UNIVERSITÉ DE LORRAINE | UFR SCIENCES FONDAMENTALES ET APPLIQUÉES

Tour du Valat

Année 2017-2018
Rapport de stage Master Environnement Ecotoxicologie Ecosystèmes
Spécialité GEMAREC – parcours GEVAMAC – 2ème année

Suivi de la macrofaune benthique et évaluation de l'état écologique des milieux lagunaires des anciens salins de Camargue

Stage effectué du 12/03 au 24/08/2018

Tour du Valat, Le Sambuc

Baptiste SEGURA



Maitre de stage : Marc THIBAULT

Référent universitaire : Gérard MASSON

Tuteur universitaire : Philippe Usseglio-Polatera

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier Mr Jalbert, directeur de la Tour du Valat pour m'avoir accueilli dans sa structure en tant que stagiaire

Je souhaite ensuite remercier grandement Marc Thibault, mon maître de stage et chef de projet à la Tour du Valat pour son accueil, son aide et sa bienveillance tout au long du stage. Je le remercie également pour l'initiation à différents groupes taxonomiques lors de sorties (et le chemin est long pour connaitre les papillons de nuit …).

Je tiens à remercier également Samuel Hilaire, Irene Badone, Suzanne Cateau, Dorian Milesi, Hugo Laurent-Vidieu, Florent Sabatier, Simon Renaud, Aurore Fayard et Fanny Guillaud pour leur aide dans l'acquisition de mes données, ce fut un travail long, minutieux et assez monotone, mais grâce à eux, j'y suis arrivé dans les temps et dans la bonne humeur ! Merci également à Frédérique Carcaillet, de l'UMR MARBEC (Marine Biodiversity Exploitation & Conservation) dans l'aide à la détermination des invertébrés.

Un grand merci à Gaëtan Lefebvre, pour son aide dans l'exécution des tests statistiques et son cours condensé en stats, qui m'a permis de mieux appréhender cette lourde et effrayante partie du rapport.

Je remercie toute l'équipe de la Tour du Valat, pour l'ambiance de travail et la possibilité de pouvoir participer à différentes sorties de terrain, opérations de baguage et autre, ce qui m'a permis d'avoir un aperçu ainsi qu'une expérience pluridisciplinaire. C'est une chance pour un naturaliste de pouvoir évoluer dans une structure telle, entouré par de nombreuses personnes passionnées et compétentes.

Enfin, je remercie grandement Mr. Masson, pour son engagement envers le master, Mr. Usseglio-Polatera pour son aide et soutien ainsi que tous mes professeurs et intervenants, qui m'ont permis d'énormément apprendre.

Je ne pouvais terminer sans remercier ma famille, pour son soutien continu tout au long de mes études, et sans qui je ne serais pas là aujourd'hui

Table des matières

Structure d'accueil I
Introduction 1
I- Synthèse bibliographique 3
I.1- La Camargue 3
I.1.a- Le territoire 3
I.1.b- Activités et aménagements 4
I.1.c- Enjeux liés au territoire 5
I.2- Contexte de l'étude 6
I.2.a- Contexte général 6
I.2.b- Le projet de restauration des continuités hydro-biologiques 9
I.3- Le domaine paralique 11
II- Matériel et méthodes 13
II.1- Site d'étude 13
II.1.a- Caractéristiques générales 13
II.1.b- Climat (Tour du Valat, 2012) 14
II.1.c- Hydrologie 16
II.1.d- Pédologie 17
II.2- Echantillonnage 18
II.2.a- Période d'échantillonnage 18
II.2.b- Protocole d'échantillonnage 18
II.2.c- Tri et détermination 20
II.2.d- Paramètres environnementaux 20
II.3- Traitement des données 21
II.3.a- Descripteurs de la structure des communautés 21
II.3.b- Ambi et M-Ambi 22
II.3.c- Analyses statistiques 25
III- Résultats 27
III.1- Structure des communautés 27
III.1.a- Résultats généraux 27
III.1.b- Indices de diversité 29
III.2- Indice M-AMBI 30
III.3- Analyse statistique des communautés 32
III.3.a- GLM 32
III.3.b- Analyse Canonique des Correspondances 35
IV- Discussion 40

IV.1- Evolution des peuplements et de la qualité de l'eau entre 2015 et 2018.....41
IV.2- Limites du suivi.....46
V- Conclusion 48
Bibliographie 49
Annexes 55

Abréviations

AAMP : Agence des aires marines protégées

ACC : Analyse Canonique des Correspondances

AMBI : AZTI Marine Biotic Index

BP : Before Present (le présent étant considéré comme le 1er janvier 1950)

Cdl : Conservatoire du Littoral

EMSC : Etangs et marais des salins de Camargue

GLM : Generalize Linear Model (Modèle Linéaire Général)

NTU : Nephelometric Turbidity Unit

PNRC : Parc Naturel Régional de Camargue

SNPN : Société Nationale de Protection de la Nature

TDV : Tour du Valat

Table des Tableaux, Figures et Annexes

Tableau I : Récapitulatif des lagunes suivies et de leurs caractéristiques 14
Tableau II: Groupes fonctionnels et caractéristiques associées pour le calcul de l'indice AMBI 23
Tableau III : Résumé des valeurs de l'AMBI et l'équivalence en classe de qualité DCE 25
Tableau IV : Tableau récapitulatif des densités d'individus par lagunes durant les années de suivi 29
Tableau V : Résultats du M-AMBI pour chaque station 31
Tableau VI : Tableau récapitulatif de la significativité des coefficients de régression multiple pour chaque paramètre et chaque espèce. 39

Figure 1 : Carte du domaine de la Tour du Valat I
Figure 2: Répartition des financements de la Tour du Valat en 2017 II
Figure 3 : Carte du Delta du Rhône. 3
Figure 4 : Evolution de la construction du delta du Rhône depuis 7200ans BP 4
Figure 5 : Carte des étangs et marais des salins de Camargue. 7
Figure 6 : Travaux réalisés pour la restauration de la continuité hydraulique 9
Figure 7 : Représentation schématique de la zonation biologique (chiffres romains) définissant le degré de confinement (chiffres arabes). 12
Figure 8 : Schéma et carte du site d'étude. 14
Figure 9 : Diagramme ombrothermique et tableau récapitulatif des données sur la Tour du Valat de 1963 à 2009 15
Figure 10 : Schéma de la circulation de l'eau en période d'exploitation salicole et actuellement 17
Figure 11 : Emplacement des stations sur le site d'étude 19
Figure 12 : Abondance relative et richesse par station selon les années. Vieux Rhône Sud (VRS) n'a pas été échantillonné en 2016 28
Figure 13 : Evolution des Indices de diversité Shannon et d'équitabilité de Piélou par station de 2015 à 2018. 30
Figure 14 : Résultats significatifs des ANOVA imbriquées sur les espèces en fonction de l'année, de la station et de la sous-station. 33
Figure 15 : Projection des centres de gravité des stations et des variables environnementales issus de l'ACC selon les deux premiers axes 35
Figure 16 : Projection de l'ACC selon les deux premiers axes, des espèces et des variables environnementales ainsi que le tableau des espèces associées aux numéros 37
Figure 17 : Biplot des valeurs t et cercles de Van Dobben de la régression multiple pour la salinité maximale selon les deux premiers axes. 38

Annexe A : Organigramme de la Tour du Valat 55
Annexe B : Travaux effectués sur le site des EMSC pour le projet LIFE+ MC-SALT 56
Annexe C : Ouvrages utilisés pour la détermination des invertébrés benthiques 57
Annexe D : Modèle et données pour la conversion des centimètres de visibilité en NTU d'après Myre et Shaw 2006 ; Stepenuck et Murphy 2013 58
Annexe E : Tableau récapitulatif des résultats du AMBI et M-AMBI sur les 3 campagnes de suivi 59

Structure d'accueil

La Tour du Valat (TDV) est un établissement privé de recherche dédié à la restauration et à la conservation des zones humides méditerranéennes. Située au sein de la Camargue, près du hameau du Sambuc (commune d'Arles, Bouches-du-Rhône), c'est une fondation à but non lucratif créée par Luc Hoffmann en 1954 et reconnue d'utilité publique depuis 1978. Le domaine s'étend sur 2921 hectares dont près de 60% sont classés en Réserve Naturelle Régionale (Figure 1).

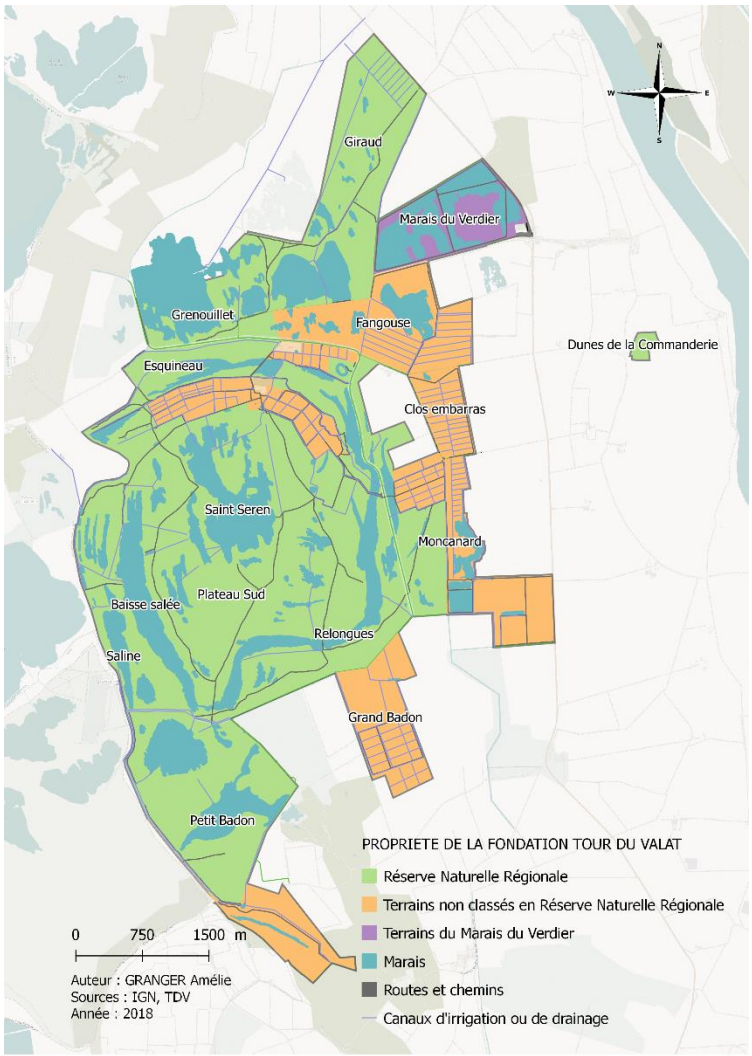


Figure 1 : Carte du domaine de la Tour du Valat (A. Granger, 2018)

Environ 80 personnes sont employées par la TDV dont 45 constituent l'équipe scientifique. Celle-ci intervient principalement en Camargue mais certains projets et collaborations sont développés dans d'autres pays du pourtour méditerranéen. De

nombreux partenaires scientifiques et financiers permettent la gestion de différents territoires avec une approche multidisciplinaire intégrée. La gouvernance de la TDV est assurée par deux fondations en étroite collaboration. D'une part la fondation Tour du Valat qui gère l'ensemble de l'activité du site, d'autre part la fondation Pro Valat qui gère un capital dédié et finance annuellement environ 15% du budget de la structure.

La TDV dispose d'un budget de 5,6 millions d'euros par an pour son fonctionnement. Les financements viennent en majeure partie de partenaires privés ou publics et se décomposent comme suit :

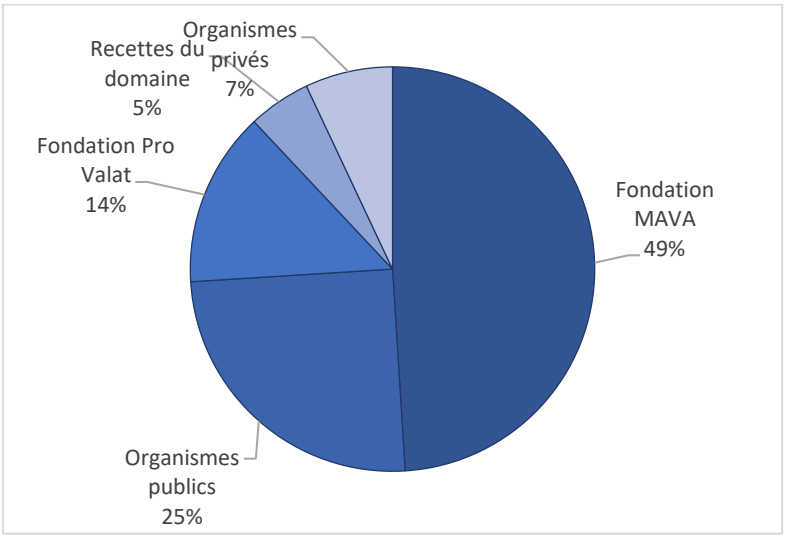


Figure 2: Répartition des financements de la Tour du Valat en 2017 (www.tourduvalat.org)

La gestion de la fondation s'organise autour de trois directions (programme, domaine, gestion administrative et financière, cf Annexe A), l'équipe scientifique (équipe « programme ») quant à elle est organisée en trois départements :

- **Département Conservation des espèces**

  L'objectif est de contribuer à la conservation des espèces menacées mais aussi de trouver des mesures de gestion pour les espèces clés (exploitation, tourisme) ou en conflit (sanitaire, nuisance) avec les activités humaines.

  Les objectifs de conservation s'appuient sur la connaissance scientifique, essentiellement acquise sur place à travers des projets aboutis, soit transférée des connaissances du monde scientifique général.

Les thématiques traitées concernent les différentes interactions des espèces autochtone ou endémiques avec les espèces allochtones, la dynamique des populations ou encore l'interaction entre conservation et problèmes sanitaires.

- **Département Modélisation, gestion et conservation des écosystèmes**

L'objectif est la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques associés dans un contexte de changements globaux. Les recherches pluridisciplinaires s'orientent autour de 4 axes qui sont la modélisation (prédiction d'évolution…), la gestion et la restauration des écosystèmes intégrées à la dynamique du territoire. Un dernier axe correspond à l'information des acteurs impliqués, comprenant le grand public, à travers différents outils de transfert comme les actions du Pôle-relais lagunes méditerranéennes.

- **Département Observatoire des zones humides méditerranéennes**

C'est un outil ayant but d'analyser l'état et les tendances de ces zones humides, de leur biodiversité ainsi que des biens et services rendus en incluant les facteurs anthropiques influençant ces paramètres. Il promeut la prise de décisions concernant la protection, la restauration et l'utilisation durable des zones humides.

Cet outil de gestion a été développé dans le cadre de l'initiative MedWet (application et adaptation des principes de la convention de RAMSAR aux environnements méditerranéens) et de la convention de RAMSAR.

Introduction

Les masses d'eaux de transition, présentes entre le milieu dulçaquicole et marin sont des milieux extrêmement riches et diversifiés, comptant parmi les plus productifs de la planète. Ces milieux estuariens et deltaïques assurent de nombreuses fonctions écologiques et reflètent une mosaïque de biodiversité fortement liée à ces zones humides (Skinner et Zalewski, 1995). Ils sont caractérisés par un réseau de marais et de paléochenaux ainsi qu'une accumulation sédimentaire importante provenant de la mer, de fleuves ou de lagunes (Boulvain, 2017). Ces éléments combinés permettent de constituer des écosystèmes très riches biologiquement, favorisant notamment l'accueil des oiseaux (Britton et Johnson, 1987).

Les zones humides constituent 6% de la planète. Malmenées par de nombreuses activités et croyances humaines, la nécessité de les préserver est apparue au cours du XXème siècle. La Convention de Ramsar, relative aux zones humides d'importance internationale, adoptée en 1971 et ratifiée en 1986 par la France, engage les signataires à protéger et conserver les zones humides concernées.

Dans ce contexte de protection, le site d'étude des étangs et marais des anciens salins de Camargue (EMSC), situé sur le littoral du delta du Rhône, représente un enjeu important pour la biodiversité. La nécessité de conservation et de restauration de ce complexe lagunaire suite à l'arrêt de l'activité salicole est essentielle au vu de son intérêt et de son potentiel écologique. En effet, il abrite notamment la seule colonie de reproduction régulière de Flamant rose (*Phoenicopterus roseus*) nicheuse en France et comprend un ensemble remarquable d'habitats côtiers.

L'acquisition du site (6527ha) entre 2008 et 2012 par le Conservatoire du littoral (Cdl) a permis d'entreprendre des travaux de restauration en 2015 afin de rétablir une continuité écologique entre mer et lagunes, qui avait été perdue suite à la poldérisation pour la saliculture. Ces travaux ont été effectués dans le cadre de deux projets de restauration (projet européen LIFE+ MC-SALT et partenariat avec le WWF-France) et la présente étude vise à évaluer leur efficacité en comparant les résultats obtenus sur le compartiment de la faune benthique lors des différentes campagnes entre 2015-2016 et 2018. De plus, un état écologique des lagunes à travers ce même compartiment biologique est réalisé, les invertébrés jouant un rôle prépondérant dans

la détection des perturbations. Cette étude permet ainsi de répondre à l'objectif de suivi des milieux lagunaires que se sont fixé les gestionnaires du site et elle contribue aussi à répondre aux exigences de suivi des eaux de transition (Directive Cadre sur l'Eau) et de l'habitat 1150*-2, Lagunes côtières d'intérêt communautaire (réseau Natura 2000, mise en application de la Directive n°92/43/CEE « habitats, faune, flore de l'Union européenne).

I- Synthèse bibliographique

I.1- La Camargue

I.1.a- Le territoire

Le delta du Rhône, également appelé la Camargue est un territoire situé dans le sud de la France entre Aigues-Mortes et Fos-sur-Mer qui constitue une des zones humides les plus importantes de France métropolitaine (Figure 3). Elle s'étend sur près de 145 000 hectares et est bordée à l'Est par la plaine de la Crau, et à l'Ouest le canal du Rhône à Sète (PNRC, 2012a).

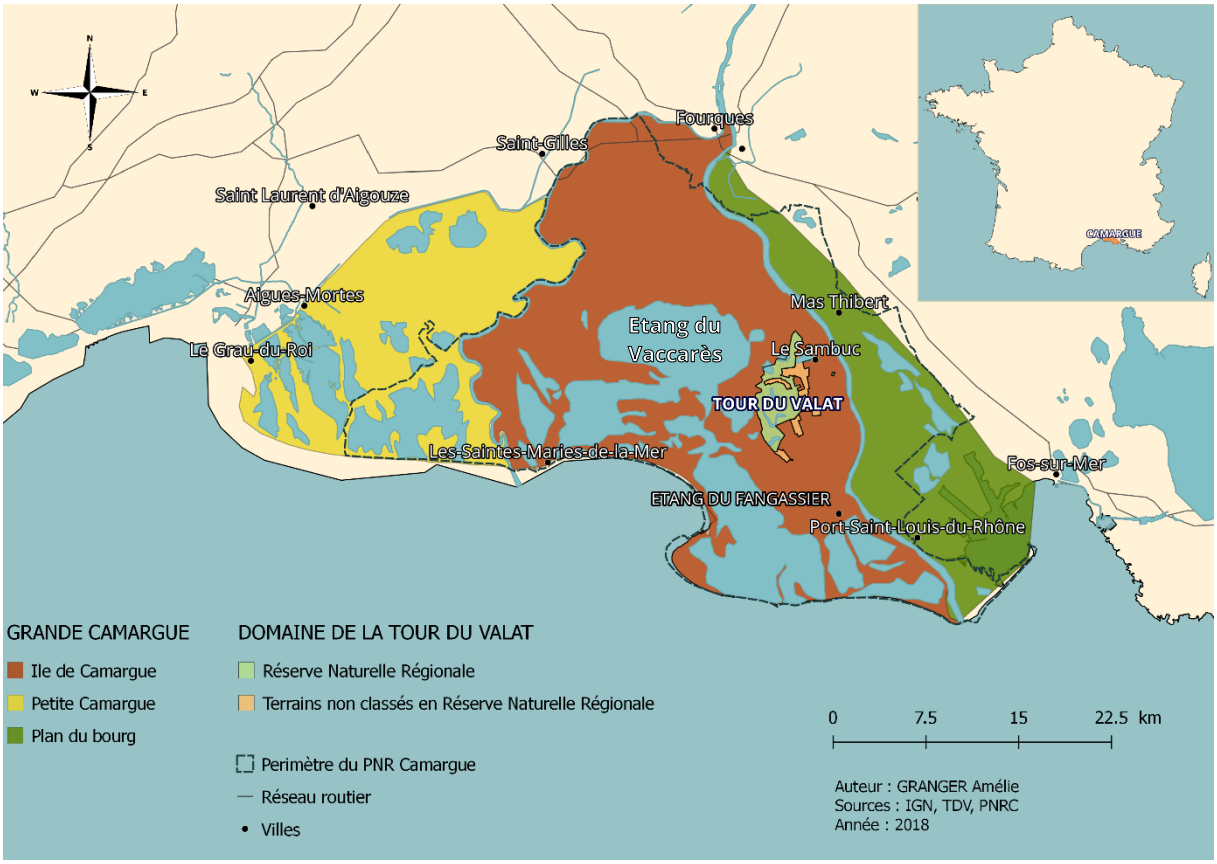


Figure 3 : Carte du Delta du Rhône. (A.Granger, 2018)

La construction du delta du Rhône a débuté 7000 ans BP (Sabatier et al., 2012). C'est un delta type houle dominante selon la typologie de Galloway (1975), c'est-à-dire que la houle remanie la barre d'embouchure, de telle façon que les sédiments se déposent le long du rivage en formant des plages et des cordons dunaires. Durant les 6000

dernières années, le delta s'est étendu du nord de l'étang du Vaccarès jusqu'au trait de côte connu aujourd'hui (Vella et al., 2005) (Figure 4).

