



# ***Etude pilote pour une évaluation de l'état des macrophytes des lagunes méditerranéennes oligo et méso-halines***

***Rapport final***

***Patrick Grillas et Tristan David  
Fondation Tour du Valat***

***Décembre 2010***



Les auteurs

---

**Prénom et nom : Patrick Grillas**  
**Fonction ou mission : Directeur du programme**  
**Email : [grillas@tourduvalat.org](mailto:grillas@tourduvalat.org)**  
**Adresse : La Tour du Valat, Le Sambuc 13200 Arles**

**Prénom et nom : Tristan David**  
**Fonction ou mission : stagiaire**  
**Email :**  
**Adresse : La Tour du Valat. Le Sambuc 13200 Arles**

Les correspondants

---

**Onema : Marie-Claude Ximénès, chargée de mission eaux littorales [marie-claude.ximenes@onema.fr](mailto:marie-claude.ximenes@onema.fr)**  
**Référence du document :**

**Partenaire : Valérie Derolez, Ifremer LER/LR Sète, [vderolez@ifremer.fr](mailto:vderolez@ifremer.fr)**  
**Anaïs Giraud, AERM&C, [anaïs.GIRAUD@eaurmc.fr](mailto:anaïs.GIRAUD@eaurmc.fr)**  
**Référence du document :**

**[Autres renseignements nécessaires à la mise sur le Portail « les documents techniques sur l'eau », à renseigner si possible]**

<b>Droits d'usage :</b>	<i>accès libre</i>
<b>Couverture géographique :</b>	<i>Languedoc-Roussillon et PACA</i>
<b>Niveau géographique [un seul choix] :</b>	<i>régional</i>
<b>Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] :</b>	<i>experts</i>
<b>Nature de la ressource [plusieurs choix possibles] :</b>	<i>document</i>

**TITRE : ETUDE PILOTE POUR UNE EVALUATION DE L'ETAT DES MACROPHYTES DES LAGUNES  
MEDITERRANEENNES OLIGO ET MESO-HALINES**

**STATUT DU DOCUMENT : RAPPORT FINAL**

**AUTEURS: PATRICK GRILLAS & TRISTAN DAVID**

SOMMAIRE

<b>Résumé .....</b>	<b>4</b>
<b>Abstracts .....</b>	<b>5</b>
<b>Synthèse pour l'action opérationnelle .....</b>	<b>6</b>
<b>Corps du document .....</b>	<b>10</b>

**TITRE : ETUDE PILOTE POUR UNE EVALUATION DE L'ETAT DES MACROPHYTES DES LAGUNES  
MEDITERRANEENNES OLIGO ET MESO-HALINES**

**AUTEURS: PATRICK GRILLAS & TRISTAN DAVID**

## RESUME

L'objectif de ce travail était de définir et tester un protocole d'évaluation de l'état écologique des lagunes oligo et méso-halines (au sens de la Directive Cadre sur l'Eau) en se basant sur les herbiers de « macrophytes ». Ce protocole devait être compatible avec ceux développés respectivement par l'IFREMER pour les lagunes salées et par le CEMAGREF (Bordeaux-Cestas) pour les masses d'eaux douces. Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un contrat sous la coordination de l'Agence de l'Eau et de l'IFREMER, avec le partenariat du CEMAGREF Bordeaux.

Le protocole a été testé sur 4 lagunes sur la côte méditerranéenne française couvrant une diversité de situations, notamment de pression anthropique: les étangs de Scamandre et de Charnier dans le Gard, de la Grand Palun sur le domaine de la Palissade (Arles), et de Bolmon (Berre). Le protocole combinait deux types de stations de mesure : des stations de pleine eau et des stations littorales. Les stations de pleine eau (1 pour 100 ha pour les lagunes de surface égale ou supérieure à 1000 ha et 1 point pour 50 ha pour les lagunes de taille inférieure) étaient distribuées de façon systématique (grille). La position des stations littorales (1 par type de rive, soit 3 au maximum) était définie de façon aléatoire. La végétation était caractérisée sur chaque station par l'abondance (semi-quantitative) par espèce sur des prélèvements (30) réalisés au moyen d'un râteau muni d'un manche télescopique. Les héliophytes et les plantes inféodées aux zones humides présentes sur une bande de 1 m vers la berge au delà de la limite des eaux étaient notées également et leur abondance estimée. La nature du substrat, la salinité et la transparence de l'eau étaient également notées ainsi que la profondeur maximale de colonisation par les macrophytes sur chaque station.

Le recouvrement et la richesse spécifique de la végétation étaient faibles sur chacune des lagunes étudiées. Les valeurs de diversité et d'équirépartition avaient peu de signification du fait de richesses faibles. Les abondances des macrophytes les plus fortes ont été trouvées sur l'étang de Charnier et les plus faibles sur le Scamandre pour les stations de pleine eau. Pour les stations littorales, les abondances les plus fortes ont été trouvées sur l'étang de la Grand-Palun et les plus faibles sur le Bolmon.

Les espèces dominantes dans les 4 lagunes sont caractéristiques des eaux meso- à eutrophes et tolérantes à des niveaux de pollution élevés (par ex. *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*). Ce sont des espèces adaptées aux conditions difficiles de ces lagunes caractérisées par des salinités fluctuantes et de faibles transparences. Elles ont une faible valeur indicatrice sur la qualité de l'eau mais les espèces compagnes apportent une information supplémentaire. De même la végétation des rives des lagunes ne semble pas posséder une valeur indicatrice pour la qualité de la lagune mais permettrait de caractériser la pression anthropique au travers de la pression d'aménagement des berges.

Les résultats sur les caractéristiques des herbiers ne sont pas totalement en cohérence avec le degré d'anthropisation des lagunes ou avec la qualité de l'eau. La lumière semble être le facteur le plus important qui conditionne la distribution des espèces. La turbidité naturelle des eaux est souvent élevée dans les lagunes oligo-halines du fait de la faible granulométrie du sédiment et de son comportement physique dans des eaux peu salées, renforcés par la faible profondeur et le régime de vent. Cette turbidité naturelle élevée limite la valeur indicatrice des macrophytes.

### **Mots clés (thématique et géographique)**

Lagunes méditerranéennes, macrophytes, salinité, indicateur, Bolmon, Scamandre, Charnier, Grand-Palun

**TITRE: PILOT STUDY FOR THE USE OF MACROPHYTES FOR AN ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF OLIGO- AND MESO-HALINE MEDITERRANEAN LAGOONS.**

**AUTEURS: PATRICK GRILLAS & TRISTAN DAVID**

## ABSTRACTS

The aim of this project was to develop and test a protocol based on submerged macrophyte beds for the assessment of the ecological status of oligo- and meso-haline lagoons (as defined in the Water Framework Directive). This protocol needs to be compatible with those developed by IFREMER and CEMAGREF-Bordeaux respectively on saline lagoons and freshwater bodies. This project was implemented in the framework of a contract involving IFREMER and CEMAGREF and coordinated by Agence de l'Eau.

