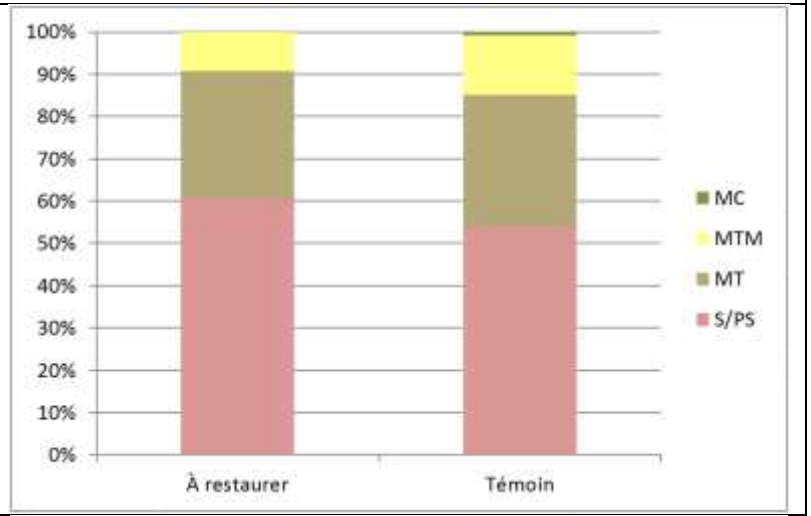
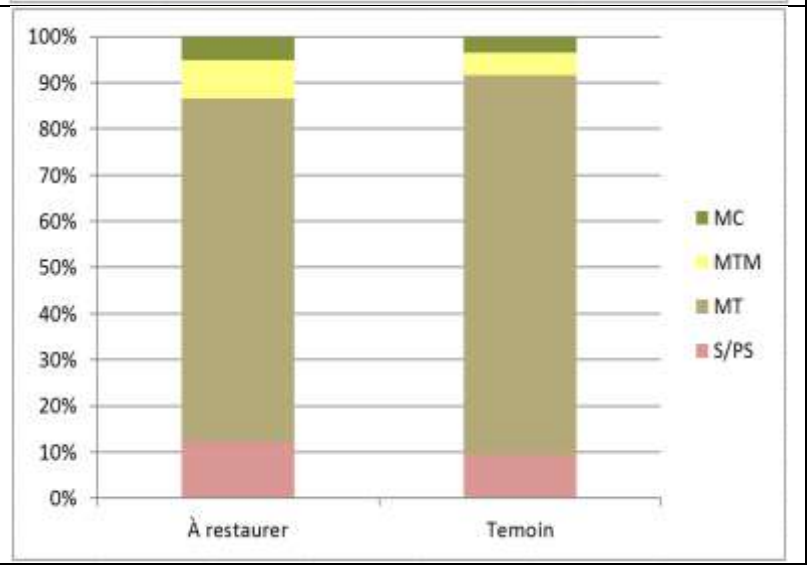
Van der Valk, A.G., and Davis, C.B. (1978). The Role of Seed Banks in the Vegetation Dynamics of Prairie Glacial Marshes. Ecology *59*, 322–335.