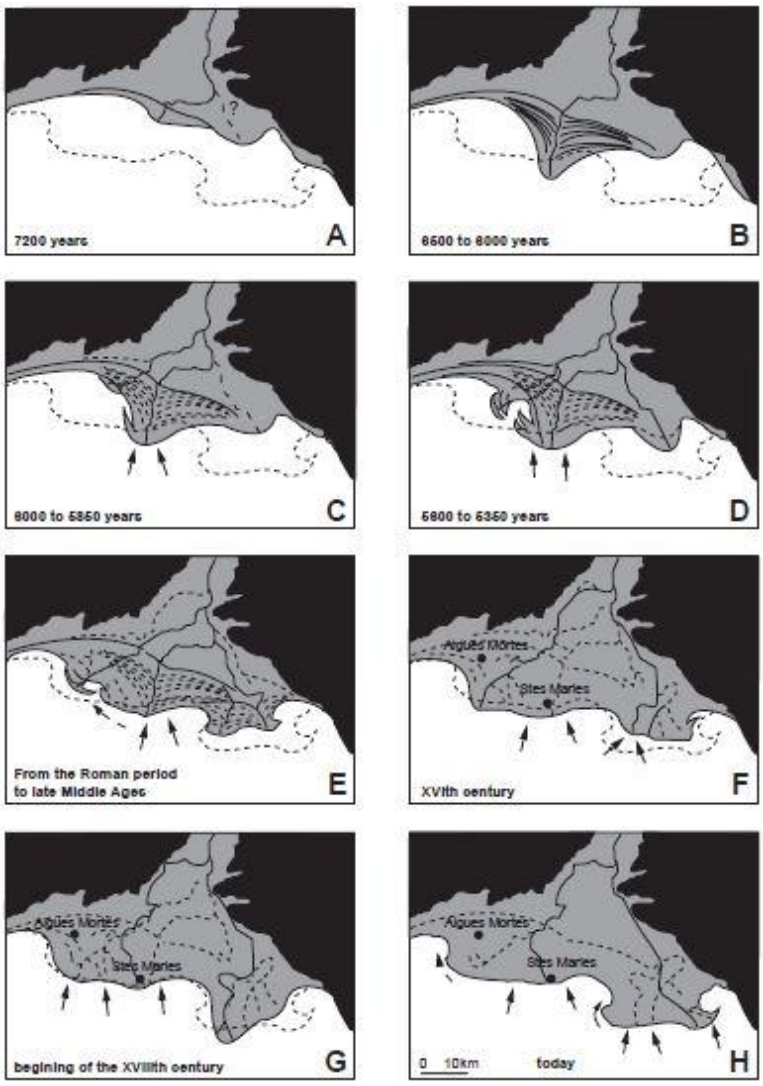


Figure 4 : Evolution de la construction du delta du Rhône depuis 7200ans BP (Vella et al, 2005)

L'apport d'une forte charge sédimentaire couplé à un faible espace d'accumulation et à la stabilisation du niveau marin, explique l'avancée rapide du delta entre 4000 et 2000 ans BP (Maillet et al., 2006). Depuis le début du XVIIIème siècle, l'allure générale du littoral s'est stabilisée avec une forme en plusieurs lobes issus des anciennes embouchures du fleuve (Sabatier et Suanez, 2003).

I.1.b- *Activités et aménagements*

La Camargue a subi de nombreux aménagements qui donnent sa forme et sa diversité au territoire actuel. Traditionnellement, la Camargue était un territoire utilisé pour l'élevage, l'agriculture (céréales, vignes), la pêche, la chasse, la saliculture ou encore

l'exploitation des roselières. Plus récemment, la riziculture, qui s'est considérablement étendue après la seconde guerre mondiale, a continué à modeler le paysage avec le développement d'importants réseaux de canaux d'irrigation et de drainage favorisant globalement une intensification de la gestion hydraulique du territoire, y compris les zones humides naturelles.

L'endiguement complet des deux bras du Rhône à partir de 1860 suite aux nombreuses inondations catastrophiques du XIXème siècle (1840, 1841, 1843 et 1856) a lancé l'aménagement à grande échelle du delta. En effet, pour permettre une maîtrise de l'eau et limiter l'action du front salin sur les cultures, un réseau dense de canaux a été construit (PNRC, 2017). De plus, une digue (la digue à la mer) dont la construction fut achevée en 1859 longe la frange littorale de Salin-de-Giraud aux Saintes-Maries-de-la-Mer, afin de maîtriser le risque de submersion marine à l'intérieur du delta lors des tempêtes. Actuellement, tous ces aménagements permettent une présence de l'eau douce permanente dans une grande partie de la Camargue, même en période sèche (Allouche et al., 2015). Cependant, les effets de ces aménagements se font ressentir, avec notamment une augmentation de l'occurrence de certaines espèces liées aux eaux douces, et notamment des espèces exotiques envahissantes (ragondin, écrevisse de Louisiane, jussies) ainsi qu'un morcellement des zones humides pour faciliter la maitrise de l'eau (Aznar et al., 2003).

I.1.c- *Enjeux liés au territoire*

Plusieurs enjeux parfois contradictoires sont présents sur le territoire du delta du Rhône et font l'objet d'efforts de conciliation entre les différents acteurs locaux. Les conflits d'usages sont nombreux, ce qui rend la gestion globale du territoire difficile.

De forts enjeux socio-culturels et économiques sont présents, avec de nombreuses activités liées directement au territoire, telles que l'agriculture et l'élevage, le tourisme mais aussi la chasse au gibier d'eau, la pêche en étangs ou encore la coupe du roseau (Skinner et Zalewski, 1995). L'élevage extensif des taureaux de Camargue à des fins essentiellement récréatives (jeux taurins) ainsi que la croix de Camargue, symbole du territoire du delta du Rhône, montrent également un attachement fort de la population à sa culture.

La Camargue est aussi un réservoir de biodiversité, elle compte 30 habitats d'intérêt communautaire dont 6 sont considérés prioritaires et 7 marins d'après la Directive

92/43/CEE (directive « habitats, faune, flore ») de l'union européenne. La faune est aussi très largement représentée avec, par exemple, plus de 380 espèces oiseaux dont 80 d'intérêt communautaire (MNHN, 2017). La mosaïque d'habitats permet également une forte diversité végétale, avec plus de 1000 espèces présentes dont 59 sont d'intérêt patrimonial (PNRC, 2009). Comparé aux autres grands delta méditerranéen (Ebre, Po, Nil…), la proportion d'habitats naturels et de zones humides dans l'occupation du sol est encore importante (OZHM, 2014 ; PNRC, 2013). Une autre particularité est l'ancienneté des efforts de protection de la nature (création de la Réserve Naturelle de Camargue en 1927, création du PNRC -premier PNR créé en France en 1970) ainsi que leur nombre. Actuellement, deux Réserves Naturelles Nationales et deux Réserves Naturelles Régionales sont présentes sur le territoire. Le Conservatoire du Littoral par ses acquisitions visant à protéger le territoire, est le plus grand propriétaire en Camargue (>20 000ha).

Enfin, l'eau, présente dans toute la Camargue, fait partie des éléments les plus complexe à gérer en raison des activités multiples liées à son utilisation et les aménagements mis en place pour sa maîtrise. La qualité de l'eau (salinité, pollution) et l'utilisation qui en est faite, créent des conflits d'usages suite à de nombreux besoins différents sur un même espace (Picon, 1987). Par exemple, l'apport d'eau douce nécessaire à l'agriculture et l'apport d'eau de mer pour la production de sel qui se côtoient sur le même territoire peuvent entrer en conflit. Ces conflits d'usages nécessitent une gestion globale qui est mise en place à travers le Contrat de delta qui est un outil de gestion concertée des milieux aquatiques en Camargue validé en 2012 (PNRC, 2012b).

I.2- Contexte de l'étude

I.2.a- *Contexte général*

Les Etangs et marais des salins de Camargue sont un territoire situé au Sud-Est de la Camargue, près de Salin-de-Giraud sur les communes d'Arles et des Saintes-Maries-de-la-Mer (13), couvrant une superficie de 6527ha en 2013 (Figure 5) (Conservatoire du littoral, 2013). Ces terrains acquis par le Conservatoire du littoral à partir de 2008 sont gérés par le PNRC, la Société Nationale de Protection de la Nature (SNPN) et la Tour du Valat. A terme, un protocole d'accord signé en 2009 avec le groupe Salins,

ancien propriétaire et exploitant des lagunes pour la saliculture, prévoit l'acquisition de 1500ha supplémentaires, permettant une continuité totale des terres et de leur gestion entre la Réserve Naturelle Nationale de Camargue et le Vieux Rhône. (Tour du Valat, 2012). La plus grande partie de ce territoire (5300 ha) est constituée de lagunes qui jusqu'en 2011 étaient aménagées et exploitées pour la production de sel. Avec le changement de vocation et de gestion ainsi qu'en l'absence à ce jour d'enjeu économique important, un autre objectif du Conservatoire du littoral est d'adapter le site à l'élévation progressive du niveau marin induite par le changement climatique, en mettant en œuvre une stratégie de recul maîtrisé du trait de côte. Le territoire des anciens salins devient ainsi une zone tampon face à l'élévation du niveau marin, ce qui permet de concentrer les efforts d'aménagements dédiés à la protection des biens et des personnes plus en arrière du littoral.



Figure 5 : Carte des étangs et marais des salins de Camargue. (Tour du Valat, 2015)

Situés dans la partie laguno-marine du delta, la zone est constituée d'une mosaïque de lagunes, de massifs dunaires et de sansouïres à proximité de la mer. Les lagunes sont caractérisées par une faible profondeur, généralement inférieure à 1 mètre,

couplée à une grande superficie (jusqu'à 500ha). Cette zone côtière a été intégrée assez récemment à l'exploitation salicole. De nombreux aménagements ont été réalisés entre la fin des années 50 et le début des années 70, avec plus de 100km de digues construites, d'importants travaux de nivellement, la mise en place d'ouvrages hydrauliques et l'installation de stations de pompage avec les aménagements associés (électricité etc…) qui ont modelés les lagunes telles qu'on les connait aujourd'hui. Avant leur transfert au Conservatoire du littoral, la gestion hydraulique des lagunes par le groupe Salins était faite d'une part, de façon gravitaire, d'autre part, de manière artificielle avec un contrôle des flux par pompage. Cette gestion liée à l'activité salicole a mené à la création de vastes systèmes hypersalés, isolés par des digues et avec, dans une partie de ces lagunes, une biodiversité restreinte aux conditions extrêmes (Tour du Valat, 2015). Avec l'acquisition des terrains et le démantèlement des stations de pompage, la circulation de l'eau sur le site est reconsidérée et devient entièrement gravitaire. La construction d'ouvrages de communication hydraulique à partir de 2011 et la création de brèches dans les digues suite à l'érosion, permettent progressivement de rétablir une continuité hydraulique et biologique entre la mer et une partie des lagunes, avec des changements observables sur la biodiversité. Le renforcement des connexions avec l'hydrosystème Vaccarès plus au nord est visée, ce dernier étant peu relié à la mer, ce qui limite la libre circulation de l'eau et des poissons jusqu'à l'étang (Figure 6). Depuis la première campagne de travaux, une recolonisation des milieux par la faune et la flore liée à la baisse de salinité et au rétablissement d'hydropériodes naturelles (niveaux élevés en hiver et tendance à l'assèchement l'été) est observée (restauration de fourrés halophiles méditerranéens, de végétation à salicorne annuelles, modification des peuplements d'oiseaux d'eau hivernants).



Figure 6 : Travaux réalisés pour la restauration de la continuité hydraulique (Tour du Valat, 2015)

Les enjeux hydrauliques et naturels liés à cette zone sont nombreux. La restauration des biocénoses ainsi que la conservation des écosystèmes lagunaires sont les principaux. Le compartiment benthique joue un rôle prépondérant dans cette optique de gestion, en effet, sa sensibilité aux paramètres hydrologiques (Archambault & Dumont, 2010) et son utilité pour d'autres compartiments biologiques (nourriture pour l'avifaune et la faune piscicole) en font une sentinelle du milieu. Son étude est donc pertinente dans le suivi de l'état écologique des étangs et marais des salins de Camargue et l'évaluation de l'efficacité des actions de restauration mises en œuvre.

I.2.b- *Le projet de restauration des continuités hydro-biologiques*

Afin d'engager la restauration du site et rétablir notamment les continuités hydro-biologiques entre la mer, les anciens salins et les zones humides périphériques (incluant la Réserve naturelle nationale de Camargue), des travaux hydrauliques ont été réalisés en 2015. Ils ont été réalisés dans le cadre du projet LIFE10 NAT/IT/000256 MC-SALT « Gestion environnementale et conservation des marais salants et lagunes côtières en Méditerranée » mis en œuvre de 2011 à 2016 et d'un partenariat avec le WWF-France engagé depuis 2014. Le projet LIFE visait à conserver et restaurer la biodiversité présente sur plusieurs salins et anciens salins remarquables de Méditerranée. Les deux salins de Camargue (Aigues-mortes et les étangs et marais des salins de Camargue), deux sites en Italie et un en Bulgarie étaient ciblés. Sur les

étangs et marais des salins de Camargue le projet avait trois objectifs principaux (Thibault et al., 2016) :

- La restauration des habitats côtiers, comprenant les lagunes côtières (1150*), la végétation pionnières à *Salicornia* et autres espèces annuelles des zones boueuses et sableuses (n°1310 de la directive habitat/faune/flore) et les fourrés halophiles méditerranéens et thermo-atlantiques (*Sarcocornetea fructicosi*) (n°1420).
- La restauration de conditions favorables à la reproduction de petits Charadriiformes coloniaux (Avocette élégante *Recurvirostra avosetta*, Goéland railleur *Chroicocephalus genei* et différentes espèces de sternes).
- Maintenir des conditions favorables à la reproduction du Flamant rose sur l'étang du Fangassier, seul lieu de nidification de l'espèce en France.

Les travaux réalisés incluaient l'arasement de digues, le curage de chenaux et la construction d'ouvrages pour l'amélioration de la continuité hydro-écologique nord/sud entre les lagunes ainsi que la construction d'enclos, d'ilots et d'ouvrages pour favoriser la reproduction des Charadriiformes et des flamants roses. (Annexe B) Des travaux hydrauliques ont également été réalisés pour rétablir des hydropériodes favorables à la restauration de deux habitats d'intérêt communautaire, les fourrés halophiles méditerranéens et les végétations annuelles pionnières à *Salicornia*.

Dans le cadre du stage, l'inventaire et le suivi de la faune benthique intervient essentiellement dans le suivi de la restauration des milieux lagunaires. Il permet de réaliser une évaluation de l'évolution des communautés benthiques après la première phase de travaux (un deuxième programme de travaux hydrauliques est prévu en 2019, dans le cadre d'un projet soutenu par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, la Région Sud – Provence-Alpes-Côte-d'Azur et le WWF-France).

La faune benthique a fait l'objet de deux suivis, l'un en 2015 (juste avant travaux), l'autre en 2016 (un an après travaux). Par la suite il a été décidé de poursuivre le suivi de la macrofaune benthique un an sur deux. Le suivi réalisé en 2018 permet de dresser un état des milieux lagunaires 3 ans après la première phase de travaux, une deuxième phase étant prévue pour une mise en œuvre en 2019.

I.3- Le domaine paralique

Le domaine paralique désigne les masses d'eau de transition entre les milieux marins et continentaux. Cet écotone a un fonctionnement complexe, régit par des phénomènes marins (entrée d'eau salée) et continentaux (entrée d'eau douce) qui en font un milieu unique avec des caractéristiques particulières (Perthuisot et Guelorget, 1983). Dans notre cas, ce milieu est constitué de lagunes auparavant utilisées pour la pré-concentration du sel et soumises à l'influence des aléas naturels depuis l'acquisition par le Conservatoire du littoral.

Différentes études ont porté sur ce domaine dans les années 80 et plusieurs théories ont émergé sur leurs caractéristiques biologiques et hydrodynamiques en région méditerranéenne, dont la théorie du confinement (Guelorget, et al., 1982).

En effet, par leur position intermédiaire entre la mer et le continent, les milieux lagunaires sont caractérisés par la présence d'un gradient de salinité. Cependant, la salinité n'est pas le seul paramètre à influer sur la répartition de la faune benthique. Le degré de connexion avec la mer, qui apporte des conditions de stabilité au système ainsi qu'un renouvellement de l'eau, est aussi un élément déterminant (Guelorget et al., 1983b). C'est le renouvellement de l'eau et des éléments dans le milieu qui conditionnent les peuplements benthiques, d'où le principe de confinement (sous-entendu, par rapport à la mer). La théorie du confinement fait donc intervenir le fonctionnement hydrodynamique des lagunes pour expliquer la répartition des organismes vivants présents (Frisoni, et al., 1990). Selon cette théorie, deux grands types de milieux paraliques (subdivisés en 6 zones correspondant au degré de confinement) peuvent se distinguer selon leur dynamique biologique (Perthuisot et Guelorget, 1983) (Figure 7) :

- Les milieux du proche paralique, qui sont fortement connectés à la mer. Les peuplements sont proches de ceux rencontrés en milieu côtier, avec la présence d'espèces thalassoïdes et un substrat biogénique. La sédimentation y est lente et la granulométrie sableuse. Ce sont les zones I et II qui lui sont associées.

- Les milieux du paralique lointain qui communiquent peu avec la mer et ont une sédimentation rapide sont associés aux zones III à VI. Les peuplements

benthiques dépendent du renouvellement de l'eau et des éléments qu'elle transporte. Les cortèges rencontrés ne sont plus marins mais paraliques, caractérisés par l'apparition d'espèces pouvant être dulçaquicoles strictes en cas d'eau douce (milieu oligohalin) ou une disparition de la faune benthique en cas de milieu évaporitique (milieu hyperhalin).