The protocol was tested on 4 lagoons along the French Mediterranean coast covering a wide range of situations, notably of anthropogenic pressure: Scamandre and Charnier in the Gard Department, the Grand Palun on La Palissade estate (Arles) and Bolmon (Berre). The protocol includes 2 types of monitoring sites: open water sites and shore sites. The open water monitoring sites were distributed in a systematic way according to a grid (1 monitoring site per 100ha for large lagoons, i.e above 1000ha and 1 monitoring site / 50ha for smaller lagoons). The location of the shore monitoring sites was randomly selected (one per type of shore, thus maximum 3 shore monitoring sites). The vegetation was described on each site by the abundance (in a semi-quantitative way) of species on 30 sampling points per site using a rake fitted on a telescopic handle. The helophytes and wetland plants species that were present on 1m strip beyond water edge were listed and their abundance estimated. The type of substrate, the salinity and transparency of water were also measured along with the maximum water depth at which macrophytes were present on each monitoring sites.

The cover and the species richness of the vegetation were low in all the studied lagoons. The values of diversity and equitability had little meaning as a result of the low species richness. The higher abundances of macrophytes beds for open water sites were found on the Charnier and the lowest on the Scamandre lagoons. Considering shore sites, the higher abundances were found on Grand Palun and the lowest on Bolmon. The dominant species in the 4 lagoons are characteristic of mesotrophic to eutrophic waters and tolerate high levels of pollutions (e.g. *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*). They are well adapted to the harsh ecological conditions met in these lagoons, especially fluctuating salinity and low transparency of water. They show a low indicative value for water quality but the other species present in the communities bring additional information. Similarly, the shore vegetation of the lagoons do not show an indicative value for the status of the lagoon but contributes to the assessment of the anthropogenic pressure through man transformation of the shore.

The results show that the characteristic of the macrophyte beds are not fully consistent with the level of human pressure on the lagoon or with water quality. Light is probably an important factor with controls the distribution of species. The water turbidity in oligo-halines lagoons is often naturally high as a result of small grain size of sediment and its physical behavior in waters at low salinity. This is reinforced by the shallow depth of water bodies and the wind regime. This naturally high turbidity reduces the indicative value of macrophyte beds.

Key words (thematic and geographical area)

---

Mediterranean lagoons, macrophyte beds, salinity, indicator, Bolmon, Scamandre, Charnier, Grand-Palun

**TITRE : ETUDE PILOTE POUR UNE EVALUATION DE L'ETAT DES MACROPHYTES DES LAGUNES  
MEDITERRANEENNES OLIGO ET MESO-HALINES**

**AUTEURS: PATRICK GRILLAS & TRISTAN DAVID**

## SYNTHESE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE

**[4 pages maximum]**

### 1. Contexte général

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) préconise, pour l'évaluation de l'état écologique des eaux de transition, de se baser sur les paramètres biologiques, la composition et l'abondance du phytoplancton, la composition et l'abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton), la composition et l'abondance de la faune benthique invertébrée ainsi que la composition, l'abondance et la structure de l'âge de l'ichtyofaune. La notion d'état de référence, correspondant à des milieux non ou faiblement perturbés, est essentielle dans le processus d'évaluation. La salinité est un facteur environnemental déterminant qui influence la structure et le fonctionnement biologique des lagunes ; les lagunes sont classiquement classées selon ce facteur. Dans ce contexte, pour l'évaluation de l'état écologique des lagunes, Ifremer a proposé, en s'appuyant sur la typologie proposée dans le cadre des groupes d'intercalibration méditerranéens, de distinguer plusieurs types en fonction de leur salinité, dont les lagunes oligo- et méso haline, caractérisées respectivement par des taux de salinité compris entre 0,5 et 5 PSU et entre 5 et 18 PSU.

L'objectif de ce travail était de définir et tester un protocole d'évaluation de l'état des macrophytes des lagunes oligo et méso-halines, au sens de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Le protocole pour les macrophytes dans les lagunes oligo-et méso-halines devait être compatible avec ceux développés respectivement par l'IFREMER pour les lagunes salées et par le CEMAGREF (Bordeaux-Cestas) pour les masses d'eaux douces. Les deux méthodologies ont en commun une approche statistique de l'échantillonnage et un nombre croissant d'échantillons avec la surface des masses d'eau. Elles diffèrent cependant sur des points importants, notamment la répartition spatiale des échantillons et les méthodes de mesure de la végétation macrophytique. Ces différences s'expliquent largement par les caractéristiques physiques et biologiques des différentes masses d'eau. Dans les masses d'eau douce, parfois profondes et souvent riches en espèces, le protocole du CEMAGREF porte une attention principale sur les zones littorales où se rencontrent les plus grandes densités d'herbiers et les plus grandes richesses spécifiques et la mesure de la végétation se fait au moyen de prélèvements standardisés depuis le bateau (râteau ou grappin). Dans les lagunes salées, souvent peu profondes, le protocole de l'IFREMER répartit les échantillons régulièrement selon une grille et la mesure de la végétation se fait par observation, de préférence en plongée.

Quatre lagunes ont été sélectionnées sur la côte méditerranéenne française de façon à couvrir une diversité de situations, notamment de pression anthropique : les étangs de Scamandre et de Charnier (appartenant à l'éco complexe fluvio-lacustre de Camargue gardoise), l'étang de la Grand Palun sur le domaine de la Palissade (Arles), et l'étang de Bolmon, au sud-est l'étang de Berre. L'étang de Bolmon est de loin le plus anthropisé et soumis à des apports constants de polluants (contamination chimique et biologique via la Cadière, le canal du Rove et la résurgence de la nappe phréatique de Marignane). La Grand Palun présente une anthropisation faible. Les étangs de Scamandre et de Charnier présentent un degré d'anthropisation intermédiaire aux deux autres lagunes.

## 2. Principaux résultats

### 2.1 Protocole

Un protocole a été développé, testé sur les 4 lagunes, combinant les approches du CEMAGREF sur les masses d'eau douce et celle de l'IFREMER sur les lagunes salées. Ce protocole a été légèrement modifié au vu des résultats acquis. Le protocole finalisé comprend :

- Des stations de pleine eau selon un échantillonnage systématique (grille) avec un nombre de points variable avec la surface de la lagune : 1 échantillon par 100 ha pour les grandes lagunes (>1000 ha) et 1 ech./50 ha pour les lagunes plus petites (<1000 ha).
- Des stations littorales linéaires (transects) tirées au hasard sur chaque type de rive selon une typologie simplifiée à partir de celle du CEMAGREF. Trois types de rives sont distingués : rives totalement naturelles, rives faiblement anthropisées (aménagements en terre et végétalisées) et rives fortement aménagées (en dur) et non végétalisées. Au moins 2 stations par type de rive sont nécessaires et au moins 4 stations par lagune. Ces stations littorales comprennent (1) un transect de la berge vers le centre de la lagune et (2) une description de la végétation de la rive.
- Sur chaque station (littorale ou de pleine eau), la végétation était mesurée au moyen d'un râteau sur 30 points distribués le long d'un transect ; l'abondance de chaque taxon était notée entre 0 et 5.