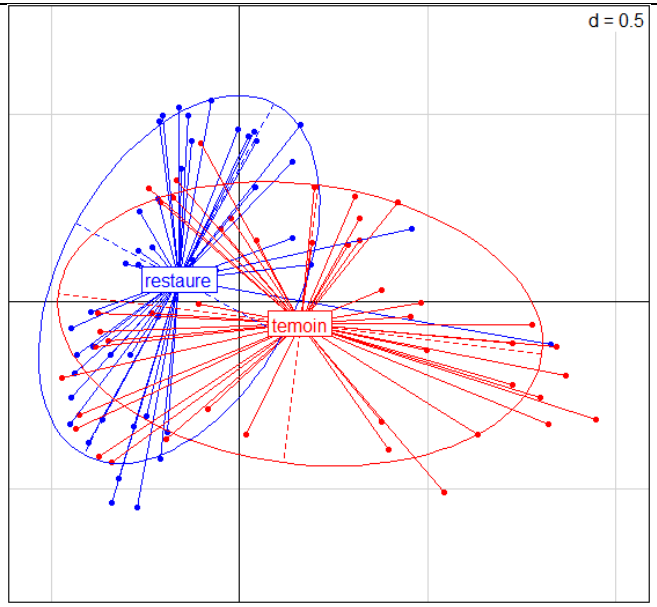
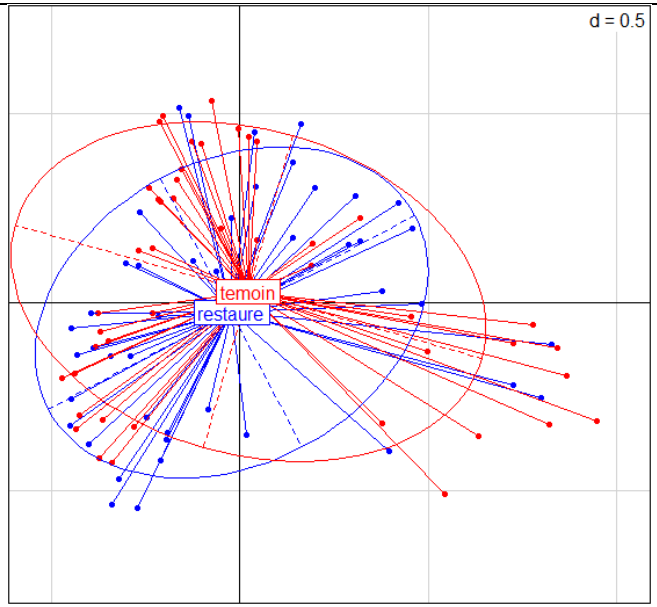
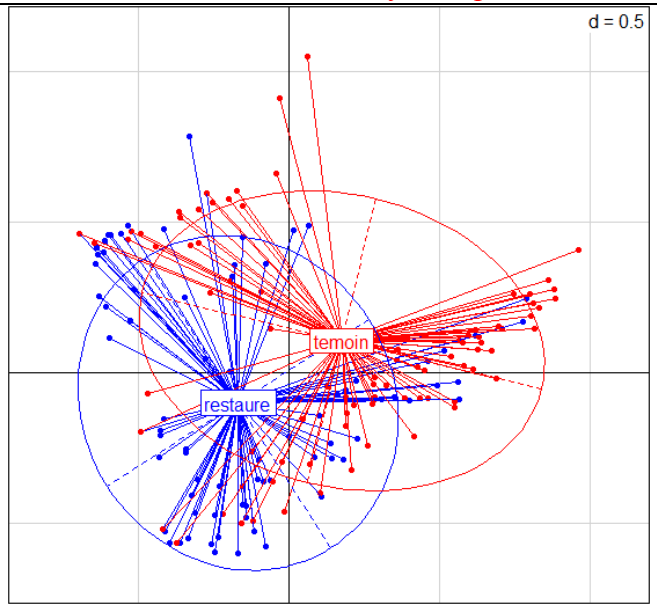
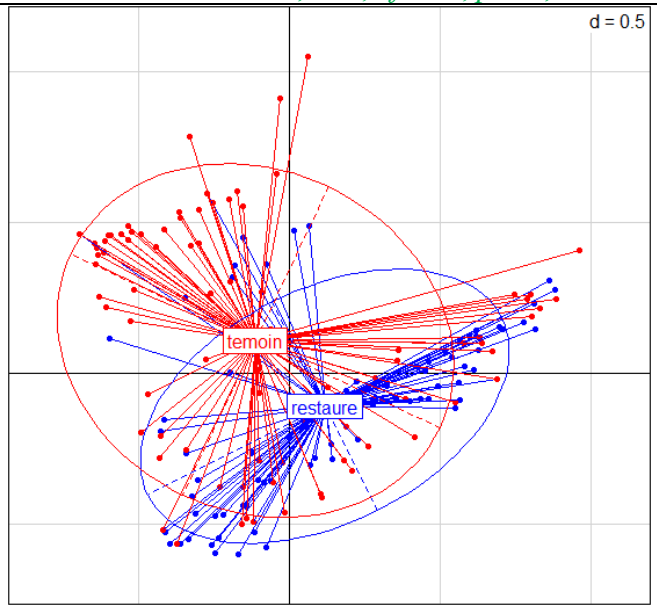
Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. R package version 3.1.1. Springer-Verlag New York.