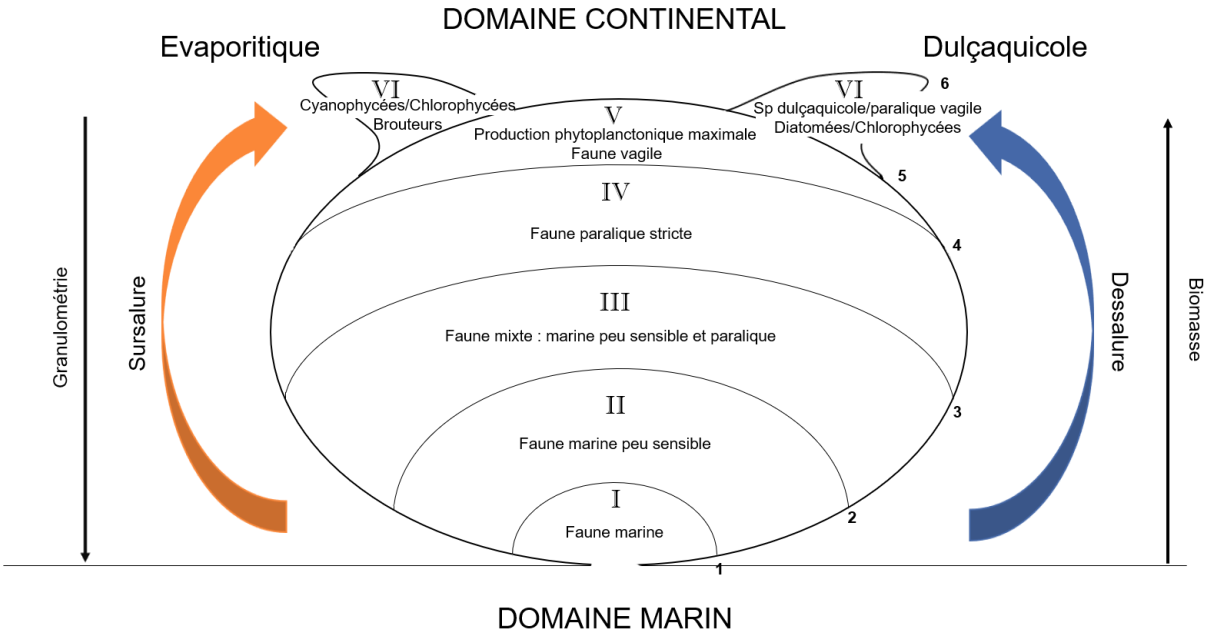


Figure 7 : Représentation schématique de la zonation biologique (chiffres romains) définissant le degré de confinement (chiffres arabes). Schéma modifié d'après Guelorget et al., 1983a/1983b

Les milieux paraliques peuvent s'assécher temporairement et suivre deux évolutions distinctes lorsque l'on s'éloigne de la mer. Ces derniers peuvent tendre vers des milieux hypersalés, caractérisés par des évaporites et un gradient de salinité croissant de la mer vers le continent. Ce cas de figure intervient lorsque l'évaporation est supérieure aux apports continentaux. A l'opposé, les lagunes peuvent devenir oligohaline, lorsque les apports continentaux sont supérieurs à l'évaporation (Guelorget, et al., 1983b).

Enfin, ces milieux sont caractérisés par une production biologique importante et atypique. Certaines espèces ne sont retrouvées que dans ces milieux, n'étant pas assez compétitive avec les espèces strictement marines ou dulçaquicoles. De plus, les espèces sténohalines ne peuvent pas vivre dans les milieux lagunaires, du fait de la variation de salinité imposée par les conditions environnementales, ce qui permet le

développement des espèces euryhalines typiques des milieux lagunaires (Frisoni, et al., 1990). Le confinement est défini par la baisse des apports marins ainsi que des éléments vitaux, qui entraine chez les invertébrés une augmentation de la densité, ainsi qu'une diminution de la richesse spécifique et de la biomasse benthique (soit par nanisme lagunaire (Kiener, 1978) soit par diminution de la longévité) (Perthuisot & Guelorget, 1983).

II- Matériel et méthodes

II.1- Site d'étude

II.1.a- *Caractéristiques générales*

Notre site d'étude comporte 5 lagunes dans les anciens salins de Camargue. Les différents étangs font l'objet d'un suivi de la macrofaune benthique et leur localisation sont présentés dans la Figure 8 et le Tableau I. Les quatre lagunes permanentes suivies sont Beauduc, Vieux Rhône Sud, Rascaillan et Galabert. Elles présentent des similitudes en termes de superficie, qui restent supérieures à 250ha, mais la principale différence reste leur éloignement et leur connexion par rapport à la mer. La plus grande des pièces d'eau suivie est l'étang de Beauduc avec près de 500ha, qui a la particularité d'être reliée directement à la mer par un ancien ouvrage hydraulique ainsi que des brèches au niveau des digues. La plus petite lagune suivie est celle des « Enfores de la Vignole », d'une superficie de 180ha. C'est également la seule lagune temporaire suivie sur le site, ce qui en fait un cas spécial dans notre étude.

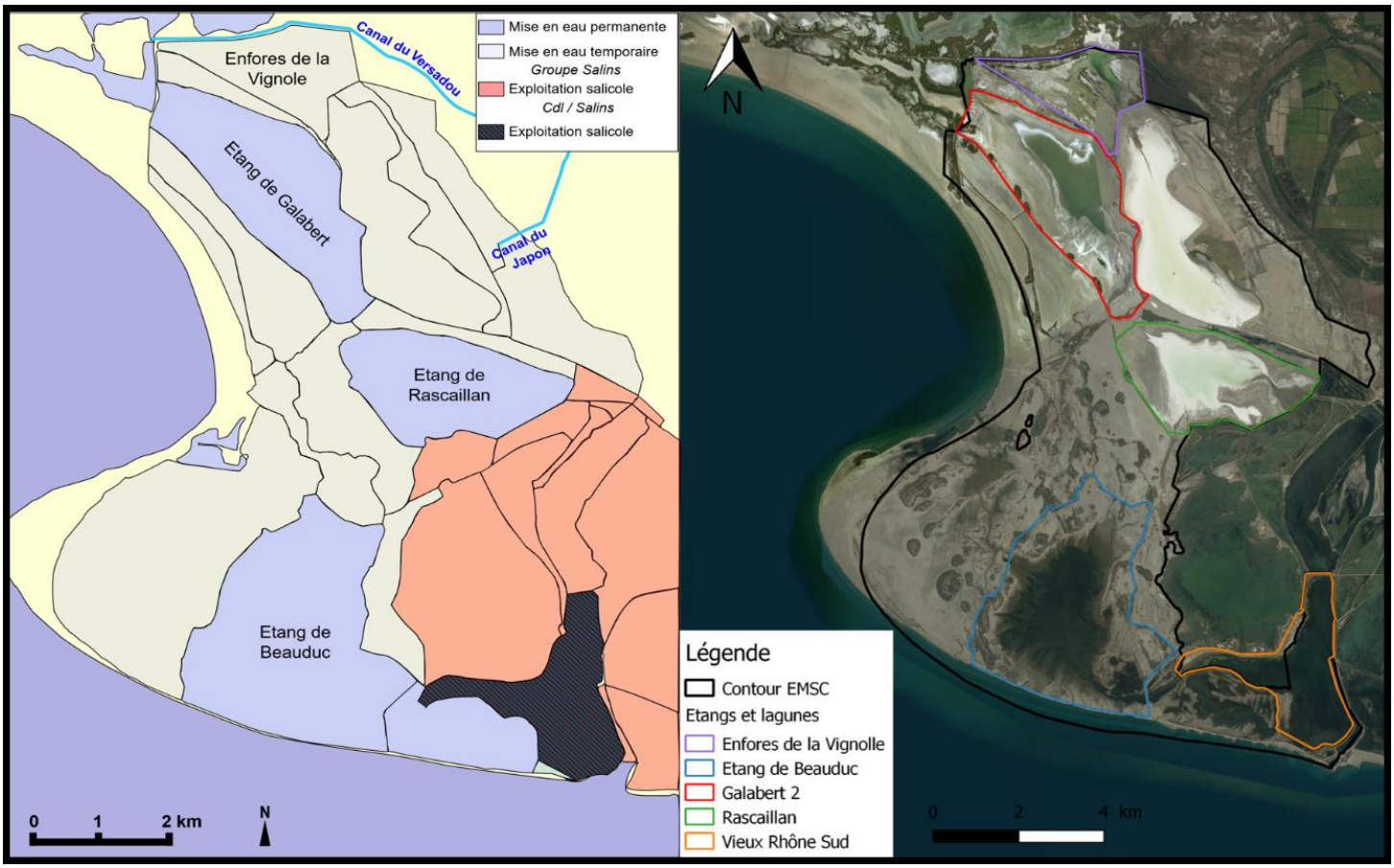


Figure 8 : Schéma et carte du site d'étude. (Fond de carte : ©BING, Données : Tour du Valat, Cartographie : B.Segura, Schéma : Tour du Valat, 2018)

Tableau I : Récapitulatif des lagunes suivies et de leurs caractéristiques

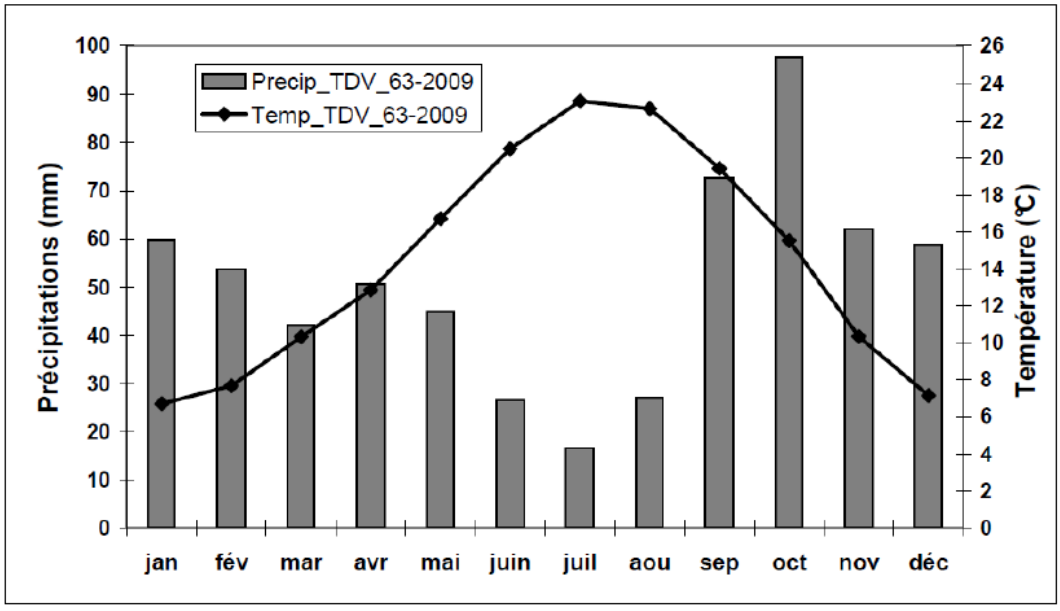
Lagune	Mise en eau	Surface (ha)
Enfores de la Vignole	Temporaire	180
Galabert	Permanent	430
Rascaillan	Semi-permanent	380
Beauduc	Permanent	500
Vieux Rhône Sud	Permanent	280

II.1.b- *Climat (Tour du Valat, 2012)*

Le climat sur le site est de type méditerranéen, avec une période chaude et sèche l'été ainsi que des pluies principalement concentrées à l'automne et au printemps. L'ensoleillement est important avec en moyenne 300 jours de soleils par an dans les Bouches-du-Rhône (Tour du Valat, 2012).

Une des particularités du site (et plus généralement, du delta du Rhône) est l'absence de reliefs qui l'expose à des vents qui soufflent de manière permanente et qui peuvent être violents. La présence du couloir rhodanien et la proximité de la mer accentue d'autant plus le phénomène. Le vent du Nord (Mistral) est le plus fréquent, suivi par le vent de Nord-Ouest (Tramontane), qui à eux deux représentent près de 50% du régime du vent.

La pluviométrie est parmi les plus faibles de France avec une moyenne annuelle de 620mm au niveau de la station Météo-France de la Tour du Valat pour la période 1963/2009 (Figure 9). Cependant le régime pluviométrique est très irrégulier avec des valeurs comprises entre 252 mm en 1969 et 1049 mm en 1996. L'année 2017 a été marquée par une sécheresse exceptionnelle de par son ampleur et sa durée (313mm sur l'année à la station de la Tour du Valat) tandis que le début de l'année 2018 a connu une pluviométrie supérieure à la moyenne, avec des pluies remarquables en janvier (100mm) et février (77,2 mm), ce qui a contribué au remplissage des étangs et marais (SNPN, 2018).



	jan	fév	mar	avr	mai	juin	juil	aou	sep	oct	nov	déc
Precip_TDV_63-2009	59,9	53,8	42,2	50,8	45,0	26,6	16,5	27,0	72,8	97,8	62,1	58,8
Temp_TDV_63-2009	6,7	7,7	10,3	12,8	16,7	20,5	23,1	22,7	19,4	15,5	10,3	7,1

Figure 9 : Diagramme ombrothermique et tableau récapitulatif des données sur la Tour du Valat de 1963 à 2009 (Tour du Valat, 2012)

L'influence du vent couplée à celles des températures et de l'ensoleillement sur les lagunes peu profondes provoque un déficit hydrique très important, de 800mm/an en

moyenne (près de 1100mm de déficit sur les EMSC en 2017). De plus, une forte hygrométrie est induite par ces étendues d'eau qui limite le refroidissement nocturne et atténue le réchauffement diurne. Enfin, un gradient pluviométrique du sud vers le nord est visible suite à l'influence marine au niveau de la Camargue, mais aucune donnée ne permet de vérifier cette affirmation à l'échelle des EMSC.

II.1.c- *Hydrologie*

Le régime hydrologique du site était auparavant conditionné par l'activité salicole, avec une inversion du cycle naturel de mise en eau des lagunes. En effet, pour la pré-concentration du sel, la mise en eau des lagunes était faite au printemps et en été tandis qu'une des parties des surfaces exploitées étaient vidangées l'hiver (Dervieux et Aznar, 2003). Les différents ouvrages de gestion hydraulique permettaient une circulation de l'eau selon un gradient de salinité de la mer vers les cristallisoirs située à Salin-de-Giraud (présents à l'Est mais non représentés sur la carte) (Figure 10). Sur notre site d'étude, seuls les étangs les plus profond étaient maintenus en eau l'hiver. Actuellement avec la suppression des pompes, la continuité entre les étangs et la mer augmente, le régime hydrologique est presque entièrement gravitaire et retrouve en grande partie un régime naturel (Figure 10).

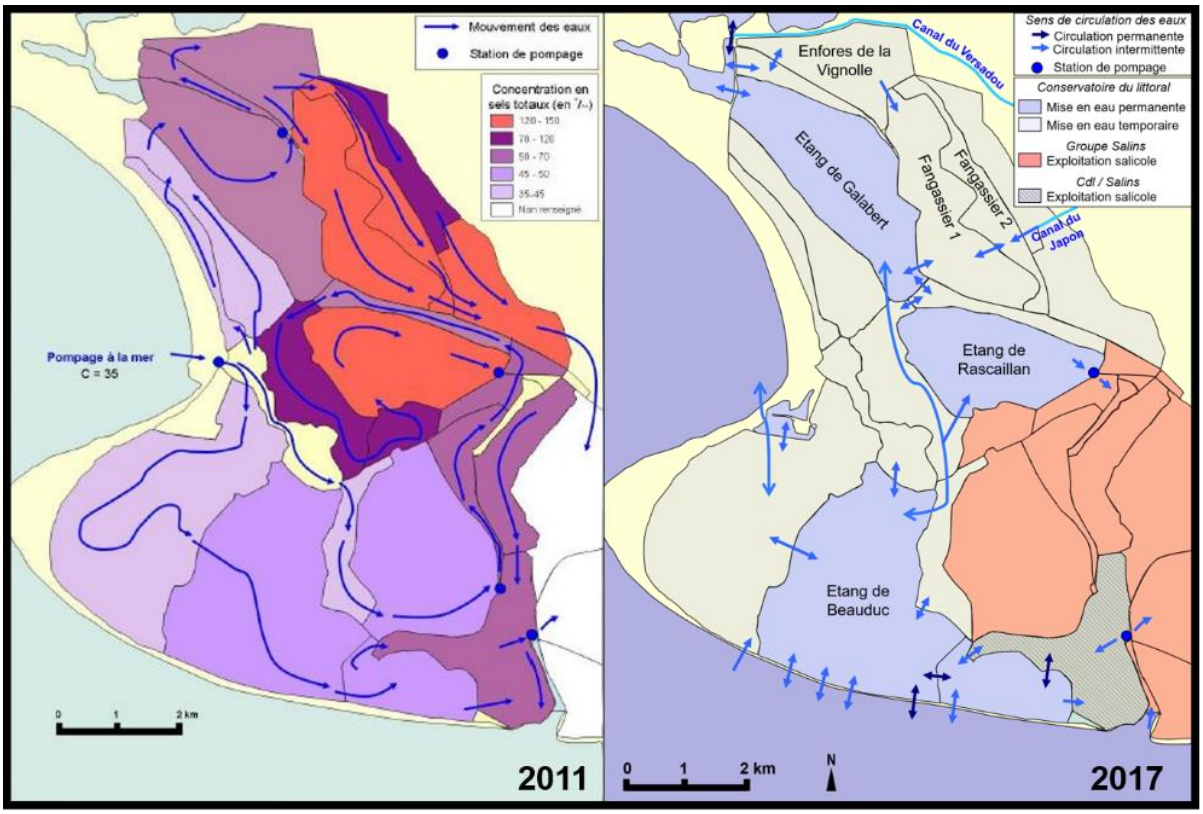


Figure 10 : Schéma de la circulation de l'eau en période d'exploitation salicole (2011, à gauche) et actuellement (à droite) (Tour du Valat)

La reconnexion vers le Nord entre les EMSC et les étangs de la Réserve naturelle nationale de Camargue (jusqu'au Vaccarès), via l'étang de Galabert est rétablie suite à ces travaux.

Les différentes pièces d'eau sont interconnectées mais leur durée de mise en eau est variable. Ainsi les étangs peu profonds présents au nord du site comme les Enfores de la Vignole sont temporaires, avec un assèchement estival, tandis que ceux plus profond ou présents au sud comme Beauduc sont permanents.

II.1.d- *Pédologie*

Les sols en Camargue sont jeunes, peu évolués et calcaires du fait de l'âge du delta. Les couches terminales sont essentiellement composées d'apport alluvionnaires, avec des alluvions fluviatiles (venant du Rhône), palustres (déposés en marais doux), lagunaires (déposés en marais salé) ou marins (Heurteaux & Servant, 1979). Dans le Nord et l'Est du site (Est des Enfores de la Vignole et l'étang du Rascaillan, Vieux Rhône Sud), les dépôts sont argilo-limoneux, tandis qu'au Sud et à l'Ouest (étangs de Beauduc et du Galabert, Ouest des Enfores et du Rascaillan), ils sont à dominante

sableuse (Tour du Valat, 2012). Toutefois, malgré la présence d'argile et de limons, l'essentiel des apports récents sur l'ensemble du site sont d'origine laguno-marine.

II.2- Echantillonnage

II.2.a- *Période d'échantillonnage*

Dans un souci de reproductibilité et afin de pouvoir comparer les résultats des campagnes de prélèvements, les relevés sont effectués à la même époque qu'en 2015 et 2016, c'est-à-dire de mi-mars à fin juin. Ce choix suit les recommandations de Guillaumont & Gauthier (2005), qui soulignent que les prélèvements doivent être effectués avant la mortalité estivale.

Le choix de l'ordre dans lequel les lagunes ont été échantillonnées a été effectué selon leur régime hydrologique. L'étang des Enfores de la Vignole, temporaire, a été échantillonné en premier, les autres étangs ont été échantillonnés dans le sens Nord-Sud. De bonnes conditions météorologiques sont nécessaires pour les prélèvements, le vent étant le principal obstacle aux sessions de terrain.

II.2.b- *Protocole d'échantillonnage*

Le protocole d'échantillonnage et les analyses suivent le cahier des charges techniques de la fiche 11 du rapport technique édité par l'IFREMER « Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE » (Guillaumont & Gauthier, 2005). Quelques modifications ont été apportées à ce protocole afin de pouvoir l'adapter aux conditions particulières du site. Dans chaque lagunes, 2 à 4 stations ont été définies selon la superficie du plan d'eau et l'hétérogénéité des substrats. Puis sur chaque station, 3 sous-stations distantes de 10m sont échantillonnées, en effectuant 4 réplicas distants de quelques mètres pour chaque sous-station. Au total sur les 5 lagunes, 14 stations ont été échantillonnées (Figure 11), ce qui représente 168 prélèvements. Le protocole suivi est le même que pour les années précédentes.