### 2.2 Utilisation des herbiers pour la caractérisation des lagunes

#### 2.2.1 Structure des communautés de macrophytes

Des indicateurs ont été définis à partir des relevés de végétation sur les lagunes et appliqués aux stations de pleine eau et littorales : la richesse spécifique, la fréquence de contact (le recouvrement des macrophytes mesuré comme le pourcentage de points sur lesquels les macrophytes étaient présents), la diversité (Shannon) et l'équitabilité (ou équirépartition). Ont été également notés l'abondance maximum et minimum des macrophytes par station (abondance mesurée comme la somme des abondances par point avec une valeur maximale de 30 points  $\times 5 = 150$ ).

Aucun de ces indicateurs ne montrait de patron clair et cohérent avec la pression d'anthropisation ou la qualité de l'eau des lagunes (analyses physico-chimiques).

- La richesse spécifique était très faible et peu différenciée entre les lagunes ; elle était comprise entre 1 et 3 espèces pour les stations de pleine eau et entre 3 et 4 espèces pour les littorales. La richesse était similaire entre le Bolmon, la lagune la plus dégradée et la Grand Palun a priori avec la meilleure qualité de l'eau.
- La fréquence de contact des macrophytes sur les stations de pleine eau était très variable entre lagunes et au sein de chaque lagune. Le recouvrement des macrophytes était très faible dans le Scamandre (7%), intermédiaire sur la Grand Palun et le Bolmon (28%) et plus forte sur la Charnier (64%). Les fréquences de contact étaient généralement plus fortes sur les stations littorales (entre 50 et 67%) sauf sur le Bolmon où elle était très faible (7%).
- Les abondances maximales (par échantillon) varient entre 11 et 51 pour les stations de pleine eau et entre 8 et 65 pour les stations littorales (pour une valeur maximale de 150). Les abondances minimales varient entre 0 et 7 pour les stations de pleine eau et entre 0 et 27 pour les littorales. Ces abondances caractérisent des macrophytes jamais denses et variables dans l'espace. L'abondance des macrophytes par station était négativement corrélée à la profondeur de l'eau sur les étangs de Scamandre, de Charnier et de la Grand Palun.
- Les indices de Shannon et d'équirépartition donnent des résultats similaires et peu exploitables du fait des faibles richesses spécifiques. Ils ne montrant aucun patron clair aussi bien entre lagunes qu'entre les stations littorales et de pleine eau.

#### 2.2.2 Valeur indicatrice des espèces

Sur les quatre lagunes étudiées, seules 3 espèces contribuaient pour plus de 10% à la végétation : *Potamogeton pectinatus* dominait dans 3 lagunes, *Myriophyllum spicatum* dominait dans l'étang de Charnier et *Potamogeton crispus* était co-dominant sur le Scamandre. Ces trois espèces sont



caractéristiques d'eau mésotrophes à eutrophes, *P. pectinatus* étant largement plus tolérant à la salinité que les deux autres espèces.

Les autres espèces rencontrées étaient:

- \* Bolmon : *Ulva lactuca* (8%) et des tapis de cyanobactéries (3%)
- \* Palun : *Chaetomorpha linum* (5%)
- \* Scamandre : *Chara aspera* (1%)
- \* Charnier : *Chara aspera* (4%) et *Ceratophyllum demersum* (1%)

Les faibles abondances de ces taxons rendent délicate leur interprétation. Cependant, *Ulva lactuca* et les tapis de cyanobactéries caractérisent bien une lagune hyper-eutrophe (Bolmon). *Chaetomorpha linum* est une caractéristique des lagunes saumâtres (Palun). *Chara aspera* caractérise des eaux riches en lumière : sa localisation en faible abondance exclusivement en périphérie du Scamandre et du Charnier est peu significative. De même la présence de *Ceratophyllum demersum*, une espèce des eaux eutrophes calmes est peu significative et suggère la proximité d'un canal d'eau douce.

Les espèces dominantes dans les quatre lagunes ont une faible valeur indicatrice pour la qualité de l'eau. Elles sont tolérantes à des niveaux trophiques élevés à très élevés mais se rencontrent également dans des milieux non ou faiblement anthropisés. Leur présence dans les lagunes oligo halines s'explique par leur grande tolérance à des eaux turbides, à la salinité (toutefois variable entre espèces) et aux fluctuations de ces facteurs dans le temps.

### 2.2.3 La végétation des berges

Au total 26 espèces ont été trouvées sur les berges des 4 lagunes avec un nombre par lagune variant de 6 (Palun) à 17 (Charnier). Les espèces sont principalement du cortège de la roselière avec *Phragmites australis* largement dominante (35 à 48% du recouvrement) accompagné par *Tamarix gallica* (6-17%), *Calystegia sepium* (0-17%), *Juncus maritimus* (0-20%). Les halophytes sont parfois présentes mais en faible abondance (*Arthrocnemum fruticosum* : 0-2% ; *Halimione portulacoides* 0-8%). Les espèces exotiques sont présentes surtout avec *Baccharis halimifolia* sur la Grand Palun (18%) et Charnier (5%) où elles représentent des menaces importantes. Sont également présentes *Arundo donax* (Bolmon) et *Aster squamatus* (Scamandre).

Aucune relation n'a pu être établie entre la pression anthropique sur les lagunes et la structure ou la composition spécifique de la végétation des berges. La richesse est généralement faible avec une dominance des grandes héliophytes et du roseau en particulier. Les espèces exotiques, souvent plus fréquentes ou plus abondantes sur les milieux perturbés ne sont pas clairement associées à des perturbations sur les lagunes étudiées. *Baccharis halimifolia* est plus abondante à la Grand Palun, à proximité du foyer initial de colonisation (Fos/mer) et au Charnier où elle fait l'objet de mesures de contrôle de ses populations. Les autres espèces sont peu abondantes et non significatives.

### 2.2.4 Conclusions générales

Les caractéristiques des macrophytes et de la végétation rivulaire ne sont pas en cohérence avec le gradient d'anthropisation représenté par les 4 lagunes étudiées suggérant une valeur indicatrice faible de la végétation aquatique. La composition spécifique et la structure de la végétation sont similaires dans les quatre lagunes. Sur les lagunes étudiées, la lumière semble être le facteur le plus important qui conditionne la distribution des espèces (relations entre l'abondance des macrophytes et la profondeur d'eau).