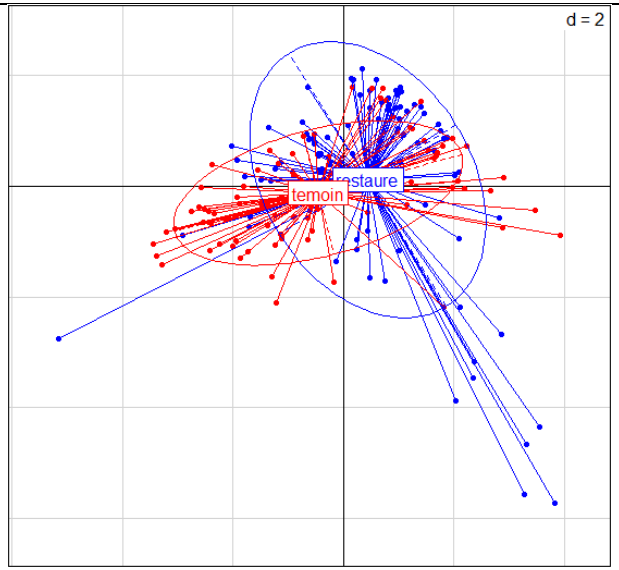
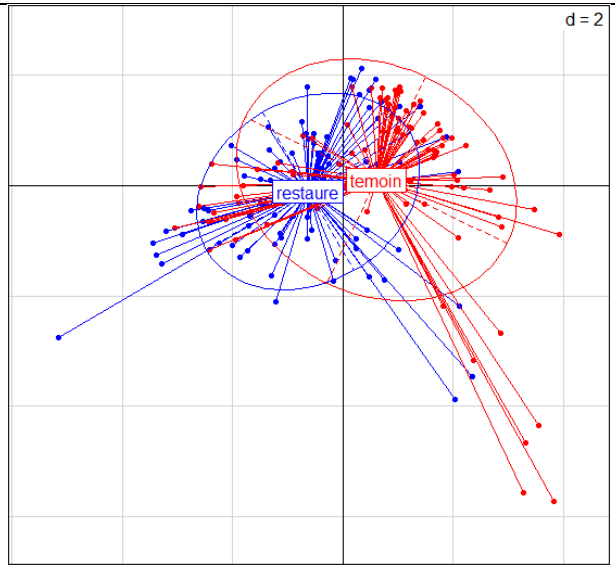
Wilke, C.O. (2017). cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'. R package version 0.9.2.

Annexes

Annexe 1. Tableau comparatif de différents résultats obtenus avec le plan d'échantillonnage selon les scénarios initial et alternatif. Le code couleur des résultats statistiques correspond au rouge pour une p-value significativement différente et au vert pour le cas contraire.

	Scénario initial	**Scénario alternatif**
Proportions des espèces selon leur écologie dans la banque de graines du sol et en fonction du statut des mares. Légende : MC = Marais cynégétiques à permanents MTM = Mares temporaires méditerranéennes MT= Mares temporaires méditerranéennes ou cynégétiques S/PS = Sansouïres ou prés salés		
Proportions des espèces selon leur écologie dans les relevés de terrain et en fonction du statut des mares. Légende : MC = Marais cynégétiques à permanents MTM = Mares temporaires méditerranéennes MT= Mares temporaires méditerranéennes ou cynégétiques S/PS = Sansouïres ou prés salés		

Distribution des données de la banque de graines selon les axes 1 et 2 de la PCoA, avec comme facteur discriminant le statut des mares (témoin ou à restaurer) ; et résultats de la MANOVA correspondante.	 MANOVA : $F = 4{,}123$; $df = 1$; $p < 0{,}001$	 MANOVA : $F = 1{,}460$; $df = 1$; $p = 0{,}076$
Distribution des données des relevés de terrain selon les axes 1 et 2 de la PCoA, avec comme facteur discriminant le statut des mares (témoin ou à restaurer) ; et résultats de la MANOVA correspondante.	 MANOVA : $F = 6{,}230$; $df = 1$; $p < 0{,}001$	 MANOVA : $F = 4{,}376$; $df = 1$; $p < 0{,}001$