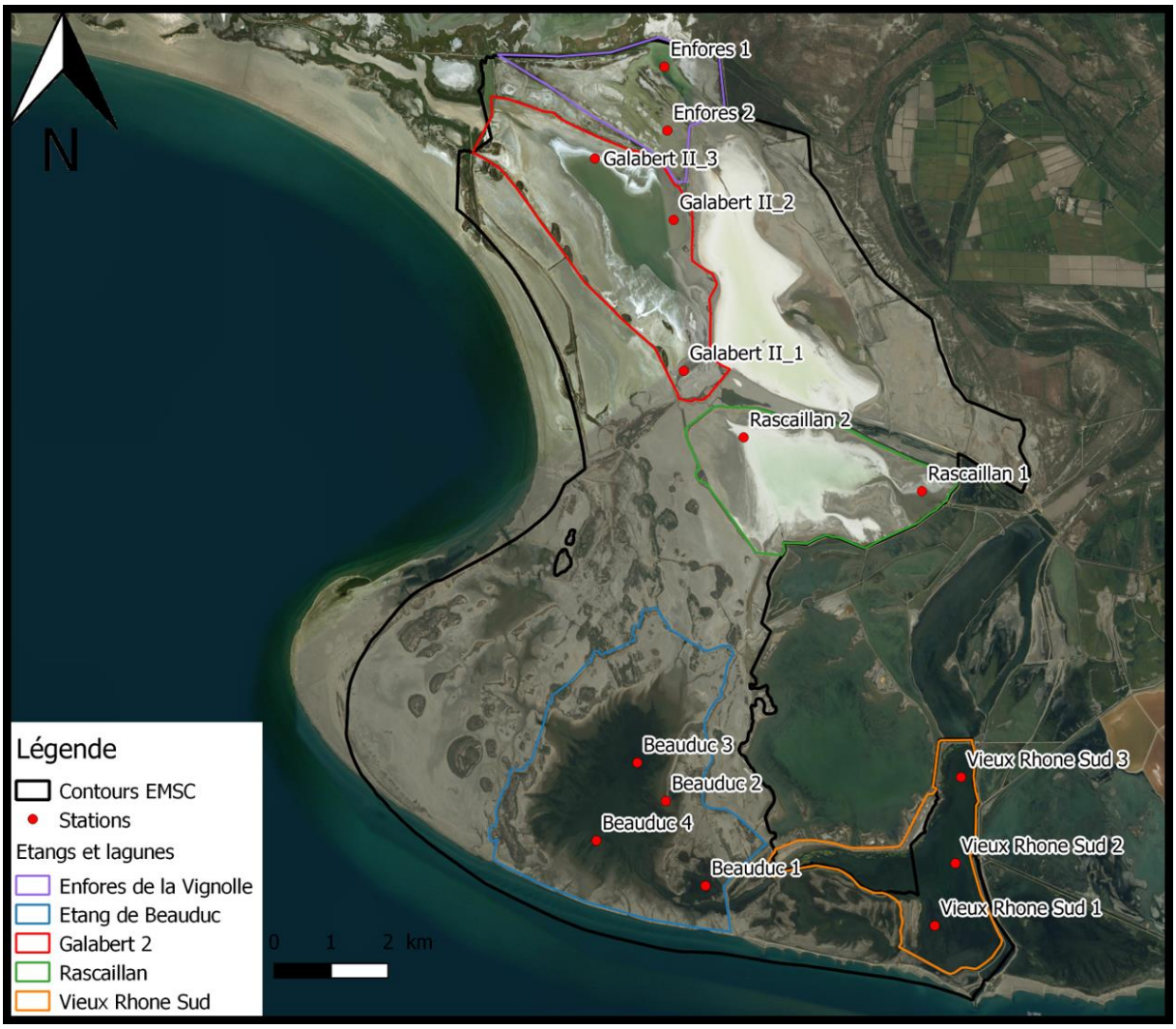


Figure 11 : Emplacement des stations sur le site d'étude (Fond de carte : ©BING, Données : Tour du Valat et B.Segura, Cartographie : B.Segura)

Les prélèvements s'effectuent avec un carottier à main d'une profondeur de 15cm et de 10cm de diamètre, ce qui représente un volume de 0.001178 m^3 pour une surface de 0.0078 m^2 par prélèvement. C'est la principale adaptation par rapport au protocole IFREMER qui prévoit l'utilisation d'une benne Ekmann-Birge de 0.0225m^2 de surface d'échantillonnage. En effet, l'emploi de la benne nécessiterait un bateau qui n'est pas utilisable sur les lagunes des EMSC à cause de leur faible profondeur.

Les carottes sont conservées dans des sacs hermétiques, en veillant à conserver l'eau présente dans le carottier au-dessus de la carotte, des invertébrés pouvant être mis en suspension dans la colonne d'eau suite au prélèvement. Ils sont conservés au réfrigérateur en attendant le tri qui est fait dans les jours qui suivent pour conserver la qualité des prélèvements et la vivacité des spécimens collectés.

II.2.c- *Tri et détermination*

Le tri et le lavage des prélèvements s'effectuent en laboratoire. Les carottes sont tamisées à l'aide de 4 tamis de maille de 5mm à 0,5mm de côté en extrayant les individus vivants sur chaque tamis. Ensuite, les échantillons sont fixés à l'alcool à 70° en attendant la détermination.

La détermination s'arrête selon les taxons, à la classe, sous-classe, famille, genre ou espèce, sachant que l'identification est faite, dans la mesure du possible, jusqu'à l'espèce. Dans un souci d'harmonisation, le référentiel taxonomique utilisé pour la dénomination des espèces est celui disponible sur le site WoRMS (World Register of Marine Species, http://www.marinespecies.org). Les identifications ont été réalisées avec l'aide de Samuel Hilaire, technicien de recherche, ainsi que Frédérique Carcaillet de l'UMR MARBEC (Marine Biodiversity Exploitation & Conservation). La détermination au laboratoire a été effectuée avec les différents ouvrages et clés figurant en Annexe C.

II.2.d- *Paramètres environnementaux*

Lors des campagnes de prélèvement sur le terrain, plusieurs paramètres environnementaux fondamentaux sont relevés qui permettent d'avoir des valeurs descriptives et explicatives pour notre analyse. La température ainsi que la hauteur d'eau sont prises sur le terrain. La turbidité est également évaluée sur le terrain grâce à un tube de turbidité, qui permet de mettre en œuvre une méthode intermédiaire de celle de la bougie Jackson et le disque de Secchi. Le tube est gradué en centimètres et le fond (plat) est marqué d'une croix noire. La lecture s'effectue en ajoutant de l'eau petit à petit dans le tube jusqu'à ce que la croix ne soit plus visible, on relève alors la hauteur d'eau (en cm) présente dans le tube. La conversion de cette visibilité en NTU (Nephelometric Turbidity Unit) est réalisée à l'aide d'un modèle puissance, créé sur Excel© (Annexe D). L'équation du modèle a été établie à partir de données issues d'articles universitaires et de cours (Myre et Shaw, 2006 ; Stepenuck et Murphy, 2013).

$$NTU = 3948{,}5 * Turbidité(cm)^{-1,5}$$

Enfin, le dernier paramètre mesuré est la conductivité (en mS/cm à 25°C) qui par la suite est convertie en salinité (en PSU) à l'aide d'une feuille de calcul mise à disposition par B. Hunt et issue du convertisseur UNESCO. Le PSU ou Practical Salinity Unit

correspond à la quantité de sel sec présent par kilogramme d'eau. Cette mesure comprend tous les sels (Carbonates, sulfates etc..) en plus du Chlorure de sodium, ce dernier ne représentant que 78% des sels présents dans l'eau de mer (Heurteaux, 1988).

Des données de hauteur d'eau et de salinité pour les années 2017 et 2018 ont été fournies par Patrick Rigaud (PNRC) et Emilie Luna-Laurent (TdV) en complément des mesures ponctuelles lors de la campagne afin d'effectuer des calculs de salinité ainsi que les durées d'assèchement des stations situées en lagunes temporaires.

II.3- Traitement des données

Afin d'analyser et comparer nos résultats avec ceux des années précédentes, certains taxons (Chironomidae et Gammaridae notamment) identifiés à l'espèce ou à la tribu, ont dû être ramenés au niveau de détermination commun aux trois années d'étude de la faune benthique. De plus, seules les stations communes aux 3 années ont été prises en compte dans les analyses.

II.3.a- *Descripteurs de la structure des communautés*

Afin de pouvoir étudier des variations de peuplement entre les différents étangs et entre les différentes années, il est nécessaire de connaitre plusieurs paramètres descripteurs des communautés. D'une part, l'abondance (A) ainsi que la richesse spécifique (S) sont calculées. L'abondance est représentée par le nombre total d'individus pour un taxon tandis que la richesse spécifique est le nombre de taxons présents par unité de surface. Ces descripteurs permettent de décrire les peuplements de manière quantitative et par la suite de calculer différents indices plus complexes expliquant les relations dans les écosystèmes (Grall & Coïc, 2006).

Des indices de diversité sont également calculés afin de prendre en compte le nombre de taxon mais aussi leur distribution dans la communauté.

Tout d'abord, l'indice de Shannon-Weaver (H') est calculé. Il permet d'exprimer la diversité en tenant compte du nombre de taxons et de l'abondance des individus de chacun d'entre eux. Sa valeur est minimale lorsqu'un seul taxon domine et est

maximale lorsque tous les taxons présentent des abondances similaires (Grall et Hily, 2003).

Il se calcule via la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \, ln \, p_i$$

Avec :

$p_i = n_i$ (Nombre d'individus d'un taxon donné) / N (nombre total d'individus)

S = Richesse spécifique

Cet indice est utilisé par la suite pour calculer l'indice d'équitabilité de Piélou (J), qui permet d'évaluer la répartition des individus au sein des taxons sans tenir compte de la richesse spécifique. Il compare H' à son maximum théorique (H'_{max}). Les valeurs obtenues permettent de pouvoir comparer les dominances entre les stations (Grall & Coïc, 2006 ; Grall & Hily, 2003). Sa formule est :

$$J = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Avec :

$H'_{max} = \ln (S)$

H' = Indice de Shannon-Weaver

II.3.b- *Ambi et M-Ambi*

L'indice AMBI pour AZTI Marine Biotic Index ou coefficient benthique (CB) est un indice développé par Borja et ses collaborateurs (2000) dans le but de répondre à la demande de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union européenne, de caractérisation de la qualité écologique des eaux côtières européennes (lagunes, estuaires…). Il associe les réponses de communautés d'invertébrés benthiques aux perturbations de leur environnement (Pedel et Fabri, 2013) et permet de détecter les dégradations de la qualité de l'habitat causées par des pressions anthropiques ou naturelles (Muxika et al., 2005). La valeur de l'indice est continue et va de 0 (bon état) à 7 (milieu azoïque). Le classement de certains organismes en groupes fonctionnels (Tableau II), sur la

base de leur régime alimentaire, permet de simplifier l'analyse de la structure de la communauté benthique.

Tableau II: Groupes fonctionnels et caractéristiques associées pour le calcul de l'indice AMBI

Groupe	Degrés de sensibilité	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	Très sensibles à l'enrichissement organique (eutrophisation).	Espèce présente dans des conditions optimales, non polluées (état initial).	Carnivores spécialistes et quelques polychètes tubicoles dépositivores
II	Insensibles à l'enrichissement organique	Etat initial à milieu légèrement dégradé. Espèces indifférentes à l'enrichissement lorsqu'il est faible.	Carnivores peu sélectifs, nécrophages et suspensivores.
III	Tolérants à l'enrichissement organique	Milieu légèrement dégradé. Espèces stimulées par la présence de matières organiques	Dépositivores de surface (tubicoles)
IV	Espèces opportunistes de second ordre	Déséquilibre du milieu léger à prononcé. Espèces de petites tailles à cycle de vie court	Dépositivores de surface (cirratulidae)
V	Espèces opportunistes de premier ordre	Déséquilibre du milieu prononcé. Espèces qui prolifèrent dans les sédiments réduits	Dépositivores

L'AMBI se calcule selon la formule suivante :

$$AMBI = \frac{(0 * \%GI) + (1.5 * \%GII) + (3 * \%GIII) + (4.5 * \%GIV) + (6 * \%GV)}{100}$$

Avec

%G**X** = Abondance du groupe **X** dans l'échantillon (**X** allant de I à V)

Muxika et al. (2007) recommandent d'utiliser une version multivariée de l'indice AMBI, le M-AMBI (Multivariate AZTI Marine Biotic Index). Il fonctionne sur l'analyse factorielle de 3 métriques : L'AMBI, la richesse spécifique et l'indice de Shannon-Weaver (diversité spécifique) par rapport à un état de référence. Pour le calculer, il faut générer une station théorique de référence en très bon état qui combine les meilleurs résultats des trois variables. On a ainsi une station théorique avec la meilleure qualité biologique possible. Une autre station théorique avec la plus mauvaise qualité possible est créée selon le même principe, avec les moins bons résultats des trois variables sur l'ensemble du jeu de données (Boissery et al., 2010. Une difficulté de la mise en place de cet indice est la nécessité de déterminer tous les individus jusqu'à l'espèce, pour qu'ils puissent être assignés à un groupe. La proportion d'individus non assigné ne doit pas dépasser 20% du total pour que le calcul de l'indice soit valable. Les différentes classes ainsi que l'état de la communauté benthique obtenus selon la note finale du M-AMBI sont décrits dans le tableau III (Borja et al., 2000).

Tableau III : Résumé des valeurs de l'AMBI et l'équivalence en classe de qualité DCE

Degré de pollution/dégradation	Note AMBI	Note M-AMBI	Groupe écologique dominant (Tableau II)	Etat de la communauté benthique	Classe de qualité associé à la DCE (Borja et al., 2003)
Non pollué	0,0 < AMBI < 0.2	1≥BI>0,77	I	Normal	Très bon
Non pollué	0,2 < AMBI < 1.2	1≥BI>0,77		Appauvri	Très bon
Légèrement pollué	1,2 < AMBI < 3,3	0,77≥BI>0,53	III	Déséquilibré	Bon
Significativement pollué	3,3 < AMBI < 4,3	0,53≥BI>0,39		Transition vers une communauté dégradée	Moyen
Significativement pollué	4,3 < AMBI < 5,0	0,39≥BI>0,2	IV - V	Dégradé	Médiocre
Hautement pollué	5,0 < AMBI < 5,5	0,39≥BI>0,2		Transition vers une communauté fortement dégradée	Médiocre
Hautement pollué	5,5 < AMBI < 6,0	0,2≥BI>0	V	Fortement dégradé	Mauvais
Pollution extrême (azoïque)	6,0 < AMBI < 7,0	0	Azoïque	Azoïque	Mauvais

II.3.c- *Analyses statistiques*

Les analyses statistiques ont été effectuées d'une part à l'aide du logiciel Statistica (Dell statistica, 2016) pour le modèle linéaire général (GLM), ainsi qu'avec le logiciel CANOCO5 (Ter Braak & Šmilauer, 2012) pour l'analyse canonique des correspondances (ACC). Pour effectuer les analyses, les données d'échantillonnage ont été transformé en log+1.

Le GLM en mode ANOVA imbriquée a été utilisé afin d'identifier les espèces qui ont vu leur abondance changer significativement selon les années. La hiérarchisation des facteurs est faite de telle sorte que les sous-stations ont été imbriquées dans les stations, elles même imbriquées dans les années. Cela permet de mettre en évidence

s'il y a une évolution par espèce selon l'année, en éliminant l'influence de la variabilité des stations ainsi que des sous-stations. Cette méthode est parfaitement adaptée au protocole d'échantillonnage comportant des échantillons non indépendants. Dans le cas ou les résultats pour le GLM sont significatifs pour la variable année, un test de différence significative minimale de Fisher (LSD Fisher) est effectué, qui permet de voir entre quelles années les différences sont significatives.

L'ACC est une méthode d'analyse multivariée de correspondances qui recherche les combinaisons linéaires des variables indépendantes (environnementales) afin de maximiser la variance des espèces (variables dépendantes) distribuées autour de ces variables (Chessel et al., 1987 ; Ter Braak, 1987). Elle permet de mettre en relation les différents relevés avec les variables environnementales pour faire ressortir les relations, et ce, même avec des variables qualitatives. Elle met également en œuvre une méthode de projection qui regroupe en un minimum d'axe, un maximum de variance expliquée en limitant la redondance (Chessel et al., 1997). Cela permet de mettre en lien nos relevés faunistiques et nos variables environnementales pour mieux interpréter les résultats du GLM pour chacune des masses d'eau. Dans notre analyse, les espèces rares ont été pondérées afin de diminuer leur poids, et avoir une meilleure représentativité de la projection des données. Tous les paramètres environnementaux n'ont pas été inclus dans l'analyse, soit parce qu'ils étaient redondants, soit parce qu'ils ont une trop grande proportion de variance non expliquée (température de l'eau et turbidité au moment du prélèvement).

Afin de mettre en évidence les taxons influencés significativement par les différentes variables environnementales, un biplot des valeurs t des coefficients de la régression multiple par taxon a été réalisé. Les cercles de Van Dobben ont été dessinés afin de voir quelles sont les taxons influencés significativement par le paramètre pour lequel ils sont représentés.

III- Résultats

III.1- Structure des communautés

III.1.a-*Résultats généraux*

En 2018, la richesse observée varie de 4 à 14 taxons par lagune. Les masses d'eau les plus au Nord (Enfores de la Vignole, Galabert et Rascaillan) sont celles avec les plus faibles richesses spécifiques (de 4 à 7 taxons par station) tandis que celles au Sud ont la plus forte diversité en espèces, avec par exemple, jusqu'à 14 taxons par station sur Beauduc. L'abondance relative, que ce soit dans les lagunes ou par station, suit la même tendance avec de faibles valeurs dans les lagunes situées au Nord du site (137 individus retrouvés dans la lagune entière de Galabert) et des valeurs plus hautes, jusqu'à 5198 individus dans l'ensemble du VRS (Figure 12).

Les abondances observées en 2018 ne montrent pas, par rapport à 2015 et 2016, de tendance nette dans les étangs situés au nord du site mais une augmentation importante est observée dans les étangs situés au Sud (Beauduc et Vieux Rhône Sud) ; les abondances sont au minimum trois fois plus importantes en 2018 que sur les autres années.

La richesse spécifique suit une répartition similaire à celle de 2015 et 2016, avec un nombre moins important de taxons récoltés dans les lagunes situées au Nord comparé au Sud. Le nombre de taxons rencontrés en 2018 est globalement supérieur aux autres campagnes, pour Rascaillan 1 et 2 (+2), Beauduc 1 (+4), Beauduc 2 (+6), Beauduc 4 (+8) ainsi que toutes les stations du VRS (entre 3 et 4 taxons supplémentaires).

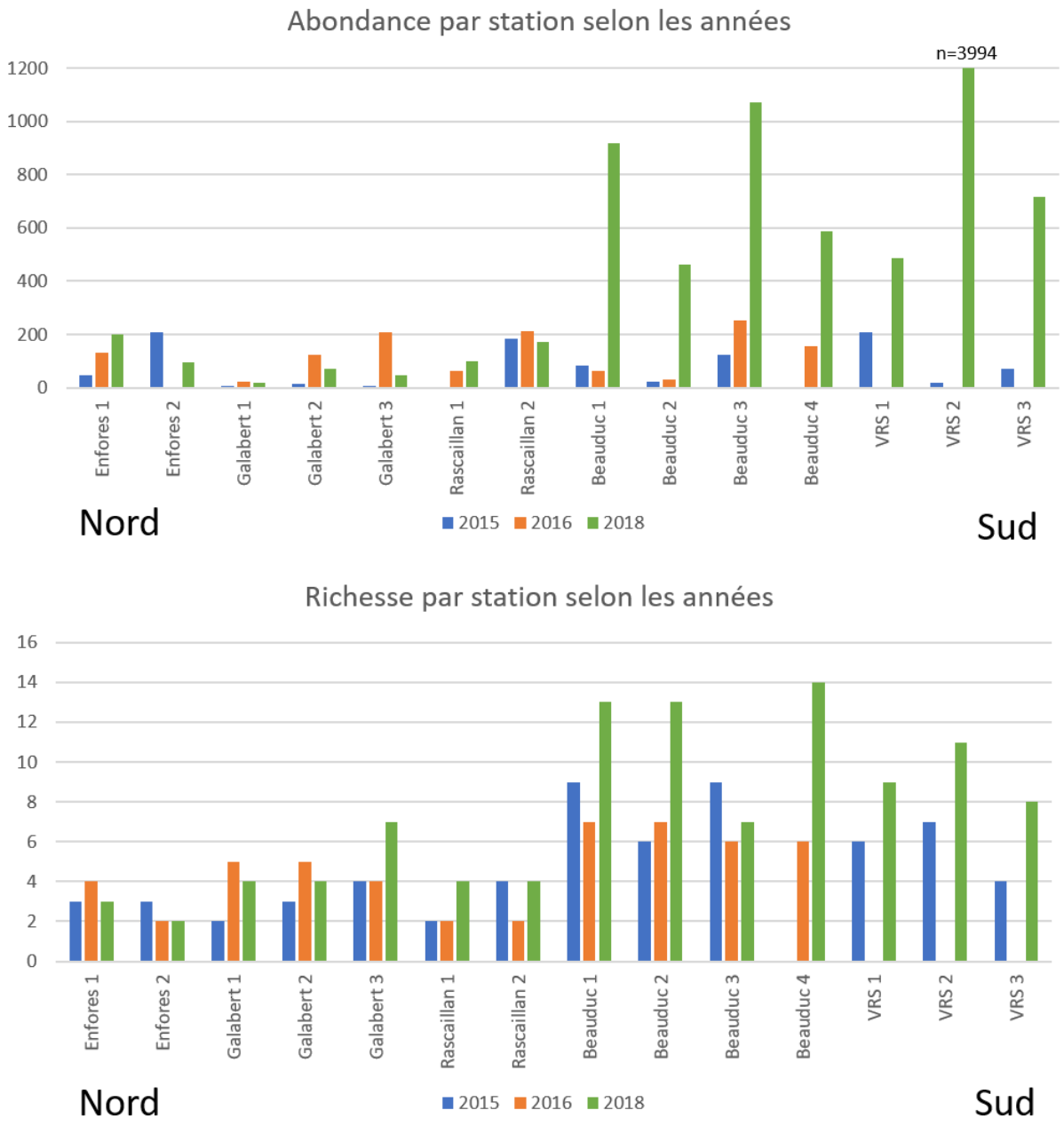


Figure 12 : Abondance relative et richesse par station selon les années. Vieux Rhône Sud (VRS) n'a pas été échantillonné en 2016

Les densités par lagunes en 2018 (Tableau IV) s'échelonnent de 488 ind/m² pour le Galabert à près de 18500 ind/m² pour le Vieux Rhône Sud. Pour les lagunes de Beauduc, des Enfores de la Vignole et du Vieux Rhône Sud, on observe une augmentation de la densité d'individus au cours des années. La lagune de Rascaillan quant à elle, a une densité qui reste similaire au cours des trois campagnes, tandis que le Galabert voit sa densité tripler en 2016 par rapport à 2015 puis redescendre en 2018 à un niveau comparable à la première campagne.