La valeur indicatrice des macrophytes est généralement liée à une diminution de la transparence de l'eau sous les effets de l'eutrophisation (concentrations de phytoplancton dans la colonne d'eau). La situation est moins simple dans les lagunes oligo-halines où la turbidité de l'eau peut être d'origine minérale (argiles en suspension). La turbidité tend à diminuer rapidement lorsque la salinité augmente avec des effets de seuils complexes liés à la granulométrie des argiles et aux caractéristiques physico-chimiques du milieu. Les causes naturelles de turbidité sont ainsi confondues avec celles liées à la dégradation de l'eau. Une analyse historique avec des états de référence par lagune peuvent permettre de contourner cette difficulté si les conditions de salinité sont restées identiques.



Des travaux complémentaires seraient nécessaires pour couvrir une gamme plus large de lagunes et de conditions environnementales et pour évaluer les variations interannuelles du recouvrement et de la composition spécifique des macrophytes.

**Pour en savoir plus :**

- Charpentier A., P. Grillas, F. Lescuyer, E. Coulet & I. Auby, 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* community over a period of fluctuating salinity in a shallow coastal lagoon, southern France. *Estuarine, Coastal & Shelf Sciences* 64: 307-315.
- Dutartre, A., Bertrin, V., 2009. Méthodologie d'étude des macrophytes en plans d'eau. Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Cemagref, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Version 3.2, 28p.
- Pont, D. & Barroin, G. 1993. Expertise écologique de l'étang de Bolmon en vue de sa réhabilitation. Rapport final. Laboratoire d'écologie des systèmes fluviaux. SIBOJAÏ, Fr., 348p.
- Tomàs Vives P. (ed). 1996. Suivi des Zones Humides Méditerranéennes : Guide méthodologique. Publication MedWet ; wetlands International, Slimbridge, RU et ICN, Lisbonne, Portugal. 150 pp.
- Tournoud, M. G., Chevereau, G., Scerci, F. & Mazoyer, C. 2001. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. 1 : Les eaux. Région Languedoc Roussillon Montpellier (FRA) 188p ill.
- Van Wijck, C., Grillas, P., Jan de Groot, C. & Tan Ham, L. 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (Southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio* 113 : 171-180.

Site internet du Service d'Administration National des Données et Référentiels sur l'Eau:

<http://sandre.eaufrance.fr>

Site internet des Programmes de surveillance de l'eau en France :

[http://www.surveillance.eaufrance.fr/eaux-de-surface/site/FRDT15c\\_1/](http://www.surveillance.eaufrance.fr/eaux-de-surface/site/FRDT15c_1/)

[Grillas@tourduvalat.org](mailto:Grillas@tourduvalat.org)

**Les auteurs remercient l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (partenariat ONEMA – Ifremer 2010) pour sa participation. Ce travail a bénéficié de l'assistance de l'IFREMER et du CEMAGREF et plus particulièrement celle de MMs Alain Dutartre et Vincent Bertrin qui nous ont fait bénéficier de leur matériel de terrain ainsi que de leurs compétences technique et scientifique.**

**ETUDE PILOTE POUR UNE EVALUATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES MACROPHYTES DES LAGUNES  
MEDITERRANEENNES OLIGO ET MESO-HALINES**

**PATRICK GRILLAS & TRISTAN DAVID**

## **1. Introduction**

### **1.1. Cadre de l'étude**

Cette étude est menée dans le cadre de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). La Directive Cadre sur l'Eau est une directive du Parlement européen qui établit un cadre juridique visant à protéger et restaurer la salubrité de l'eau dans l'ensemble de l'Europe et en assurer une utilisation écologiquement viable à long terme (DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000) qui :

- a) « prévienne toute dégradation supplémentaire, préserve et améliore l'état des écosystèmes aquatiques ainsi que, en ce qui concerne leurs besoins en eau, des écosystèmes terrestres et des zones humides qui en dépendent directement » ;
- b) « promeuve une utilisation durable de l'eau, fondée sur la protection à long terme des ressources en eau disponibles. »

Elle s'applique pour les eaux de surface, souterraines et intérieures ainsi que pour les rivières, lacs, eaux de transition, eaux côtières, masses d'eau artificielles, masses d'eaux fortement modifiées, masses d'eaux de surface, aquifères, masses d'eaux souterraines, et bassins hydrographiques. Elle synthétise et simplifie toutes les directives concernant les eaux continentales et maritimes qu'elles soient douces, saumâtres ou salées. Elle y ajoute les thématiques de l'aménagement du territoire et de l'économie dans la politique de l'eau.

Les masses d'eau de type « milieux de transition » correspondent à une assez grande variété de milieux d'interface entre les eaux marines et continentales: estuaires de toutes tailles, deltas, lagunes littorales et marais littoraux saumâtres (Lobry *et al.*, 2003). La DCE propose de fonder la typologie des eaux de transition sur la salinité, le marnage, le mélange, le pourcentage de la masse d'eau couvert par la zone intertidale, le débit, la surface du bassin versant, la surface de l'estuaire et la turbidité (Circulaire DCE n°2005-11). Les lagunes méditerranéennes françaises appartiennent actuellement à un type unique, mais un découpage selon la salinité moyenne annuelle est proposé pour la macrofaune benthique dans le cadre du groupe d'intercalibration européen.

L'état écologique des masses d'eau de transition est évalué à partir de l'état chimique, le potentiel écologique et l'état quantitatif des masses d'eau (Encadré 1). Pour l'évaluation de l'état écologique des eaux de transition à partir de paramètres biologiques, la DCE préconise de se baser sur la composition et l'abondance du phytoplancton, de la flore aquatique (autre que le phytoplancton), de la faune benthique invertébrée ainsi que la composition, l'abondance et la structure de l'âge de l'ichtyofaune.

Des critères d'évaluation de l'état écologique des masses d'eaux de transition ont également été définis dans la DCE (Encadré 2). Une masse d'eau est considérée comme impactée si l'on constate un changement d'état ou si l'on prévoit une évolution défavorable par rapport à l'état de référence adéquat. La notion d'état de référence, correspondant à des milieux non ou faiblement perturbés, est essentielle dans le processus d'évaluation. L'évaluation est en effet basée sur des indicateurs de bon état écologique.

La mise en œuvre de la DCE est pilotée par l'Agence de l'Eau et les DIREN au niveau de chaque bassin hydrographique. En Méditerranée, Ifremer est en charge de l'évaluation de l'état écologique des eaux côtières et de transition, qui se fait dans le cadre d'un plan de gestion d'une durée de 6 ans. Compte tenu de la diversité des lagunes et de la difficulté à trouver des indicateurs communs pertinents, Ifremer s'appuie sur la proposition du groupe d'intercalibration méditerranéen pour distinguer plusieurs types de lagunes sur la base de leur salinité. En particulier, des adaptations des outils d'évaluation des macrophytes et de la macrofaune benthique aux lagunes "dessalées" apparaissent nécessaires pour la mise en œuvre de la DCE en Méditerranée, du fait de leurs caractéristiques biologiques originales.

L'objectif des travaux présentés dans ce rapport sont : i) l'élaboration d'une liste taxonomique pour les espèces spécifiques aux lagunes "dessalées", ii) une réflexion sur les évolutions envisageables du protocole d'échantillonnage actuel, les indicateurs et grilles de qualité.