Distribution des données mésologiques selon les axes 1 et 2 de l'ACP, avec comme facteur discriminant le statut des mares (témoin ou à restaurer) ; et résultats de la MANOVA correspondante.	 MANOVA : $F = 2{,}189$; $df = 1$; $p < 0{,}001$	 MANOVA : $F = 4{,}025$; $df = 1$; $p < 0{,}001$
Comparaison des salinités *in situ* des deux statuts.	Test de Wilcoxon : $W = 2790$; $p < 0{,}001$	Test de Wilcoxon : $W = 5580$; $p < 0{,}001$
Comparaison de la hauteur de la colonne d'eau *in situ* des deux statuts.	Test de Wilcoxon : $W = 4827{,}5$; $p = 0{,}049$	Test de Wilcoxon : $W = 3267{,}5$; $p = 0{,}005$
Comparaison des indices de Schannon *H'* des deux statuts pour la banque de graines.	Test de Wilcoxon : $W = 1292$; $p = 0{,}021$	Test de Wilcoxon : $W = 916$; $p = 0{,}428$
Comparaison des indices de Schannon *H'* des deux statuts pour les relevés de terrain.	Test de Wilcoxon : $W = 3771$; $p = 0{,}231$	Test de Wilcoxon : $W = 4090{,}5$; $p = 0{,}785$
Comparaison des abondances totales des deux statuts pour la banque de graines.	Test de Wilcoxon : $W = 1086$; $p = 0{,}556$	Test de Wilcoxon : $W = 1067$; $p = 0{,}663$
Comparaison des abondances totales des deux statuts pour les relevés de terrain.	Test de Student : $t = 1{,}101$; $df = 176{,}87$; $p = 0{,}272$	Test de Student : $t = -0{,}567$; $df = 180{,}39$; $p = 0{,}572$

Annexe 2. Liste alphabétique des espèces végétales caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes françaises, d'après Grillas *et al.* (2004).

Agrostis pourretii Willd.
Airopsis tenella (Cav.) Asch. & Graebner
Anagallis arvensis L. subsp. *parviflora* (Hoffm. & Link) Arcangeli
Anagallis minima (L.) E.H.L. Krause (= *Centunculus minimus*)
Antinoria insularis Parl.
Apium crassipes (Koch) Reichenb. fil.
Artemisia molinieri Quézel, Barbero et Loisel
Callitriche brutia Petagna
Callitriche truncata Guss. subsp. *occidentalis* (Rouy) Br.-Bl.
Callitriche truncata Guss. subsp. *truncata*
Cardamine parviflora L.
Chaetonychia cymosa (L.) Sweet
Cicendia filiformis (L.) Delarbre
Crassula vaillantii (Willd.) Roth.
Crypsis aculeata (L.) Aiton
Crypsis schoenoides (L.) Lam.
Damasonium polyspermum Coss.
Elatine brochonii Clavaud
Elatine alsinastrum L.
Elatine macropoda Guss.
Eryngium barrelieri Boiss.
Exacullum pusillum (Lam.) Caruel
Glinus lotoides L.
Gratiola officinalis L.
Heliotropium supinum L.
Illecebrum verticillatum L.
Isoetes duriei Bory
Isoetes histrix Bory
Isoetes setacea Lam.
Isoetes velata A. Braun subsp. *velata*
Isolepis cernua (Vahl) Roemer & Schultes (= *Scirpus savii* Seb. & Mauri)
Isolepis setacea (L.) R.Br. (= Scirpus setaceus L.)
Juncus bufonius L.
Juncus capitatus Weigel
Juncus pygmaeus L.C.M. Richard
Juncus tenageia L. fil.
Kickxia cirrhosa (L.) Fritsch
Kickxia commutata (Reichenb.) Fritsch subsp. *commutata*
Littorella uniflora (L.) Ascherson
Lotus angustissimus L. subsp. *angustissimus*
Lotus angustissimus L. subsp. *suaveolens* (Pers.) O. Bolos & Vigo
Lotus conimbricensis Brot.
Lotus pedonculatus Cav.
Lythrum borysthenicum (Schrank) Litv. (= *Peplis erecta*, *P. hispidula*)
Lythrum hyssopifolia L.
Lythrum thesioides M. Bieb.
Lythrum thymifolium L.
Lythrum tribracteatum Salzm. ex Sprengel
Marsilea strigosa Willd.
Mentha cervina L.
Mentha pulegium L.
Moenchia erecta (L.) P. Gaertner, B. Meyer & Scherb. s.l.
Molineriella minuta (L.) Rouy
Montia fontana L. subsp. *chondrosperma* (Fenzl) Walters (= *M. minor* C.C. Gmelin)
Morisia monanthos (Viv.) Ascherson
Myosotis sicula Guss.
Myosurus minimus L.
Myosurus sessilis S. Watson
Myriophyllum alterniflorum DC
Nananthea perpusilla (Loisel.) DC.
Oenanthe globulosa L.
Ophioglossum azoricum C. Presl.
Ophioglossum lusitanicum L.
Pilularia minuta Durieu ex A. Braun
Polygonum romanum Jacq. subsp. *gallicum* (Raffa.) Raffa. & Villar
Pulicaria sicula (L.) Moris
Pulicaria vulgaris Gaertn.
Radiola linoides Roth.
Ranunculus lateriflorus DC.
Ranunculus nodiflorus L.
Ranunculus ophioglossifolius Vill.
Ranunculus revelieri Boreau subsp. *revelieri*
Ranunculus revelieri Boreau subsp. *rodiei* (Litard.) Tutin
Sisymbrella aspera (L.) Spach s. l. (= Nasturtium asperum (L.) Boiss.)
Solenopsis laurentia (L.) C. Presl.
Solenopsis minuta (L.) C. Presl. subsp. *corsica* Meikle
Teucrium aristatum Pèrez Lara
Trifolium angulatum Waldst. & Kit.
Trifolium ornithopoides Oeder
Triglochin bulbosum L. subsp. *laxiflorum* (Guss.) Rouy
Verbena supina L.
Veronica acinifolia L.
Veronica anagalloides Guss.