Tableau IV : Tableau récapitulatif des densités d'individus par lagunes durant les années de suivi

Densité par lagune ind/m²	2015	2016	2018
Beauduc	1353	1341	8120
Enfores	214	721	1020
Galabert	367	1264	488
Rascaillan	1763	1469	1464
VRS	4533		18511

III.1.b-*Indices de diversité*

Les indices de diversité de Shannon et Piélou sont complexes à interpréter tels quels et servent surtout de base au calcul de l'indice M-AMBI. Les deux indices montrent peu de variations interannuelles, cependant on peut voir que quelques valeurs se détachent sur les graphiques de la figure 13, avec notamment des indices plus élevés en 2018 sur les stations 1 et 3 du Vieux Rhône Sud comparé 2015. Ces valeurs montrent qu'il y a un nombre de taxon plus élevé sur ces stations et que leur répartition est plus équitable par rapport aux années précédentes. De faibles valeurs sont obtenuessur la station 2 du Vieux Rhône Sud en 2018 (H'= 0,19 et J= 0,08), qui s'expliquent par les nombreux gastéropodes (*Hydrobia sp*) présents cette année sur la station. Les lagunes situées au Nord du site (Enfores, Rascaillan et Galabert), bien que présentant un nombre d'espèces et d'individus plus faible par rapport aux lagunes situées au sud, voient globalement peu d'évolution de leurs indices de diversité et d'équitabilité (Figure 13). En effet, l'indice de Piélou apparait plus élevé sur les lagunes au Sud mais l'indice de Shannon est plus faible comparé à celles présentes au Nord.

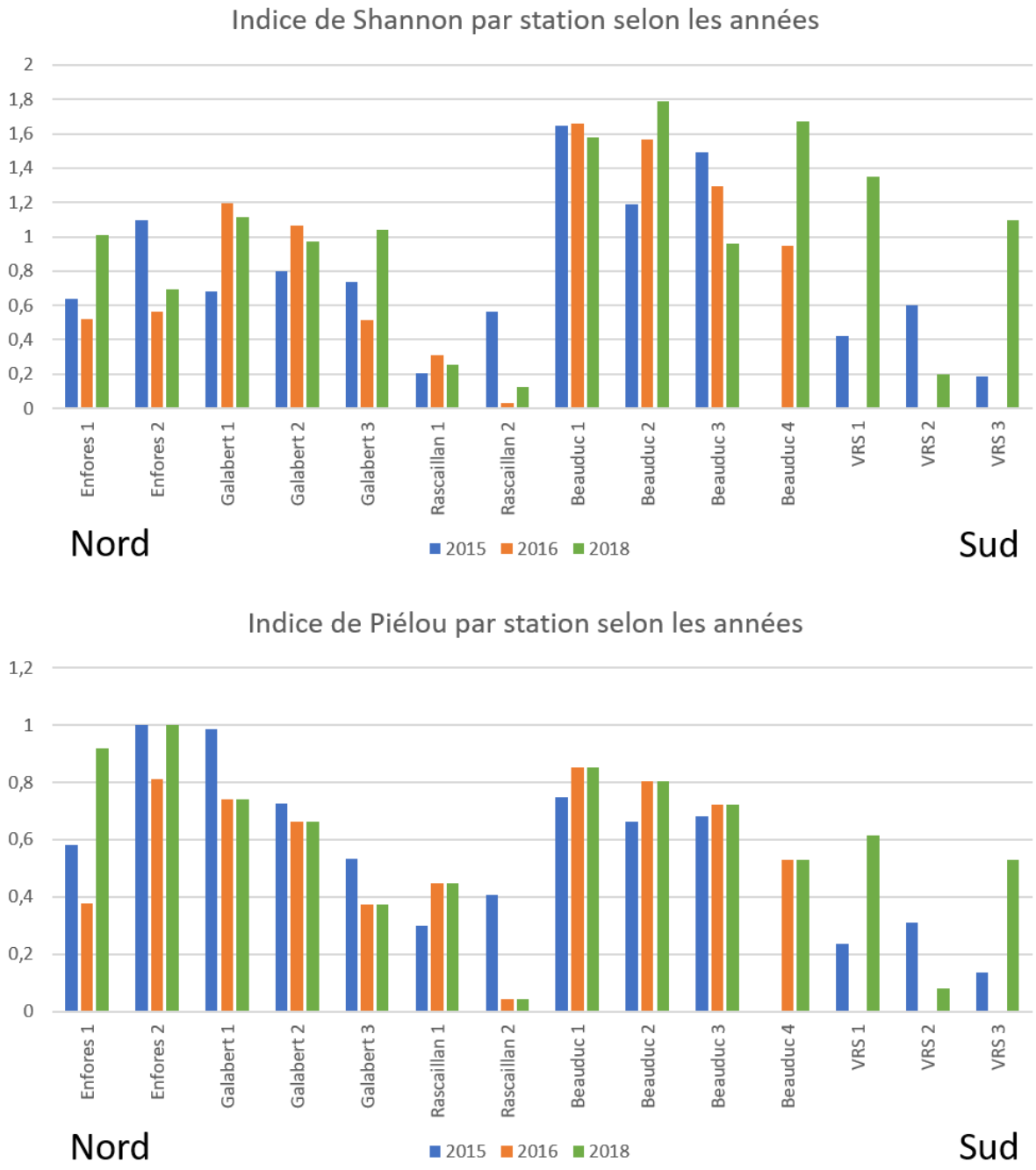


Figure 13 : Evolution des Indices de diversité Shannon et d'équitabilité de Piélou par station de 2015 à 2018. Vieux Rhône Sud (VRS) n'a pas été échantillonné en 2016

III.2- Indice M-AMBI

L'indice M-AMBI a été réalisé sur les lagunes considérées permanentes, c'est-à-dire que toutes les stations ou au moins une station dans la lagune ne s'assèche pas chaque année.

Sur l'ensemble des stations, l'évolution de la qualité de l'eau est contrastée d'après l'indice et visible selon les années (Tableau V). Peu de changements sont effectifs sur Galabert, avec une dégradation de la note sur la station 1 et Rascaillan ne voit aucune de ses stations changer de classe. Les changements positifs sont essentiellement visibles sur Beauduc et le Vieux Rhône Sud, avec une amélioration de la classe de qualité sur les stations 1, 2 et 4 de Beauduc ainsi que les stations 1 et 3 du Vieux Rhône Sud. Il y a toutefois un changement de classe sur une majorité de stations (7 sur 12), qui suggère qu'une dynamique est présente sur l'ensemble du site.

Tableau V : Résultats du M-AMBI pour chaque station

Lagune	Année	Station			
		1	2	3	4
Galabert	2015	0,29832	0,25554	0,42793	
	2016	0,47903	0,50838	0,40229	
	2018	0,30467	0,41524	0,5395	
Rascaillan	2015	0,29555	0,39		
	2016	0,31669	0,25035		
	2018	0,33266	0,31345		
Beauduc	2015	0,75328	0,59717	0,74405	
	2016	0,73111	0,63398	0,72728	0,34423
	2018	0,7962	0,81344	0,5915	0,88903
VRS	2015	0,43835	0,48963	0,3519	
	2018	0,71182	0,52747	0,63903	

L'évolution de note la plus importante intervient sur Beauduc 4, où la qualité passe de pauvre (0,34) à haute (0,89) entre 2016 et 2018. Globalement, les notes sont plus hautes pour les lagunes situées au sud de la zone d'étude, le pourcentage d'espèces présentes dans les groupes I et II (polluo-sensibilité élevée) étant plus important que dans les autres lagunes, comparé au taux d'espèces tolérantes et opportunistes (groupes III à V) (Annexe E). En effet les lagunes de Beauduc et du Vieux Rhône Sud ont un taux d'espèces du groupe I qui varie de 5 à 75% de la composition par station alors que les autres lagunes n'excèdent pas 2%.

Il est à noter que la lagune de Rascaillan, malgré son statut mal déterminé, a été prise en compte pour l'analyse. Toutefois, les résultats pour l'année 2016 sur cette lagune sont à considérer avec prudence, une des stations ayant été à sec durant deux semaines en 2015.

III.3- Analyse statistique des communautés

III.3.a-*GLM*

Pour chaque lagune, des GLM en mode ANOVA imbriquée ont été appliqués à l'abondance annuelle de chacun des taxons. Les résultats présentés dans la Figure 14 regroupent par lagune, les taxons ayant vu leur abondance évoluer significativement (intervalle de confiance à 95%) au cours des années. Les taxons rencontrés au cours d'une année seulement ne sont pas représentés.

Espèces :

A : *Carcinus aestuarii* D : *Macomangulus tenuis* G : *Idotea balthica*

B : *Cerastoderma glaucum* E : *Glycera tridactyla* H : *Idotea chelipes*

C : Chironomidae F : Hydrobia sp

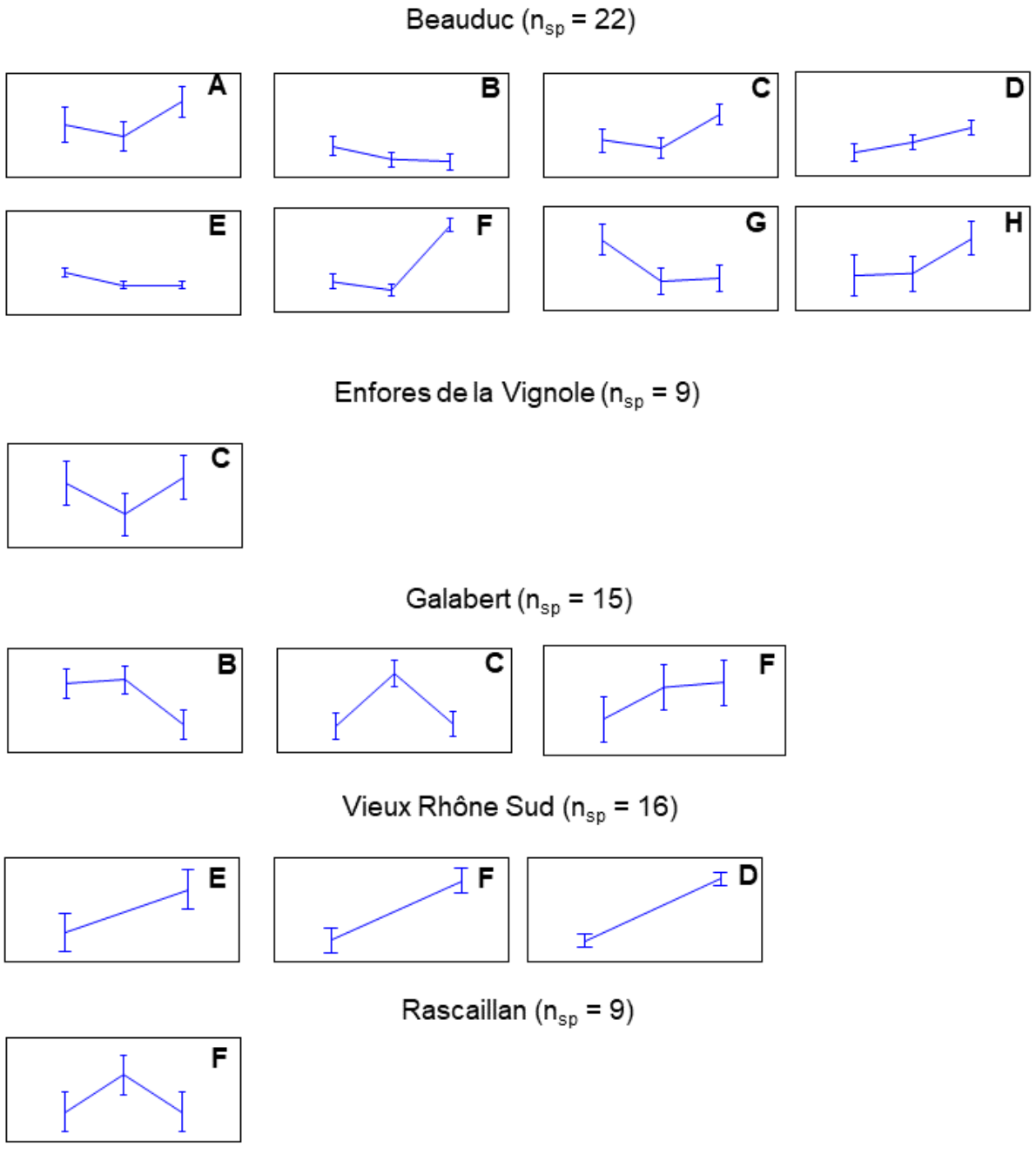


Figure 14 : Résultats significatifs des ANOVA imbriquées sur les espèces en fonction de l'année, de la station et de la sous-station. Les barres verticales représentent l'intervalle de confiance à 95%. L'axe X représente les années : 2015, 2016 et 2018 (2015 et 2018 pour le Vieux Rhône Sud). L'axe Y représente la valeur moyenne des moindres carrés. n_{sp} : nombre total d'espèces sur les 3 campagnes

Les abondances de 8 taxons ont varié significativement en fonction des années et des lagunes. La lagune de Beauduc, qui présente la plus grande richesse spécifique (22 taxons au total sur les trois campagnes), est celle qui voit le plus grand nombre de taxons subir une évolution. Le bivalve *Macomangulus tenuis* a vu son abondance augmenter significativement au cours des trois années (post-hoc p-value<0.05). Les deux espèces du genre *Idotea*, connaissent des évolutions très contrastées. *I.balthica* est significativement plus abondante en 2015 par rapport à 2016 et 2018 (post hoc p-value <0.05) tandis que *I.chelipes* augmente significativement (post-hoc p-value<0.05) au cours de la période et suit une évolution similaire à celle de *M.tenuis*. Cette tendance à l'augmentation en 2018 par rapport aux autres années est visible pour d'autres espèces comme les hydrobies et les Chironomidae avec des résultats significatifs pour les tests post-hoc 2018*2015 et 2018*2016. Le crabe *Carcinus aestuarii* voit sont abondance changer significativement seulement entre 2016 et 2018. Le polychète *Glycera tridactyla* et le bivalve *Cerastoderma glaucum* voient leur abondance diminuer significativement entre 2015 et 2016/2018, cependant, la différence n'est pas significative entre 2016 et 2018.

Sur les Enfores de la Vignole, seuls les Chironomidae montrent un changement significatif d'abondance au cours des années. En effet, l'abondance est significativement plus basse en 2016 par rapport aux autres années, mais il n'y a pas de changements entre 2015 et 2018.

Dans l'étang du Galabert, trois taxons évoluent de manière significativement différente entres les années. *C.glaucum*, qui n'a pas été retrouvé en 2018, montre forcément des changements significatifs entre cette année et 2015/2016, mais ne présente pas de différence significative d'abondance entre 2015 et 2016. L'abondance des Chironomidae varie significativement entre 2015/2018 et 2016, cependant, elle ne varie pas entre 2015 et 2018, toujours en référence au test post-hoc de Fisher. Les hydrobies augmentent au fil des campagnes mais la différence est seulement significative entre 2015 et 2018.

Le Vieux Rhône Sud a lui aussi trois taxons qui augmentent de façon significative au cours des deux campagnes d'échantillonnage : *G.tridactyla, Hydrobia sp* et *M.tenuis*.

Enfin, dans l'étang du Rascaillan, seules les hydrobies varient significativement, avec une abondance plus élevée en 2016 comparé à 2015 et 2018. La différence n'est pas significative entre 2015 et 2016.

Des taxons qui présentant des variations significatives sur certaines lagunes lors de l'analyse peuvent toutefois faire partie de l'échantillonnage sur d'autres lagunes tout en ne présentant aucune variation significative au cours des années.

III.3.b- *Analyse Canonique des Correspondances*

L'analyse Canonique des Correspondances permet de mettre en évidence l'évolution des espèces selon les paramètres mésologiques du milieu et d'expliquer les variations sur les lagunes en fonction des stations. Les deux premiers axes de projection de l'ACC expliquent 76,63% de la variance ajustée (axe 1 : 53.27% ; axe 2 : 23,36%) (Figure 15). La salinité maximale observée lors des 12 derniers mois est le paramètre contribuant le plus à expliquer la variance totale observée (à 45,9%).

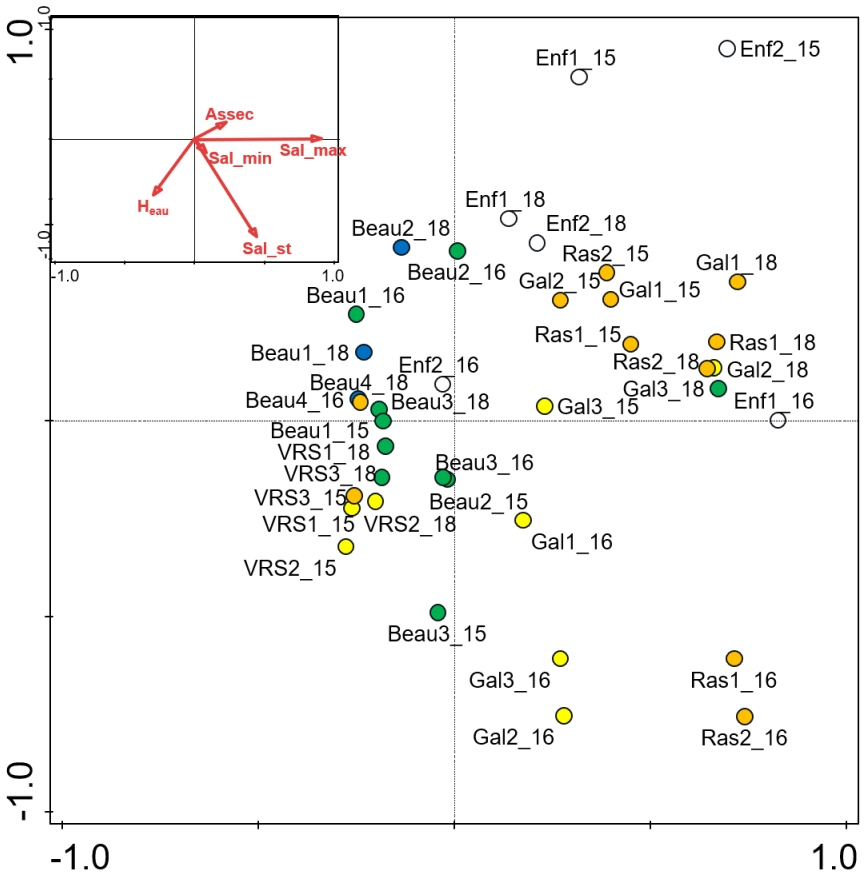
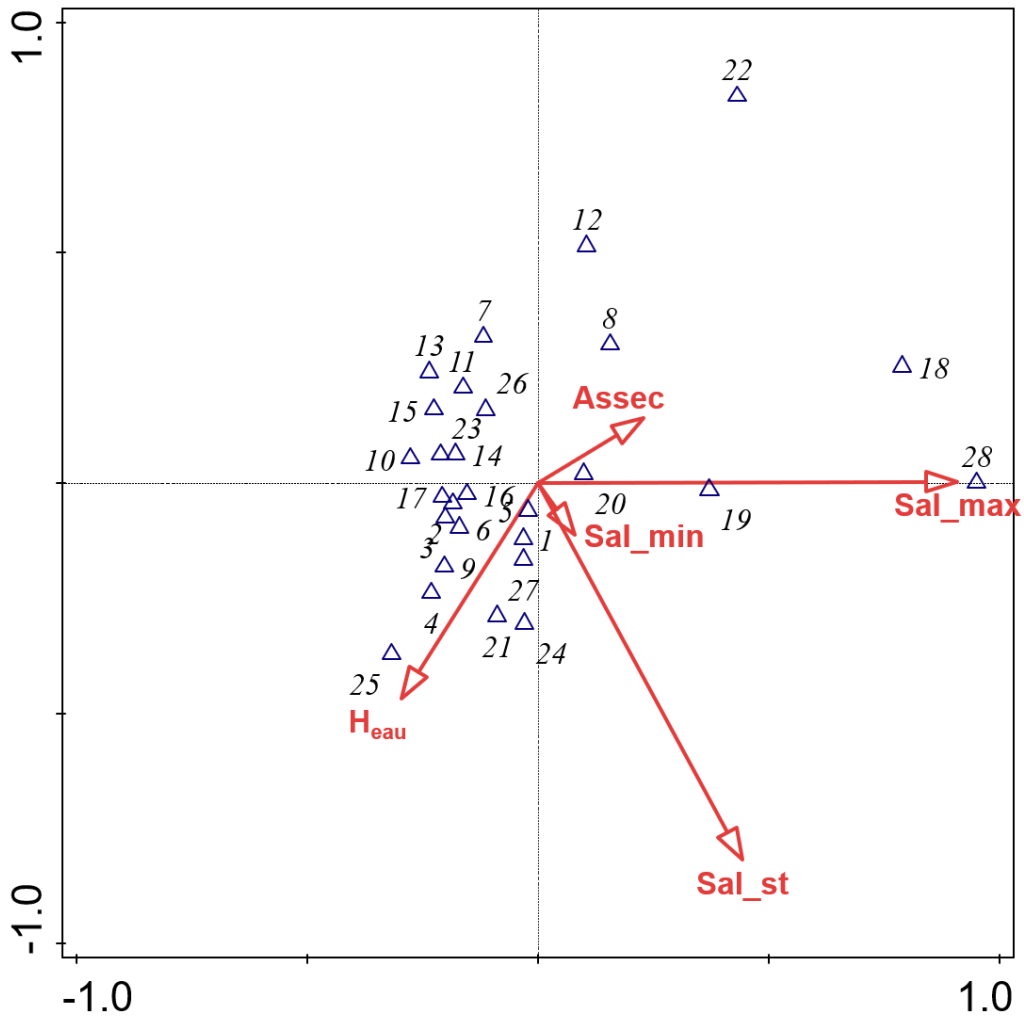


Figure 15 : Projection des centres de gravité des stations et des variables environnementales issus de l'ACC selon les deux premiers axes

On remarque d'autre part que les stations présentes au nord, qui sont les plus éloignées de la mer, semblent les plus fortement corrélées à la salinité maximale, c'est-à-dire que ces stations ont enregistré les plus fortes salinités maximales au cours des 12 mois précédant les prélèvements. Ce sont également les stations qui sont les moins profondes et dont les salinités étaient les plus élevées lors des prélèvements.