**Encadré 1.** Classification de l'état écologique en général pour les eaux de transition (DIRECTIVE 2000/60/CE) :

Très bon état : Pas ou très peu d'altérations anthropogéniques des valeurs des éléments de qualité physico-chimiques et hydro-morphologiques applicables au type de masse d'eau de surface par rapport aux valeurs normalement associées à ce type dans des conditions non perturbées. Les valeurs des éléments de qualité biologique pour la masse d'eau de surface correspondent à celles normalement associées à ce type dans des conditions non perturbées et n'indiquent pas ou très peu de distorsions. Il s'agit des conditions et communautés caractéristiques.

Bon état : Les valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface montre de faibles niveaux de distorsion résultant de l'activité humaine, mais ne s'écartent que légèrement de celles normalement associées à ce type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.

Etat moyen : Les valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface s'écartent modérément de celles normalement associées à ce type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées. Les valeurs montrent des signes modérés de distorsion résultant de l'activité humaine et sont sensiblement plus perturbées que dans des conditions de bonne qualité.

Etat médiocre : Les eaux montrant des signes d'altérations importantes des valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface et dans lesquelles les communautés biologiques pertinentes s'écartent sensiblement de celles normalement associées au type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.

Etat mauvais : Les eaux montrant des signes d'altérations graves des valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface et dans lesquelles font défaut des parties importantes des communautés biologiques pertinentes normalement associées au type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.

**Encadré 2.** Définition des états écologiques en ce qui concerne les angiospermes des eaux de transition (DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000) :

Très bon état : La composition taxinomique correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Pas de modification détectable dans l'abondance des angiospermes par suite d'activité anthropogénique.

Bon état : Légères modifications dans la composition des taxa d'angiospermes par rapport aux communautés caractéristiques. L'abondance des angiospermes montre de légers signes de perturbation.

Etat moyen : La composition des taxa d'angiospermes diffère modérément de celle des communautés caractéristiques et est sensiblement plus perturbée que dans le bon état. Écarts modérés dans l'abondance des taxa d'angiospermes.

Etat médiocre : eaux montrant des signes d'altérations importantes des valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface et dans lesquelles les

communautés biologiques pertinentes s'écartent sensiblement de celles normalement associées au type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.

Etat mauvais : eaux montrant des signes d'altérations graves des valeurs des éléments de qualité biologiques applicables au type de masse d'eau de surface et dans lesquelles font défaut des parties importantes des communautés biologiques pertinentes normalement associées au type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.

## **1.2. Les lagunes méditerranéennes**

Situées à l'interface entre les milieux marins et terrestres, les lagunes méditerranéennes sont des plans d'eau littoraux, séparés de la mer par un cordon littoral (lido) et alimentées en eau douce par les apports du bassin versant. Les lagunes sont le plus souvent ceinturées de zones humides (marais, sansouires, ...) formant des « complexes lagunaires ». Nées majoritairement de l'isolement d'une masse d'eau marine par accumulation de sable et de galets apportés par les fleuves et les rivières, les lagunes méditerranéennes sont de profondeur et fonctionnement hydrologique différents selon leur origine (Millet, 1986). Les lagunes d'origine sédimentaire sont de faible profondeur (de l'ordre du mètre). Des lagunes correspondant à des reliefs noyés (tectoniques) sont souvent caractérisées par de plus grandes profondeurs (4 à 6 m), par exemple Berre et Thau (Tournoud, 2001).

Les lagunes sont réparties de manière hétérogène sur le littoral méditerranéen, essentiellement localisées de la Camargue au Roussillon. On dénombre une trentaine de lagunes ou complexes lagunaires sur le littoral méditerranéen continental français (non compris la Corse), ce qui représente une superficie de plus de 100 000 ha. 36 masses d'eau de transition ont été identifiées sur la façade méditerranéenne incluant 33 lagunes, les 2 bras du Rhône et le Delta du Rhône.

### La salinité :

La salinité est le premier facteur environnemental qui influence la structure et le fonctionnement biologique des lagunes qui sont classiquement classées selon ce critère (Tableau 1, Venise Symposium, 1959). Les lagunes oligo halines et méso-halines sont caractérisées respectivement par des taux de salinité compris entre 0,5 et 5 PSU et entre 5 et 18 PSU.

**Tableau 1.** Classification des lagunes en fonction de la salinité (Tournoud, 2001)

Salinité (PSU)	0,5	5	18	30	38	
Type	Limnique	oligohalin	mésohalin	polyhalin	euhalin	hyperhalin

La salinité des lagunes diffère en fonction des bilans d'entrée d'eau douce et de sel, notamment de l'intensité et de la direction des communications hydrauliques avec la mer et de l'importance des apports du bassin versant. Elle varie également dans l'espace en relation avec l'influence respective des eaux douces et marines ; elle varie au cours du temps à la suite d'évènements climatiques ponctuels (vent, hauteur de la mer, ..), en fonction de la saison et des bilans pluie – évapotranspiration (Tournoud, 2001), et avec la gestion (par exemple rejets agricoles, ouvrages de communication avec la mer). Les variations spatiales et intra annuelles de la salinité sont généralement de moindre importance par rapport aux variations entre lagunes (typologie).

## **1.3. Les macrophytes**

Au sens de la norme CEN EN 15460 : 2007, les macrophytes sont toutes les plantes aquatiques facilement visible à l'œil nu, incluant les plantes vasculaires, les bryophytes, les algues characées et plus généralement les formes macroscopiques d'algues. Ce terme inclut les macrophytes poussant dans les eaux et dans la zone de marnage, comprenant hydrophytes, hélrophytes, amphiphytes et les espèces de la zone supra littorale (Dutartre & Bertrin 2009). La majeure partie de ces plantes est directement identifiable sur le terrain.

Les macrophytes jouent un rôle prépondérant dans le fonctionnement des zones humides. Parmi les peuplements de macrophytes, les herbiers de phanérogames (zostères, ruppia,...) jouent un rôle central dans le fonctionnement de la lagune. Par leur simple présence physique, ils favorisent la sédimentation et limitent la remise en suspension du sédiment sous l'effet des vagues (Tournoud, 2001). Ils jouent également un rôle biologique important par leur productivité primaire, servent de site de ponte pour la faune, d'abri pour les juvéniles de poissons et les invertébrés, ....

Les macrophytes sont largement pris en compte dans l'évaluation des eaux courantes et stagnantes françaises, en application de la DCE (Mouronval & Baudoin, 2010). Les macrophytes constituent un des meilleurs indicateurs de l'état de conservation des lagunes (FOGEM, 2005). En effet, certaines espèces sont très sensibles aux perturbations anthropiques des milieux par exemple *Ranunculus circinatus* dans les eaux douces ou *Zostera noltii* dans les lagunes salées. D'autres comme *Spirodela polyrhiza* ou *Ulva lactuca* sont au contraire caractéristiques des milieux impactés (Dutartre, 2006).