RESUME

Cette étude visait à établir l'état initial des communautés végétales de mares temporaires en amont d'un projet de réhabilitation dont l'objectif est de tester un nouveau mode de gestion hydraulique. Un plan d'échantillonnage, concernant six mares temporaires actuellement gérées pour la chasse, avait été mis en place en concertation avec les chasseurs. Ce plan avait été établi sans tirage aléatoire mais en définissant trois mares en tant que réplicats tests et les trois autres en tant que réplicats témoins. En se basant sur les données de relevés floristiques *in situ* et d'étude de la banque de graines du sol, nous avons évalué la variabilité entre ces mares et montré que le plan actuel n'équilibre pas les réplicats entre les traitements ; nous proposons un plan d'échantillonnage alternatif. Ensuite, nous avons comparé la végétation « potentielle » de la banque de graines à la végétation exprimée sur le site. Les différences significatives existant entre ces deux types de végétation soulignent l'intérêt de suivre la banque de graine au cours du projet de réhabilitation. Enfin, nous avons comparé les communautés végétales présentes à celles qui caractérisent les mares temporaires méditerranéennes d'après la littérature. Nous montrons alors l'existence d'un impact négatif de la gestion cynégétique appliquée jusqu'à présent sur la conservation des communautés végétales patrimoniales.

Mots-clés : Communautés végétales - Mares temporaires méditerranéennes - Etat initial - Réhabilitation - Gestion hydraulique

ABSTRACT

The object of this study was to establish the initial state of the plant communities of temporary ponds before the settlement of a habitat rehabilitation project, which aimed to test a new mode of water management. A sampling scheme, concerning six ponds currently managed for waterfowl gaming, has been designed in accordance with hunters but without randomisation. However, this scheme defined three of these ponds as tested replicates and the three others as control. Based on the data collected from field floristic surveys and from a soil seed bank study, we assessed the variability in plant communities between the ponds. We show that replicates are not properly balanced between treatments and propose an alternative scheme. Then, we compared the "potential" vegetation of the seed bank to the "real" vegetation of the field surveys. The significant differences between these vegetations highlight the importance of monitoring the seed bank along the rehabilitation project. Finally, we compared the observed communities to those of Mediterranean temporary ponds described by the literature. This allowed us to underline the negative impact of gaming water management on the conservation of heritage plant communities.

Keywords: Plant communities - Mediterranean temporary ponds - Initial state - Rehabilitation - Water management