Les stations ayant les salinités les plus élevées sont également celles qui présentent l'indice M-AMBI le plus faible ; seule la station Galabert 2 en 2018 est dans la classe de bonne qualité d'eau, tout en étant corrélée à la salinité maximale. Toutes les stations en bon ou très bon état sont pour la plupart anti-corrélées à la salinité maximale.

La hauteur d'eau présente sur la station semble également influer sur la répartition des espèces. La figure 16 met en évidence un lien entre certains taxons et la hauteur d'eau. Cependant, les taxons qui semblent avoir le plus de lien avec cette variable (*B.reticulatum, W.glauca, Naticidae, A.bullata*) n'ont été relevés qu'au cours d'une seule campagne. Les hauteurs d'eau ne semblant pas changer significativement au cours des années, un autre paramètre pourrait être à l'origine de ces changements faunistiques.



Hydrobia sp	1	*Spio filicornis*	*8*	*Idotea chelipes*	15	*Neanthes acuminata*	*22*
Tritia neritea	*2*	*Glycera tridactyla*	9	*Idotea balthica*	*16*	*Monocorophium insidiosum*	23
Trochidae	3	Polychete	*10*	*Carcinus aestuarii*	17	Naticidae	*24*
Akera bullata	*4*	Oligochete	11	Dolichopodidae	*18*	*Bittium reticulatum*	25
Cerastoderma glaucum	5	Mysidae	*12*	Chironomidae	19	Gammarus sp	*26*
Macomangulus tenuis	*6*	*Ericthonius punctatus*	13	Pseudopolydora sp	*20*	*Modiolus barbatus*	27
Nereis diversicolor	7	*Microdeutopus gryllotalpa*	*14*	*Websterinereis glauca*	21	*Cerastoderma edule*	*28*

Figure 16 : Projection de l'ACC selon les deux premiers axes, des espèces et des variables environnementales ainsi que le tableau des espèces associées aux numéros

On remarque également un lien possible entre la position des espèces et la position des échantillons sur le premier plan factoriel. Cependant, les notes du M-AMBI associées aux stations ne dépendent pas seulement de la richesse spécifique et de l'abondance. De plus, les différents relevés semblent rassemblés dans l'analyse par lagunes et station avant de l'être par leur classe de qualité M-AMBI. En effet, les taxons sont associés à des conditions mésologiques et chaque lagune a des conditions

propres qui sont proches entre les stations, malgré une stratification possible dans la lagune. Le M-AMBI créant une station de référence à partir de l'ensemble des relevés fournis, il est difficile de faire ressortir un pool d'espèces en rapport avec une classe de qualité.

Seuls les cercles de Van Dobben ont été dessinés sur la figure 17 pour la salinité maximale car ce paramètre est le plus explicatif de la variance dans notre analyse, les autres valeurs étant répertoriées dans le tableau VI. Si les pointes de flèches sont situées dans le cercle rouge, l'espèce est corrélée positivement à la variable (valeur t du coefficient de régression supérieure à 2), et inversement pour le cercle bleu (valeur t supérieure à 2 en valeur absolue).

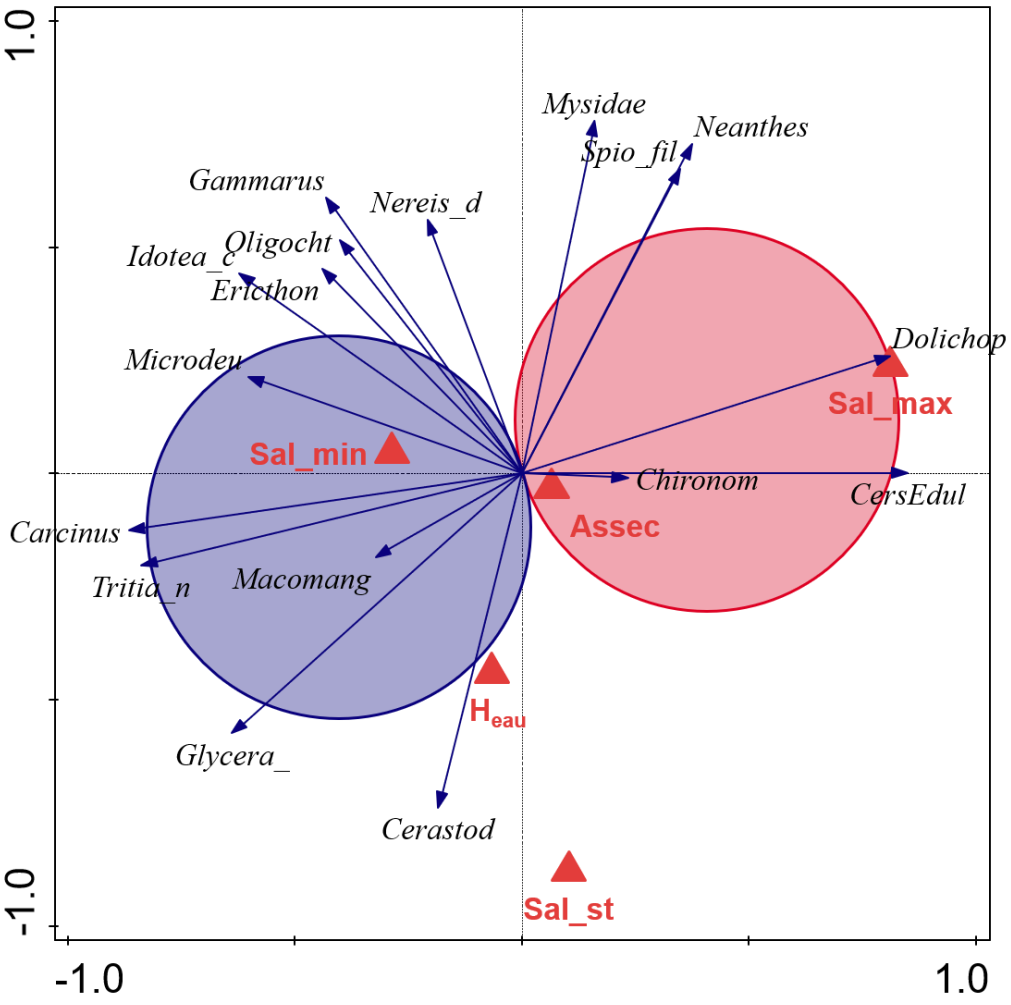


Figure 17 : Biplot des valeurs t et cercles de Van Dobben de la régression multiple pour la salinité maximale selon les deux premiers axes.

*Tableau VI : Tableau récapitulatif de la significativité des coefficients de régression multiple pour chaque paramètre et chaque espèce. * : corrélation positive / * : corrélation négative, intervalle de confiance à 95%. Sal_max : salinité max au cours des 12 derniers mois / Sal_min : salinité min au cours des 12 derniers mois / Sal_st : salinité mesurée à la station lors du prélèvement / Assec : Nombre de mois où la station est assec/ H_{eau} :hauteur d'eau à la station lors du prélèvement.*

Espèces / Variables	Dolichopodidae	*C.glaucum*	Chironomidae	*M.tenuis*	*M.gryllotalpa*	*E.punctatus*	Gammarus sp	Oligochète	*N.diversicolor*	Mysidae
Sal_max	*		*	*	*					
Sal_min			*							
Sal_st		*				*	*	*	*	*
Assec										
H_{eau}										

Les Chironomidae ainsi que les Dolichopodidae sont deux familles de diptères corrélées significativement à la salinité maximale, c'est-à-dire qu'ils ont été retrouvés essentiellement en plus grande abondance dans les stations ayant les plus fortes salinités maximales enregistrées (sur Galabert, Rascaillan et Enfores de la Vignole). Au contraire, *Microdeutopus gryllotalpa* et *Macomangulus tenuis* sont négativement corrélés à ce paramètre, signe que ces espèces ne supportent pas les salinités élevées. On ne les retrouve que dans les lagunes présentes au Sud de la zone d'étude, où les salinités varient peu et sont les plus faibles tout au long du cycle annuel.

Les Chironomidae sont également corrélés négativement à la salinité minimale, signe qu'ils ne sont pas ou peu présents lorsque les salinités minimales n'atteignent pas de hautes valeurs. Il faut toutefois rester prudent quant à l'interprétation de ces résultats, le taxon « Chironomidae » regroupant plusieurs tribus aux écologies qui peuvent être différentes, notamment en termes de salinité, ce qui n'est pas retranscrit ici. Cependant, les mêmes tribus sont retrouvées dans les stations où la salinité minimale atteint des valeurs basses (Enfores de la Vignole) ou reste plus haute (notamment Galabert et Rascaillan). Il est à noter que les abondances pour ce taxon, toutes tribus confondues, sont faibles sur les stations des Enfores de la Vignole comparé aux autres lagunes, ce qui pourrait expliquer cette corrélation négative.

Quelques taxons sont également corrélés négativement à la salinité de la station, cependant, ce paramètre constituant une mesure ponctuelle lors du prélèvement, il est difficile de l'interpréter. Tous les taxons négativement corrélés sont des espèces avec une bonne capacité de colonisation, soit parce qu'elles sont mobiles, soit parce qu'elles ont un cycle court. Les salinités évoluant rapidement au cours des mois, ces

espèces peuvent être pionnières dans le milieu suite à des conditions qui sont devenues favorables. Par exemple, la colonisation importante des Enfores de la Vignole par *N.diversicolor* en 2018 peut sans doute être attribuée aux entrées marines remarquables du début d'année.

De plus, la hauteur d'eau au niveau de la station ainsi que la durée d'assèchement ne sont significativement corrélées à aucun taxon, signe que ces paramètres n'influent pas forcément sur la présence de certaines espèces, ou que d'autres paramètres ont une plus grande importance sur les communautés.

IV- Discussion

La première phase de travaux effectuée dans le cadre du projet LIFE+ MC-SALT et du partenariat avec le WWF-France afin d'engager le processus de restauration des anciens salins a permis de rétablir une continuité hydraulique entre la mer, une partie des lagunes auparavant utilisées pour la préconcentration du sel et l'hydrosystème Vaccarès. L'effet de ces travaux, précédemment suivi en 2015 et 2016, a été évalué, permettant de mettre en évidence une meilleure connexion avec la mer par une évolution positive des communautés benthiques (diversification, augmentation de la biomasse) sur plusieurs lagunes en connexion directe avec la mer. Nos résultats ne montrent cependant pas de changements majeurs sur la plupart des lagunes plus éloignées de la mer. Il convient de souligner que le suivi réalisé en 2018 intervient après une période durant laquelle le site a connu des évènements climatiques extrêmes, qui au moins tout autant que les travaux hydrauliques réalisés en 2015 ont pu avoir des effets visibles sur les biocénoses de ces milieux. En particulier, la sécheresse exceptionnelle en 2017 a provoqué une déconnexion temporaire et une sursalure de la plupart des plans d'eau situés dans la partie nord du site, tandis qu'au sud, des tempêtes de grande ampleur au cours de l'hiver 2017/2018 ont eu pour conséquence un renforcement des connexions directes entre les étangs et la mer.

Comme expliqué précédemment, la théorie du confinement permet d'expliquer la répartition des communautés benthiques à travers les lagunes, selon leur relation avec la mer. La salinité ne serait pas le facteur écologique directeur de la zonation biologique de ces milieux mais serait un des paramètres explicatifs qui doit être

associé à d'autres, comme le renouvellement de l'eau et des oligoéléments (Guelorget et al., 1983b). Les milieux paraliques ont une faune caractéristique, qui permet d'évaluer le degré de confinement des lagunes (Perthuisot & Guelorget, 1983).

IV.1- Evolution des peuplements et de la qualité de l'eau entre 2015 et 2018

L'étang de Beauduc, situé le plus au sud et en contact plus ou moins direct avec la mer à travers les différentes brèches dans les digues, est celui qui a un degré de confinement moindre, de l'ordre du degré I. L'augmentation de l'abondance entre 2015/2016 et 2018 d'espèces à affinité marine comme *Macomangulus tenuis,* ou encore la diminution d'espèces inféodées à des milieux plus confinés comme *Idotea balthica* ou *Cerastoderma glaucum* (Guelorget et al., 1983b) nous conforte dans cette hypothèse. De plus, des observations hors campagne ont permis de détecter localement des juvéniles d'espèces strictement marines comme la Grande Nacre (*Pinna nobilis*) ou le Couteau (*Ensis magnus*) (M. Thibault, com.pers.) dans l'étang à proximité immédiate d'une communication avec la mer. Toutefois, la présence d'espèces comme *Nereis diversicolor* ou *Microdeutopus gryllotalpa* confirment que cette lagune demeure un milieu paralique, avec un confinement relatif. La note du M-AMBI, qui augmente sur l'ensemble des stations de la lagune, montre une amélioration de son état écologique qui peut être associée à un déconfinement. Malgré un niveau de confinement faible à l'échelle du plan d'eau ainsi qu'une salinité à peu près similaire sur l'ensemble de sa surface (35g/l), des différences interviennent au niveau stationnel. Des habitats et substrats différents sont présents au sein de l'étang, traduisant un confinement plus ou moins important selon les zones. La présence en grands nombres d'espèces avec une affinité pour un enrichissement organique comme *Microdeutopus gryllotalpa* (Carvalho et al., 2006) sur les stations 1 et 4 (+200 individus en 2018), couplé à des habitats avec de la végétation à *Ruppia cirrhosa*, indique un niveau de confinement plus important que les stations 2 et 3, dépourvues de végétation de ce type (Guelorget et al., 1983a). Toutefois, la présence de *R.cirrhosa* ne peut être considérée comme un marqueur de confinement à proprement parlé, ce macrophyte supportant de forts gradients de salinité et vivant dans des milieux très hétérogènes, (Oheix et al., 2015) des milieux les plus confinés au domaine marin

(retrouvée dans le golf de Fos). La découverte des espèces marines citées précédemment, à proximité immédiate d'une communication avec la mer, conforte cette hypothèse de zonation intra-lagunaire.

La lagune du Vieux Rhône Sud présente un confinement plus important avec notamment un substrat essentiellement constitué de vase sur l'ensemble de la lagune. La présence en grand nombre du genre *Hydrobia*, des espèces *Glycera tridactyla* ou *Akera bullata* (plusieurs coquilles vides retrouvées malgré un seul individu vivant pour ce dernier) indiquent un confinement plus important, de l'ordre du degré II. Des espèces avec influence marine telles que *M.tenuis* (Muxika et al., 2007) sont retrouvées en densité significativement plus importante en 2018, et parfois en grand nombre, signe que la connexion avec la mer est accentuée. L'amélioration de la note du M-AMBI sur toutes les stations au cours des années peut également refléter une réduction du confinement et de la qualité de la lagune au cours des années. Le fait que certaines espèces comme *A.bullata* ou *G.tridactyla* soient trouvées cette année vont dans le sens d'une telle amélioration, ces dernières étant sensibles à un confinement trop important mais ne pouvant pas se développer dans des milieux trop fortement connectés à la mer (Guelorget et al., 1983a) ; cela pourrait aussi expliquer la probable disparition de *G.tridactyla* dans la lagune de Beauduc entre 2015 et 2016. Il est à noter que le Vieux Rhône Sud est relié à la mer par des martellières au Sud, contrairement à l'étang de Beauduc qui est en connexion continue par les brèches. Associé à une utilisation de la lagune par le groupe Salins qui pompe de l'eau à certaines périodes, le confinement peu évoluer au cours de l'année, les connexions avec la mer n'étant pas régulière. De plus, la stratification au sein de la lagune est certainement présente mais la partie étudiée ne concerne que la partie Est de la lagune, selon un axe Nord/Sud, et ne permet pas de mettre en avant une stratification évidente à ce niveau, le substrat étant similaire sur toutes les stations (vase et débris coquillé dans 75cm à 1m de hauteur d'eau). La présence en quantité plus importantes sur la station 2 du genre *Hydrobia* et de *G.tridactyla* ainsi que la diminution de l'abondance des *M.tenuis* pourrait traduire une diminution de l'influence marine au centre de l'étang, avec un renouvellement moindre des éléments (Guelorget et al., 1983b). De plus, une zone d'accrétion organique pourrait être formée à cet endroit, favorisant certains taxons (e.g *Hydrobia sp*) (Denis, 1983), les stations 1 et 3 étant plus proche des ouvrages de communication.

La lagune de Rascaillan, située au centre de la zone d'étude, montre un confinement beaucoup plus important que les lagunes évoquées précédemment. De par sa localisation géographique elle n'est pas directement connectée à la mer, par ailleurs les communications avec les étangs périphériques sont restreintes actuellement, ce qui limite fortement le renouvellement de l'eau et des oligoéléments. La richesse taxonomique et l'abondance diminuent fortement, les espèces présentes étant limitées par des conditions extrêmes en été, avec des assèchements pouvant intervenir sur les parties les moins profondes du plan d'eau et des salinités approchant les 200gr/L. Ce milieu limite la présence d'espèces à cycle long et peu vagiles ne pouvant pas supporter ces conditions. Par conséquent, les peuplements sont dominés par les Chironomidae dont certains taxons peuvent vivre jusqu'à des salinités supérieures à 200g/L (Litvinenko et al., 2013). Le confinement sur la lagune peut être évalué comme étant de niveau V, le milieu n'étant pas totalement azoïque, malgré son caractère évaporitique. La note du M-AMBI rejoint ce constat avec une note qui reste en classe de qualité médiocre au cours des 3 années de suivi. Le caractère semi-permanent de la lagune (qui ne s'assèche pas toutes les années), peut expliquer la présence de mollusques comme les *Hydrobia* ou *Cerastoderma glaucum*. En effet, la présence d'eau ainsi que des salinités en dessous de 70gr/L pendant plusieurs mois peut expliquer la présence d'espèces moins vagile telles que *C.glaucum.* Même si le préférendum de l'espèce se situe entre 10 et 40g/L (Boyden et Russel, 1972 ; Rigg, 1970), des cas de présence ont été observés dans des milieux hyperhalin, au-dessus de 60gr/L (Derbali et al., 2009). La présence de *M.gryllotalpa* est également expliquée car elle supporte des salinités jusqu'à 70gr/L (Drake & Arias, 1995). Cette année, lors du suivi de la végétation macrophytique, de jeunes individus de *R.cirrhosa* ont été trouvés dans la lagune pour la première fois depuis 2010, suggérant une relative amélioration des conditions de vie, permettant aux végétaux de s'y développer (M. Thibault, com.pers.).