La gamme de salinité rencontrée dans les lagunes oligo et méso-halines est intermédiaire entre les eaux douces et les eaux marines. Des espèces à affinité marines telle que *Zostera noltii* ou *Ruppia cirrhosa* sont susceptibles de s'y développer ainsi que des espèces d'eau douce. Un grand nombre d'espèces d'eau douce sont susceptibles d'être présentes dans le bas de la gamme de salinité (0.5-3 PSU) mais la plupart sont rapidement limitées à l'exception de *Potamogeton pectinatus*.

Plusieurs espèces de phanérogames exotiques à caractère envahissant sont présentes sur une grande partie du territoire métropolitain. Ces espèces peuvent modifier le fonctionnement biologique de ces biocénoses et donc l'état des milieux. En ce qui concerne la région méditerranéenne, 5 espèces invasives sont susceptibles de coloniser les lagunes oligo et mésohalines : *Amorpha fruticosa*, *Baccharis halimifolia*, *Ludwigia peploides*, *Ludwigia grandiflora* et *Myriophyllum aquaticum*.

## **1.4. Objectifs**

L'objectif de ce travail était de développer et tester sur 4 lagunes un protocole qui permette d'évaluer l'état écologique des lagunes oligo et méso-halines sur la base des peuplements de macrophytes. Un travail similaire était mené en parallèle sur la faune benthique par le CEMAGREF d'Aix-en-Provence sur les mêmes sites sous la coordination générale de l'Agence de l'Eau et de l'IFREMER (Sète). Le protocole pour les macrophytes dans les lagunes oligo-et méso-halines devait être compatible avec ceux développés respectivement par l'IFREMER pour les lagunes salées et par le CEMAGREF (Bordeaux-Cestas) pour les masses d'eaux douces. Le protocole développé pour les lagunes oligo-et méso-halines s'appuie donc autant que possible sur les points communs de ces 2 protocoles.

## **2. Matériel et Méthodes**

### **2.1. Protocole pour la mesure de la végétation des lagunes**

#### **2.1.1. Comparaison des protocoles utilisés sur les lagunes salées (IFREMER) et les masses d'eau douce (Cemagref)**

Les 2 protocoles sont basés sur un échantillonnage de la végétation des masses d'eau. Ils diffèrent entre eux essentiellement dans les méthodes de sélection des stations de mesures (nombre et localisation) et dans les méthodes de mesure de la végétation sur chaque station. Ces différences peuvent dans une large mesure être expliquées par les caractéristiques physiques et biotiques des masses d'eau, notamment la transparence, la distribution spatiale de la végétation aquatique et



l'accessibilité de cette végétation (profondeur).

#### *Distribution et nombre de stations de mesure*

Dans les plans d'eaux douces, souvent profonds et à pentes fortes, la végétation macrophytique diminue rapidement de la berge vers le centre. La végétation littorale, et plus généralement l'occupation du sol des berges, sont considérés comme jouant un rôle potentiellement important dans la nature et l'abondance des macrophytes. Dans le protocole défini par le CEMAGREF (Dutartre & Bertrin, 2009), dérivé du protocole de Jensen (Jensen, 1977), l'étude de la végétation est ciblée sur les bordures. L'échantillonnage se fait sur des secteurs de rive, stratifié par type de rive (8 types de rives définis en fonction du degré d'artificialisation, de la végétation présente sur la rive et de la pente). Le nombre de stations (Unités d'Observation) augmente avec la taille de la masse d'eau : 5 à 7 U.O. pour 20 km de rive, 60 pour 200 km et 80 unités d'observations pour 273 km de rive avec un minimum de 3 unités d'observation pour les petits plans d'eau.

Dans les lagunes salées, les profondeurs sont généralement faibles et la végétation peut potentiellement coloniser la totalité de la surface. Le protocole défini par l'IFREMER vise à une couverture régulière de la lagune au moyen d'un maillage systématique ; les berges ne sont pas analysées (RSL, à paraître). La densité des stations varie avec la surface de la lagune : une station pour 50 ha pour les petites lagunes (surface inférieure à 1000 ha) et une station pour 100 ha pour les grandes lagunes (> 1000 ha).

#### *Méthodes de mesures de la végétation*

Dans les lagunes, l'observation des macrophytes peut se faire soit à pied ou depuis un bateau sans mise à l'eau dans les lagunes peu profondes (< 1,5 m), soit en plongée pour les zones plus profondes ou la turbidité est forte. La reconnaissance des espèces nécessite les compétences d'un spécialiste et se fait le plus souvent de retour au laboratoire (nécessité de faire des coupes transversales pour identifier beaucoup d'espèces).

Dans les lacs, la diversité de la végétation est grande et la détermination des espèces parfois délicate dans l'eau. La récolte de la végétation se fait à l'aide d'un grappin ou d'un râteau, selon la profondeur d'eau avec 30 points contacts effectués par transect.

#### *Les indicateurs*

Dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE sur les lagunes, les indicateurs définis par Ifremer sont la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces de référence estimée par leur recouvrement. Ces deux paramètres renseignent sur la composition des macrophytes. Le pourcentage de recouvrement moyen par les macrophytes renseigne quant à lui sur l'abondance des macrophytes. Sur les plans d'eau douce le CEMAGREF a développé des métriques d'abondance et de diversité des communautés végétales inspirées de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivières (IBMR) (<https://hydrobio-dce.cemagref.fr/en-cours-deau/macrophytes>). Cette métrique permet de caractériser le niveau trophique des plans d'eau. Elle prend en compte (1) la présence / absence des espèces, (2) l'abondance des espèces, (3) des cotes spécifiques (notes de 0 à 20) issues d'une table constituée à dire d'expert et (4) le pourcentage du type de rive sur l'ensemble du plan d'eau (Bertrin et al 2010)..

### 2.1.2. Protocole testé pour les lagunes oligo- et méso-halines.

Le protocole pour les lagunes oligo- et méso halines combine les deux approches développées respectivement pour les lagunes salées et pour les masses d'eau douce. La méthode de prélèvement est proche de celle utilisée pour les eaux douces car elle permet un échantillonnage depuis un bateau ; le recours à un plongeur est peu justifié dans le cas des lagunes oligo-halines du fait des conditions de mauvaise visibilité rencontrées. L'échantillonnage est basé sur deux types de stations : des stations de pleine eau et des stations littorales (le protocole détaillé est en Annexe 1). Cette option est justifiée par l'absence de patron évident de distribution spatiale des macrophytes dans ces plans d'eau de faible profondeur, par l'importance des formations littorales d'hélophytes dans le fonctionnement écologique, par les effets locaux potentiels induits par les aménagements éventuels des berges sur ces formations et par la recherche de compatibilité avec les protocoles existants.

#### *Sélection des stations de mesure*



Le nombre et le positionnement des stations de pleine eau et littorales sont déterminés sur la base d'un maillage régulier préétabli (échantillonnage régulier). On utilise pour cela une grille avec une maille de 1000 m de côté (100 ha) pour les grandes lagunes (de plus de 1000 ha) et de 700 m (49 ha) pour les lagunes de superficie inférieure. Cette grille systématique est positionnée sur la lagune de manière à obtenir un nombre maximal de stations potentielles réparties sur l'ensemble de la lagune :

- les stations de pleine eau sont situées au niveau des nœuds de la grille sur la surface du plan d'eau, soit 1 station/100 ha pour les grandes lagunes (>1000 ha) et 1 station/50 ha pour les plus petites (le nombre de stations ne pourra cependant pas être inférieur à 3 dans une lagune de moins de 250 ha).

- les stations littorales potentielles sont situées au croisement de la rive et de la grille, ces stations sont en grand nombre et un sous-échantillonnage stratifié par type de rive est nécessaire (1 station littorale par type de rive)

Les rives sont caractérisées selon une typologie simplifiée à partir de celle du CEMAGREF sur les plans d'eau douce (Dutartre & Bertrin 2009). Trois types de rives sont distingués en fonction de leur degré d'artificialisation :

- Rives naturelles (1) :** tous les types de rives naturelles (sans modification anthropique)  
**Rives artificielles (2) :** Zones de berges artificialisées et aménagées
- 2A :** aménagements en terre et couverts de végétation (entretien de la végétation rivulaire, zones déboisées, litière, etc.)
  - 2B :** aménagements en dur (ports, mouillages, jetées, marinas, docks, bateaux, décharge, remblais, murs, digues, revêtements artificiels, plages aménagées, chemins et routes, ouvrages hydrauliques, etc.)

La localisation de ces types sur le linéaire des rives de la lagune est réalisée à partir des documents cartographiques ou photographiques récents disponibles. Une reconnaissance spécifique sur le terrain et une observation directe de la nature des berges, depuis une embarcation sur le plan d'eau ou directement à pied depuis la rive lorsque l'accès y est possible depuis la terre, venant préciser et actualiser les éléments cartographiques ou iconographiques disponibles. Elle permet de valider éventuellement le positionnement envisagé des stations littorales ou de le modifier en fonction des observations. Elle pourra être réalisée préalablement aux campagnes spécifiques "macrophytes" ou en début de la campagne (Cemagref, 2007)

#### *Relevés de végétation sur les stations littorales*

L'échantillonnage se fait en bateau ou à pied dans le cas de lagunes peu profondes (<1,2m) à 2 personnes avec au moins une d'entre-elles formée à la reconnaissance des espèces. A partir du point sur la berge (limite de l'eau), un transect perpendiculaire à la berge de 30 m de long est réalisé à pied ou en bateau selon les conditions d'accès. Sur ce transect, si la transparence de l'eau est suffisante, 30 quadrats sont disposés (tous les mètres) pour évaluer la fréquence de la végétation macrophytique (présence/absence) et mesurer de l'abondance par espèce de la végétation avec une échelle de 1 à 5 (Recouvrement < 5% ; 5 < Recouvrement < 25% ; 26 < Recouvrement < 50% ; 51 < Recouvrement < 75% ; 76 < Recouvrement < 100%). Les espèces présentes dans une bande de 2 m de part et d'autre du transect et non trouvées sur les quadrats sont notées en « présence » seulement. Si la transparence de l'eau ne permet pas une observation visuelle directe, le protocole utilisé est celui des stations de pleine eau (30 points de mesure au moyen d'un râteau répartis le long du transect de 30m ; voir plus bas). La salinité et la profondeur de l'eau sont notées à l'extrémité du transect.

#### *Relevés de végétation sur les rives*

Les hélophytes et les plantes inféodées aux zones humides présentes sur une bande de 1 m vers la berge (10m de linéaire de rive) au delà de la limite des eaux sont notées également et leur abondance estimée (1 : recouvrement <5% ; 2 : recouvrement de 5 à 25% ; 3 : Recouvrement de 26 à 50%, 4 : recouvrement de 51 à 75%, 5 : recouvrement de 76 à 100%)

#### *Relevés de végétation sur les stations de pleine eau*

Au niveau de la station un point fixe est installé (ancre, piquet, ...). A partir de ce point, un transect de 30 m est établi dans une direction au hasard (dans le sens du vent pour plus de facilité). Sur ce

transect, 30 points de mesure des macrophytes (mesure avec un râteau) sont répartis tous les mètres sur une bande d'environ 4 m de large. Si les conditions de transparence des eaux le permettent, l'utilisation d'un bathyscope est possible pour l'observation des macrophytes sur la totalité de la bande (30x4m) et, le cas échéant, permet l'observation d'espèces non prélevées sur les points de mesure au râteau. La manipulation du râteau comporte au moins un tour complet sur lui-même au contact des fonds (surface échantillonnée : environ 0.10m<sup>2</sup> pour un râteau de 0.36m de largeur). L'abondance relative des taxons récoltés par ces prélèvements est évaluée pour chacun d'eux selon une gamme de 1 à 5, correspondant pour 1 à moins de 5 % de recouvrement du râteau et pour 5 à un râteau totalement couvert du taxon considéré (1 : quelques fragments de tiges/thalles, 2 : fragments fréquents ou rares pieds, 3 : fragments répartis sur l'ensemble de l'appareil, 4 : taxon abondant, 5 : taxon présent en grande quantité sur tout l'appareil). Si plusieurs taxons sont prélevés en même temps, l'abondance totale du prélèvement pourra dépasser 5 (quelques tiges/thalles de plusieurs taxons peuvent être accrochées en même temps qu'une espèce très abondante). A la fin de chaque profil, la profondeur maximale observée de colonisation par les macrophytes est notée.

Dans la mesure du possible, les stations choisies doivent être éloignées de 50 m au minimum des conformations "inhabituelles" des rives, telles que anses ou zones proches des débouchés des tributaires de la lagune. Ces zones particulières, voire marginales, constituent des habitats très souvent favorables au développement de plantes aquatiques. La réalisation des stations à leur niveau, si elle est effectuée de façon préférentielle, ne permettrait pas l'évaluation la plus objective de l'état écologique des peuplements de macrophytes à l'échelle de la lagune (Cemagref, 2009). Le point de départ et d'arrivée de chacun des transects fait l'objet d'un relevé GPS.

### 2.1.3. Métriques calculées

Pour chaque lagune ont été calculées les abondances totales par espèce (somme des abondances par station) et totale, la fréquence de végétation (mesurée comme le nombre de présence sur 30 points de mesure par station) par station et totale et la richesse spécifique par station et totale. La diversité de Shannon ( $H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2(N_i / N))$  avec  $N_i$  : abondance d'une espèce donnée,  $i$  allant de 1 à  $S$ ,  $S$  : nombre total d'espèces, et  $N$  : abondance cumulée des espèces) et l'indice d'équitabilité  $J$  de Pielou (1966)  $J = H' / \log_2 S$ , appelé également indice d'équirépartition (Blondel, 1979), qui représente le rapport de  $H'$  à l'indice maximal théorique dans le peuplement ( $H_{max}$ ). Ces indicateurs ont été calculés séparément pour les stations de pleine eau et les stations littorales.