L'étang du Galabert présente en 2018 confinement élevé avec des peuplements benthiques similaires à ceux de Rascaillan, dominés par les Chironomidae. La richesse taxonomique plus élevée explique les meilleures notes M-AMBI obtenues par rapport à Rascaillan, même si on peut attribuer un degré de confinement de l'ordre de IV. Malgré l'absence de connexions directes à la mer, cet étang est beaucoup plus en connexion avec les étangs périphériques comparé à Rascaillan, ce qui pourrait

expliquer un renouvellement de l'eau plus important et donc la richesse taxonomique légèrement supérieure. La salinité maximale enregistrée en 2017 avec 204gr/L ainsi qu'un dessalement très tardif (seulement en fin d'hiver), résultant de la sécheresse exceptionnelle de 2017, expliquent probablement la disparition de *C.glaucum* entre 2015/2016 et 2018 ainsi que la présence de Dolichopodidae, qui supportent des salinités élevées (Zinchenko et al., 2009).

Il est à noter que le nombre d'espèces pouvant vivre dans ce type de milieu extrême est faible, ce qui explique la faible richesse taxonomique de ces deux lagunes. La première campagne de travaux semble avoir eu peu d'effets à court terme sur l'amélioration de la qualité de l'eau, ou bien ils étaient peu perceptibles d'après nos résultats de la campagne 2018, du fait des conséquences de la sécheresse exceptionnelle de 2017 sur l'écosystème. Nos résultats confirment la pertinence de réaliser une deuxième campagne de travaux hydraulique (prévus en 2019) qui devrait permettre une meilleure connexion entre les étangs, la mer et le sous-bassin versant périphérique, et ainsi améliorer la résilience des écosystèmes lagunaires en cas de sécheresses extrêmes. La construction d'un ouvrage de 6m de section au nord de l'étang du Galabert devrait permettre de faire venir plus d'eau issue de l'hydrosystème Vaccarès vers les anciens salins et inversement. Les travaux devraient donc d'une part, améliorer la qualité de l'hydrosystème Vaccarès, en particulier les conditions de son recrutement par la faune d'origine marine, et d'autre part, augmenter les apports d'eau issus du bassin versant vers les anciens salins, contribuant à leur dessalement, l'eau du Vaccarès dépassant rarement des salinités supérieures à 30gr/L (SNPN, 2018). De plus, l'étang de Rascaillan, qui n'a pas encore fait l'objet de travaux, ne connait pas d'amélioration particulières ; la campagne de travaux prévue en 2019 ciblant notamment son décloisonnement, il est attendu que la qualité de l'eau de cette lagune sera améliorée dans les prochaines années.

Il faut également relativiser les résultats issus de l'indice M-AMBI, car ces lagunes sont assez éloignées de la mer, en conséquence et malgré les travaux prévus, le confinement demeurera plus important que pour les étangs en connexion directe avec la mer tels que l'étang de Beauduc, ce qui limitera toujours le nombre d'espèces présentes et la qualité retranscrite par l'indice M-AMBI.

Enfin, le plan d'eau des Enfores de la Vignole, qui est temporaire, peut être considéré à part. Même si les salinités maximales n'ont pas atteint en 2017-2018 celles

enregistrées sur les deux précédentes lagunes abordées (133gr/L en 2016), la richesse taxonomique reste faible. Cette lagune a la particularité d'avoir des fluctuations de salinité très importantes d'une année sur l'autre du fait d'une connexion avec un canal de drainage adjacent. Les salinités maximales alors rencontrées peuvent varier du simple au double selon les années (130gr/L en 2016 contre 50gr/L en 2018) tandis que les salinités minimales sont régulièrement en dessous de 10gr/L. Avec l'agrandissement de la connexion avec le canal et la réparation d'une martellière empêchant une arrivée d'eau salé, la lagune montre en 2018 une tendance au dessalement. Ces fortes variations couplées à des assèchements annuels pour la station 2 et bi-annuels pour la station 1 pourraient expliquer la pauvreté de la lagune en invertébrés. La présence de *Nereis diversicolor* en quantité sur la station 1 cette année peut expliquer une amélioration de la qualité de l'eau ainsi qu'une amélioration dans les paramètres mésologique depuis 2016, même si cette espèce est considérée comme pionnière. Elle vit dans des milieux où le gradient de salinité peut être élevé, dû notamment à des apports d'eau douce, elle ne supporte cependant pas les salinités trop élevées (Smith, 1956).

De notre analyse peuvent ressortir trois groupes de lagunes, d'une part, les lagunes présentes au Sud, Beauduc et le Vieux Rhône Sud. Ces lagunes ont une forte connectivité avec la mer ainsi qu'une bonne qualité d'eau comme le montre l'indice M-AMBI. De plus, le niveau de confinement est faible, au vu des différents taxons trouvés. D'autre part, les lagunes présentes au Nord du site, Rascaillan et Galabert, qui sont plus éloignées de la mer, ce qui se ressent sur la richesse spécifique avec un nombre plus restreint de taxons. Le renouvellement des éléments y est faible, dû à un fort confinement qui induit une forte salinité en été, ce qui limite le développement de la macrofaune benthique. Les notes du M-AMBI sont par conséquent plus faibles, et permettent de faire ressortir cette différence. Enfin, les Enfores de la Vignole tout au Nord, du fait de son caractère temporaire et de l'apport d'eau douce par le canal adjacent en font une lagune au fonctionnement différent. Les forts gradients de salinité rencontrés, tant en valeur maximale que minimale, limitent ici aussi le développement du benthos aux espèces euryèces.

IV.2- Limites du suivi

Le protocole de prélèvement, malgré ses différences majeures par rapport au protocole DCE, semble être adapté pour l'évaluation du M-AMBI. Pauline Scibeck en 2016 a évalué l'efficacité de la méthode de prélèvement via des courbes de saturation et montre que la méthode employée, quoique quelque peu différente de celle préconisée pour la DCE, est assez efficace, avec un nombre d'échantillon suffisant.

Les salinités mesurées ont pu poser problème lors de l'analyse canonique, la proportion de variance expliquée par le paramètre de la salinité maximale atteint presque 50%, ce qui nous fait penser qu'il masque peut-être d'autres liens plus succincts avec d'autres paramètres. Par exemple, la hauteur d'eau, peut être déterminante pour plusieurs espèces de façon directe ou indirecte (température de l'eau qui augmente plus vite notamment). Aucun lien significatif entre la hauteur d'eau et certains taxons n'a pu être établi dans l'analyse. Le fait est que le sel apporté par la mer s'accumule dans les étangs selon le degré de confinement, et que c'est le confinement qui est le paramètre essentiel de la zonation biologique dans les lagunes. On a un réel gradient de salinité dans nos lagunes selon l'axe Nord/Sud, avec des peuplements benthiques qui semblent évoluer selon ce paramètre mais ceci est finalement une des conséquences du confinement (Pages & Prasil, 2002).

Certains taxons n'ont été retrouvé qu'une seule année, et ont été remplacés d'une année sur l'autre par des taxons similaires. On peut se poser la question de la validité de l'identification de certains taxons, qui est parfois difficile et peut mener à des confusions. Le risque d'une erreur d'identification est possible, ce qui biaiserait les résultats. Inversement, il peut y avoir eu une réelle évolution, mais certains doutes subsistent, surtout pour certains taxons difficiles à identifier jusqu'à l'espèce (polychètes).

L'évaluation de la qualité des lagunes est passée par l'emploi de deux indices, dont le M-AMBI, qui est l'outil d'évaluation utilisé pour les eaux de transition en application de la DCE. Plusieurs remarques sont toutefois à prendre en compte pour l'analyse et la mise en relation de ces indices. D'une part, l'évaluation du confinement n'a pas de méthode précise et se base sur une interprétation directe des résultats obtenus. Une méthode d'évaluation via des modèles statistiques a été tentée par Canu et al. (2012), mais celle-ci fait état de nombreux biais qui peuvent apparaitre, notamment lorsqu'on

ne tient pas compte de l'environnement proche des connexions. De plus, c'est une méthode lourde à employer, nécessitant d'autres mesures de paramètres, qui n'a pas pu être employée ici. D'autre part, Il semble qu'une corrélation soit visible à travers nos résultats entre le confinement et le M-AMBI. Cependant, l'indice M-AMBI est influencé significativement par la salinité ainsi que la surface des étangs mais pas par le confinement (Basset et al., 2013). Cette corrélation soupçonnée lors de notre suivi ne peut donc pas être justifiée. Un autre paramètre évoqué par les différents auteurs d'études sur le confinement est la relation entre le substrat et le degré de confinement. Le substrat jouant un rôle prépondérant sur les peuplements benthiques (AAMP, ?), il a été remarqué que sur des lagunes proches de la mer (Beauduc et Vieux Rhône Sud), où les substrats étaient très différents, essentiellement constitué de sable pour Beauduc et de vase pour le Vieux Rhône Sud, les peuplements benthiques étaient également différents. Cependant, le confinement associé à ces lagunes est proche, il faut donc considérer les arguments de la théorie du confinement sur le type de substrat rencontré selon le degré de confinement avec prudence, des conditions externes et non naturelles pouvant influer sur la nature du substrat (l'exploitation par pompage du Vieux Rhône Sud pourrait avoir un impact).

V- Conclusion

Ce suivi, porté dans le cadre d'un projet LIFE+ MC SALT et d'un partenariat avec le WWF-France, fait état de l'évolution des communautés benthiques de quelques lagunes des étangs et marais des salins de Camargue. Depuis 2015, date du premier suivi, on remarque des changements dans les compositions faunistiques. L'indice M-AMBI s'améliore pour la moitié des stations étudiées cette année et l'évaluation des peuplements benthiques à un niveau plus fin a permis de faire ressortir le degré de confinement de chaque lagune. L'amélioration est surtout visible sur les lagunes les plus proches de la mer, du fait que leur connectivité avec le milieu marin s'est accentuée. Les étangs de Galabert et Rascaillan constituent des écosystèmes de moindre qualité, mais des améliorations sont possibles en renforçant le décloisonnement de ces pièces d'eau. Ces résultats encouragent à poursuivre les travaux qui devraient améliorer la continuité hydraulique et biologique des lagunes entres elles. La nouvelle phase de travaux prévue en 2019, devrait améliorer la connexion entre les lagunes et l'hydrosystème Vaccarès. La création d'un corridor entre le Vaccarès et la mer grâce à ces travaux permettrait d'améliorer la qualité de l'eau et les conditions de vie de ces milieux qui peuvent être encore actuellement impropres à l'établissement et la survie de nombreuses espèces. De plus, on retrouvera une plus grande fonctionnalité de zone de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons.

Au cours du prochain siècle, une augmentation du niveau marin est prévue et semble inévitable. Ce scénario impose la mise en place d'une gestion adaptative à court et moyen terme du territoire des salins, la vision au long terme étant incertaine. L'évolution rapide du territoire permet de mettre en place cette gestion qui s'adapte aux contraintes tout en profitant des opportunités présentes. Ceci justifie d'autant plus les campagnes de suivis faunistiques et floristiques organisées sur le territoire qui permettent également d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion adoptées.

Bibliographie

Agence des aires marines protégées, ?. Richesses de la Mer. Agence des aires marines protégées, Parc naturel marin des estuaires Picards et de la mer d'Opale. 110p

Allouche A., Dervieux A., Nicolas L., 2015. Adaptation aux changements par renaturation dans un zone humide littorale, le delta du Rhône (France du sud). Une réponse à l'épuisement d'une gestion concertée de l'eau ? Territoire en mouvement, 25-26, 22p.

Archaimbault, V., Dumont, B., 2010. L'indice biologique global normalisé (IBGN) ; principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. *Revue SET*. 1, p36-39. http://www.set-revue.fr/l-indice-biologique-global-normalise-ibgn-principes-et-evolution-dans-le-cadre-de-la-directive-cadre. Accès 21/03/2018.

Aznar J.C., Dervieux A., Grillas P. Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure. *Wetlands*. 23:1 , p149-160.

Basset A., Barbone E., Borja A., 2013. Natural variability and reference conditions: setting type-specific classification boundaries for lagoon macroinvertebrates in the Mediterranean and Black Seas. *Hydrobiologia*. 704, p325-345.

Boissery P., Giraud A., Andral B., et al., 2010. Directive Cadre Eau. District « Corse ». Contrôles de surveillance/opérationnel. Rapport IFREMER. 99p.

Borja A., Franco J., Muxika I., 2003. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. ICES CM. 2, p1–10.

Borja, A ., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40:12, p1100-1114.

Bouchar F., 2010. Mesure de Salinité. Réalisation d'un conductimètre. TENUM Toulouse. 15p.

Boulvain F., 2017. Eléments de Sédimentologie et de Pétrologie sédimentaire. Université de Liège.

http://www.geolsed.ulg.ac.be/sedim/sedimentologie.htm#ENVIR_DETRITIQUES. Accès 29/03/2018.

Boyden C.R., Russell P.J.C., 1972. The Distribution and Habitat Range of the Brackish Water Cockle (Cardium (Cerastoderma) glaucum) in the British Isles. *The Journal of Animal Ecology.* 41, p719-734.

Britton R.H., Johnson A.R., 1987. An ecological account of a Mediterranean salina : The Salin de Giraud, Camargue (S.France). *Biol.Conserv.* 42, p185-230.

Canu D.M., Solidoro C., Umgiesser G., et al., 2012. Assessing confinement in coastal lagoons. *Mar.Poll.Bull.* 64, p2391-2398.

Carvalho S., Barata M., Pereira F., et al., 2006. Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Mar. Poll Bull.* 52, p1573-1584.

Chessel D., Benyacoub S., Dolédec S., 1997. Analyse Canonique des Correspondances. ADE-4, Fiche thématique 3.7. 38p.

Chessel D., Lebreton J.D., Yoccoz N., 1987. Propriétés de l'analyse canonique des correspondances ; une illustration en hydrobiologie. *Rev.Statistique Appliquée.* XXXV:4, p55-72.

Conservatoire du Littoral, 2013. Site des étangs et marais des salins de Camargue. Notice de Gestion 2013-2016. 169p.

Dell Inc., 2016. Dell Statistica (logiciel d'analyse des données). Version 13. software.dell.com.

Denis P., 1983. La macrofaune benthique des vasières du bassin oriental du Golfe de Morbihan. *Cahier de biologie marine*. 24, p257-268.

Derbali A., Jarboui O., Ghorbel M., et al., 2009. Population structure, distribution and relative abundance of Cerastoderma glaucum (Mollusca: Bivalvia) from the Bou Ghrara Lagoon (Gulf of Gabès, southern Tunisia). *Marine Biodiversity Records.* 2, 7p.

Dervieux A., 2005. La difficile gestion globale de l'eau en Camargue (France) : le Contrat de delta. *VertigO*, 6:3, 11p.

Dervieux A., Aznar J.C., 2003. La Gestion de l'eau en Camargue : une manière moderne de domestiquer la nature.

Drake P., Arias A.M., 1995. Distribution and production of *Microdeutopus Gryllotalpa* (Amphipoda : aoridae) in a shallow coastal lagoon in the bay of Càdiz, Spain. *Journal of crustacean biology*. 15:3, p454-465.

Duby C., Robin S., 2006. Analyse en composantes principales. Institut National Agronomique, Paris-Grignon. 53p.

Frisoni G.F., Allag-Dhuisme F., Ximenes M.C., et al., 1990. Les espaces lagunaires du Languedoc-Roussillon. Connaissance et aménagement. IARE Montpellier et Secrétariat d'Etat à l'environnement. 95p.

a) Guelorget O., Frisoni G.F., Perthuisot J.P., 1983. Structure et fonctionnement d'un écosystème-type du domaine paralique méditerranéen. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 28,6.
b) Guelorget O., Frisoni G.F., Perthuisot J.P., 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralique méditerranéen. *Jour.Rech.Oceanogr.* VIII : 1, p15-36.

Guelorget O., Frisoni G.F., Perthuisot J.P., Amanieu M., 1982. Le rôle du confinement dans l'écosystème lagunaire méditerranéen. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*. 28,6.

Guillaumont B., Gauthier E., Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE. Recommandations concernant le benthos marin. Rapport IFREMER. Version 1 DYNECO/VIGIES 2005-0511. 28p.

Grall J., Coïc N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rapport IFREMER. DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT. 90p.

Grall J., Hily C., 2003. Traitement des données stationnelles (faune). REBENT. 10p.

Heurteaux P., 1988. Mesure de la salinité des eaux naturelles en hydrologie et en hydrobiologie. Essai pour une standardisation de l'expression des résultats. *Ecologia mediterranea.* 14:3/4, p149-166.

Heurteaux P., Servant J., 1979. Transfert et stockage de l'eau et des sels dans le profil pédologique des sols halomorphes Camarguais. *Rev.Ecol.* Suppl. 2, p52-91.

Kiener A., 1978. Ecologie, physiologie et économie des eaux saumâtres. Masson, Paris. 220p.

Litvinenko L.I., Litvinenko A.I., Boyko E.G., et al., 2013. Effect of environmental factors on the structure and functioning of biocoenoses of hyperhaline water reservoirs in the south of Western Siberia. *Contemporary Problems of Ecology*. 6, p252–261.

Museum national d'histoire Naturelle, 2017. Camargue. https://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/FR9310019. Accès 21/03/2018. Parc Naturel Régional de Camargue, 2009. Diagnostic territorial. 106p.

Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, p16-19.

Muxika I., Borja A., Bonne W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecol. Indic.* 5, p19-31.

Myre E., Shaw R., 2006. The Turbidity Tube : Simple and Accurate Measurement of Turbidity in the Field. Université de Virginie. 15p.

Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes, 2014. Occupation du sol - Dynamiques spatiales de 1975 à 2005 dans les zones humides littorales méditerranéennes. Dossier thématique N°2. Tour du Valat, France. 48 p.

Oheix J., Ouisse V., Munaron D., et al., 2015. Etude de *Ruppia cirrhosa* Dans la lagune de Canet-St-Nazaire. Rapport IFREMER RST.ODE/UL/LER/LR/15-29. 41p.

Pages J., Prasil V., 2002. Renouvellement des eaux du lagon de Takapoto. Evolution à moyen terme et conséquences. *Notes Doc. Océanogr.* 47, p39-58.

a) Parc Naturel Régional de Camargue, 2012. Contrat de delta Camargue. Dossier définitif. 64p.
b) Parc naturel régional de Camargue, 2012. Document d'objectifs sites Natura 2000 « Camargue ». Note de Synthèse. 27p.

Parc Naturel Régional de Camargue, 2013. Evolution de l'occupation du sol en Camargue en 20 ans – (1991-2011). 35p.

Parc Naturel Régional de Camargue, 2017. L'agriculture. http://www.parc-camargue.fr/index.php?pagendx=app_172. Accès 13/03/2018.

Pedel, L., Fabri, M.C., 2013. Etat de l'art sur les indices existants concernant l'état écologique des habitats benthiques du domaine profond. Rapport IFREMER. 75p.

Perthuisot J.-P., Guelorget O., 1983. Le confinement, paramètre essentiel de la dynamique biologique du domaine paralique. Sciences Géologiques. Bull. 36, p239–248.

Picon B., 1987. Les conflits d'usage sur le littoral camarguais. *Norois*. 133-135, p73-80.

Ponsero A., Le Mao P., 2011. Estimation de la consommation de la macro-faune invertébrée benthique par les oiseaux d'eau en baie de Saint-Brieuc. *B. Ecol*. 66 :1, p383-397.

Rygg B., 1970. Studies on *Cerastoderma edule* (L.) and *Cerastoderma glaucum* (Poiret). *Sarsia*. 43, p65-80.

Société Nationale de Protection de la Nature, 2018. Hydrologie des étangs du système Vaccarès en février 2018. http://www.snpn.com/hydrologie-camargue-fevrier-2018/. Accès 22/03/2018.

Smith R.I., 1956. The ecology of the Tamar estuary. VII. Observations on the interstitial salinity of intertidal muds in the estuarine habitat of Nereis diversicolor. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 35, p81-104.

Stepenuck K., Murphy K., 2013. Exploring Streams : Stream monitoring curriculum guide for middle & high school teachers & students. Hands-on learning about streams within & outside the classroom. Wisconsin Department of Natural Resources. 275p.

Skinner J., Zalewski S., 1995. Fonctions et Valeurs des zones humides méditerranéennes. Tour du Valat. *MedWet*. 78p.

Ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio.* 69, p69-77.

Ter Braak C.J.F., Šmilauer P., 2012. Canoco 5, Software for multivariate data exploration, testing and summarization. version 5. http://www.canoco5.com

Thibault M., Blanchon T., Arnaud A., et al., 2016. Rapport de monitoring post-travaux. Site des Etangs et marais des salins de Camargue. 79p.

Tour du Valat, 2012. Etat écologique initial des étangs et marais des salins de Camargue secteur des anciens salins. Rapport pour le Parc Naturel Régional de Camargue et le Conservatoire du Littoral. 211p.

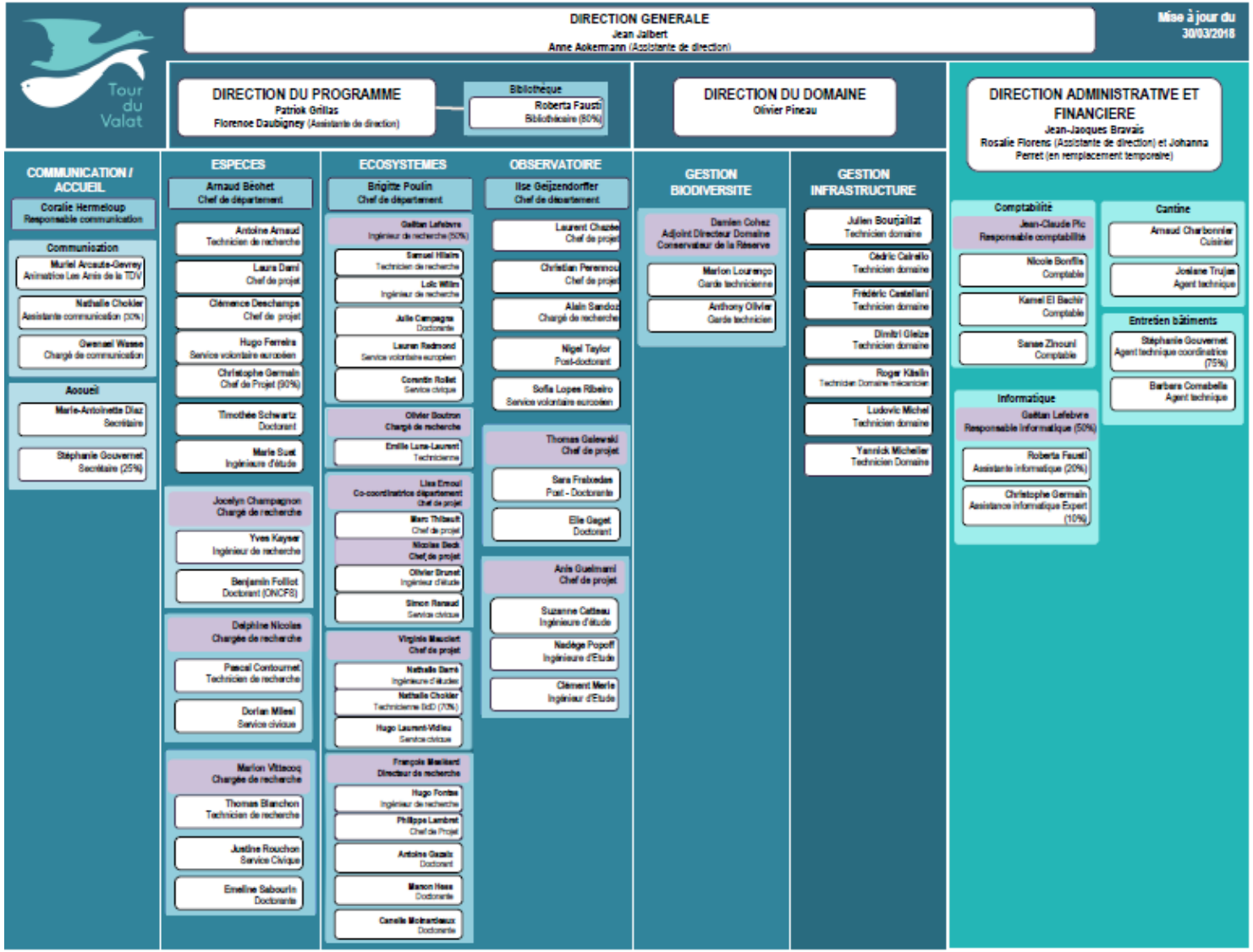
Tour du Valat, 2015. Dossier : la restauration des étangs et marais des salins de Camargue. https://tourduvalat.org/articles-newsletter/dossier-la-restauration-des-etangs-et-marais-des-salins-de-camargue/. Accès 16/03/2018.

Vella C., Fleury T.J., Raccasi G., et al., 2005. Evolution of the Rhône delta plain in the Holocène. *Mar. Geol*. 222-223, p235-265.

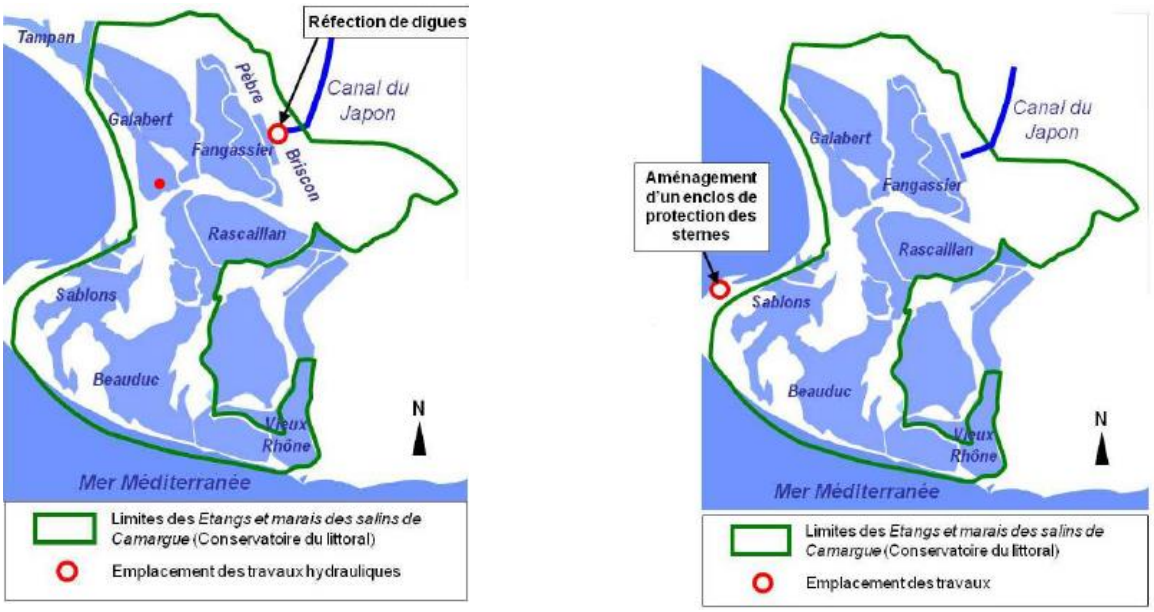
Zinchenko T.D., Golovatjuk L.V., Vykhristjuk L.A., et al., 2009. Diversity and Structure of macrozoobenthic communities in the highly mineralized Khara river (Territory adjacent to lake Elton). *Biol. Bull*. 38:10, p1056-1066.

Annexes

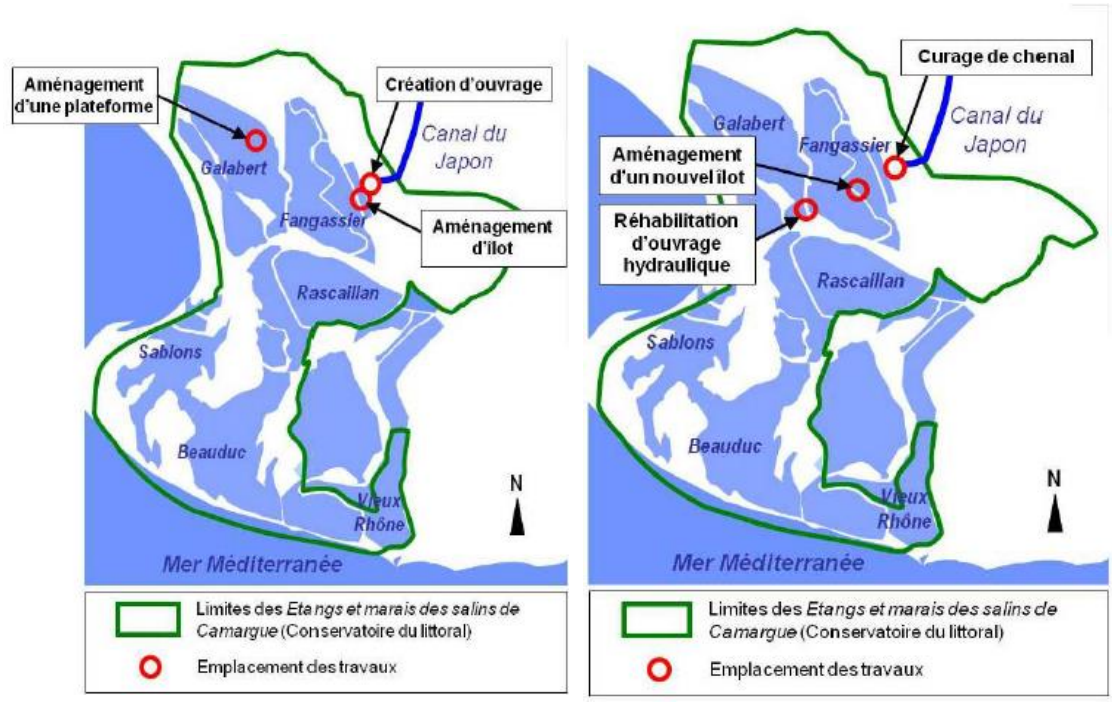
Annexe A : Organigramme de la Tour du Valat



Annexe B : Travaux effectués sur le site des EMSC pour le projet LIFE+ MC-SALT



Figures ci-dessus : Travaux pour la restauration des fourrés halophiles méditerranéens et des végétations pionnières à *Salicornia* à gauche. A droite, ceux favorisant la reproduction des sternes naines sur la plage de Beauduc.



Figures ci-dessus : A gauche, travaux pour la reproduction des petits Charadriiformes coloniaux. A droite, les travaux effectués pour maintenir des conditions favorables à la reproduction des flamants roses.

Annexe C : Ouvrages utilisés pour la détermination des invertébrés benthiques

Amoros C., 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Crustacés Cladocères. *Bulletin de la société Linnéenne de Lyon*. 53 : 3, p72-107 ; 53 : 4, p120-144.

Chevreux E., Fage L., 1924. Amphipodes. Faune de France. 9, 488p.

Fauvel P., 1923. Faune de France, 5 : Polychètes errants. Paul Lechevalier, Paris. 488p.

Fauvel P., 1927. Faune de France, 16 : Polychètes sédentaires. Paul Lechevalier, Paris. 494p.

Meisch C., 2000. Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. SuBwasserfauna von Mitteleuropa 8/3. Spektrum, Akad. Verl. Heilderberg-Berlin.

Pavon D., 2011. Mémento pour l'aide à la détermination des mollusques continentaux du département des Bouches-du-Rhône. Bulletin de la société linnéenne de Provence. Numéro spécial 15. 56p

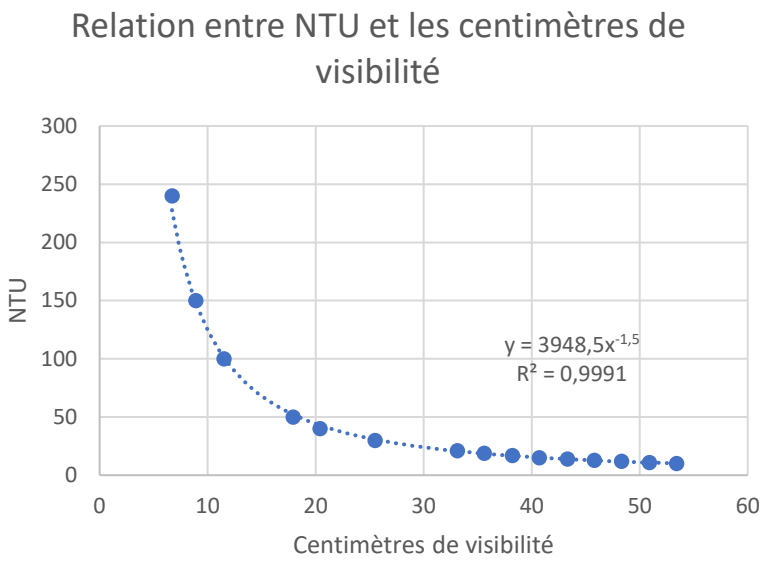
Poppe T.G., Goto Y., 1991. European Seashells, Vol 1. Verla Christa Hemmen Eds. 352p.

Poppe T.G., Goto Y., 1991. European Seashells, Vol 2. Verla Christa Hemmen Eds. 221p.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., et al., 2000. Invertébrés d'eau douce. Systèmatique, Biologie, Ecologie. CNRS Edition, Paris. 588p.

Tachet H., Bournaud M., Richoux P., et al., 1980. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. C.R.D.P Ed., Lyon.

Annexe D : Modèle et données pour la conversion des centimètres de visibilité en NTU d'après Myre et Shaw 2006 ; Stepenuck et Murphy 2013.



Centimètres	NTU
6,7	240
8,9	150
11,5	100
17,9	50
20,4	40
25,5	30
33,1	21
35,6	19
38,2	17
40,7	15
43,3	14
45,8	13
48,3	12
50,9	11
53,4	10

Annexe E : Tableau récapitulatif des résultats du AMBI et M-AMBI sur les 3 campagnes de suivi

Station(lagune_station_année)	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	Not assigned (%)	Mean AMBI	AMBI Disturbance Clasification	Richness	M-AMBI	Status
Rascaillan_1_15	0	0	94,7	5,3	0	0	3,077	Slightly disturbed	2	0,29555	Poor
Rascaillan_2_15	0,8	0	85,2	13,9	0	0	3,182	Slightly disturbed	4	0,39	Poor
Galabert_1_15	0	0	100	0	0	0	4	Moderately disturbed	2	0,29832	Poor
Galabert_2_15	14,3	0	71,4	14,3	0	0	5,146	Heavily disturbed	3	0,25554	Poor
Galabert_3_15	0	0	96,3	3,7	0	0	3,02	Slightly disturbed	4	0,42793	Moderate
Beauduc_1_15	25,1	5	66,8	3	0	0	2,118	Slightly disturbed	9	0,75328	Good
Beauduc_2_15	17,9	6,3	75,8	0	0	0	2,311	Slightly disturbed	6	0,59717	Good
Beauduc_3_15	34,9	1,2	61,6	2,3	0	0	1,936	Slightly disturbed	9	0,74405	Good
VRS_1_15	1,5	1,2	95,9	1,5	0	0	2,912	Slightly disturbed	6	0,43835	Moderate
VRS_2_15	5,7	0	91,8	2,5	0	0	2,915	Slightly disturbed	7	0,48963	Moderate
VRS_3_15	1,1	0	98,9	0	0	0	2,943	Slightly disturbed	4	0,3519	Poor
Beauduc_1_16	40,3	4,8	54,8	0	0	0	1,778	Slightly disturbed	7	0,73111	Good
Beauduc_2_16	41,9	0	58,1	0	0	0	2,904	Slightly disturbed	7	0,63398	Good
Beauduc_3_16	73,9	0	26,1	0	0	0	0,751	Undisturbed	6	0,72728	Good
Beauduc_4_16	27,6	0,6	71,8	0	0	0	5,259	Heavily disturbed	6	0,34423	Poor
Galabert_1_16	0	8,7	91,3	0	0	0	3,583	Moderately disturbed	5	0,47903	Moderate
Galabert_2_16	0	0	99,2	0,8	0	0	3,005	Slightly disturbed	5	0,50838	Moderate
Galabert_3_16	1,9	0	98,1	0	0	0	2,924	Slightly disturbed	4	0,40229	Moderate
Rascaillan_1_16	0	0	100	0	0	0	3	Slightly disturbed	2	0,31669	Poor
Rascaillan_2_16	0	0	100	0	0	0	3,333	Moderately disturbed	2	0,25035	Poor
Galabert_1_18	0	0	94,1	5,9	0	0	5,458	Heavily disturbed	4	0,30467	Poor
Galabert_2_18	0	0	100	0	0	0	3,667	Moderately disturbed	4	0,41524	Moderate
Galabert_3_18	0	2,1	91,5	4,3	2,1	0	3,125	Slightly disturbed	7	0,5395	Good
Rascaillan_1_18	0	0	100	0	0	0	3	Slightly disturbed	3	0,33266	Poor
Rascaillan_2_18	0	0	100	0	0	0	3	Slightly disturbed	3	0,31345	Poor
Beauduc_1_18	8,7	5	84	0	2,3	0	2,743	Slightly disturbed	13	0,7962	High
Beauduc_2_18	6,3	2,8	86,8	0	4,1	0	2,941	Slightly disturbed	13	0,81344	High
Beauduc_3_18	12,9	0	86,9	0	0,2	0	2,593	Slightly disturbed	8	0,5915	Good
Beauduc_4_18	33,2	1	64,6	0	1,2	0,2	2,004	Slightly disturbed	14	0,88903	High
VRS_1_18	24,8	1,9	73,3	0	0	0,6	2,083	Slightly disturbed	9	0,71182	Good
VRS_2_18	1,3	0,4	98,3	0	0	0	2,929	Slightly disturbed	11	0,52747	Moderate
VRS_3_18	23,2	0,8	76	0	0	0	2,226	Slightly disturbed	8	0,63903	Good

Résumé

Le projet LIFE + MC-SALT est un programme européen visant à renaturer l'espace naturel que sont les étangs et marais des salins de Camargue, longtemps exploités pour la saliculture et fortement dégradés. Ce projet donne suite au rachat en 2012 de 6500ha de salins par le Conservatoire du Littoral, qui a vocation à sauvegarder ces milieux. Une série de travaux fait en 2014 et 2015 ainsi qu'une gestion des digues volontairement passive, a permis d'augmenter les connexions entre les lagunes. Deux précédentes campagnes de suivi de la macrofaune benthique en 2015 et 2016 ont été effectuées et montraient déjà une amélioration de la qualité de l'eau et des peuplements au cours des années. En 2018, cette tendance se confirme avec certaines stations atteignant de très bonne qualité d'eau lors de l'utilisation du M-AMBI, ou lors de l'évaluation du confinement. Toutefois, certaines lagunes ont l'air toujours peu reliée à la mer et à l'hydrosystème en général, ce qui encourage la seconde phase de travaux prévue fin 2018, qui devrait aider au déconfinement de ces lagunes au Nord, et permettre le renforcement de l'axe Etang de Vaccarès/Mer. C'est un axe de migration important pour les juvéniles de poissons et notamment pour l'anguille, qui trouvent dans cet hydrosystème, une zone de repos et de croissance.

Mots-clefs : Anciens salins, restauration, invertébrés, lagunes, confinement

Abstract

The LIFE + MC-SALT project is a European program designed to restore the natural environment of the Etangs et marais des salins de Camargue (lakes and salt marshes of the Camargue), which have long been used for salt evaporation, and thus, are severely degraded. This project follows the 2012 purchase of 6,500 hectares of salt works by the Conservatoire du Littoral, an organization which aims to safeguard these environments. A series of restoration projects in 2014 and 2015, as well as voluntary passive dike management, have increased connections between the lagoons. Two previous benthic macrofauna monitoring campaigns in 2015 and 2016 were carried out and there has already been an improvement in water quality. In 2018, this trend continues with some stations achieving very good water quality when using the M-AMBI index, or when assessing containment. However, some lagoons still have little connection to the sea and the rest of the hydrosystem. Accordingly, the second phase of work planned for the end of 2018 aims to increase connections to the lagoons in the North and allow the strengthening of the Vaccarès lagoon/Mediterranean sea axis. This is an important migration route for juvenile fish, and especially for the European eel, which use this hydrosystem as an area of rest and growth.

Key word : old salt marshes, restauration, invertebrate, lagoons, containment