Pour chaque lagune ont été calculées des métriques d'une part sur l'extension globale et l'abondance (densité) des herbiers de macrophytes submergées et d'autre part sur les richesses, diversités et abondances par espèce.

Pour l'extension et l'abondance des herbiers de macrophytes submergées ont été calculés :

- Le nombre de stations de pleine eau avec herbiers de macrophytes submergées
- La fréquence de contact avec la végétation pour les points de pleine eau, pour les points de rive et globalement l'ensemble (sans les points de rive)
- L'abondance des macrophytes, calculée par station comme la somme cumulée des abondances des espèces et pour la lagune comme la somme des abondances par station (littorales et de pleine eau). Une corrélation (linéaire) entre l'abondance des herbiers par station et la profondeur a été recherchée ainsi que la profondeur maximale de l'herbier.

Pour l'extension et l'abondance des herbiers de macrophytes submergées ont été calculés :

- la richesse spécifique par station et totale (stations littorales et de pleine eau).

- La diversité de Shannon ( $H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2(N_i / N))$  avec  $N_i$  : abondance d'une espèce donnée,  $i$  allant de 1 à  $S$ ,  $S$  : nombre total d'espèces, et  $N$  : abondance cumulée des espèces) a été calculée séparément pour les stations de pleine eau et les stations littorales et pour l'ensemble.
- l'indice d'équitabilité  $J$  de Pielou (1966)  $J = H' / \log_2 S$ , appelé également indice d'équirépartition (Blondel, 1979), qui représente le rapport de  $H'$  à l'indice maximal théorique dans le peuplement ( $H_{max}$ ). Cet indice a été calculé séparément pour les stations de pleine eau et les stations littorales et pour l'ensemble.

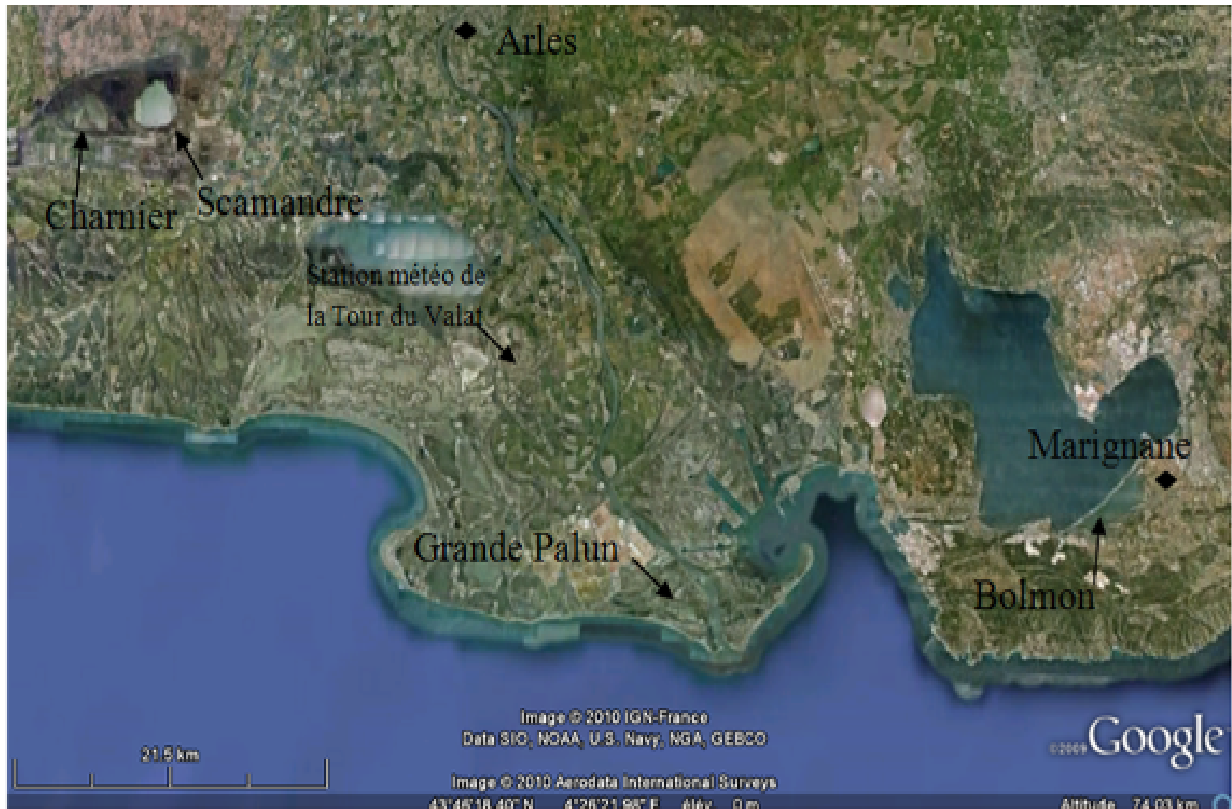
## **2.2. Les sites d'étude**

Quatre lagunes oligo- à méso-halines ont été sélectionnées (Figure 1) dans cette étude pilote afin de couvrir une diversité de situations et notamment d'anthropisation sur la côte méditerranéenne française:

- les étangs de Scamandre et de Charnier font partie de l'éco complexe fluvio-lacustre de Camargue gardoise aux pieds de la Costière du Gard.
- l'étang de la Grand Palun est situé sur le domaine de la Palissade, à l'embouchure du Rhône (Arles).
- L'étang de Bolmon borde au Sud-Est l'étang de Berre.

Leur sélection a été faite de façon à couvrir une diversité de situations sur la côte méditerranéenne française en minimisant les déplacements.

Les pressions anthropiques auxquelles sont soumises les lagunes sont contrastées. Les étangs de Scamandre et de Charnier dans un contexte de faible densité de population sont soumis à une pollution diffuse (drainage des terrains agricoles, des zones urbanisées, et indirectement les rejets des stations d'épuration et des caves vinicoles, BRL, 2002). L'étang de la Grand Palun, dans un espace naturel protégé est soumis à la pollution par les eaux du Rhône. L'étang de Bolmon est soumis à de fortes pressions anthropiques dans un contexte très urbanisé avec les villes de Vitrolles et de Marignane dans le bassin versant. L'étang de Bolmon est notamment le récepteur des eaux du bassin versant de la Cadière, petite rivière fortement polluée à son embouchure et très riche en éléments nutritifs. Elle conduit au Bolmon les effluents des stations d'épuration de Vitrolles et Les Pennes Mirabeau (Fogem 2005).



**Figure 1** : Localisation des 4 lagunes étudiées

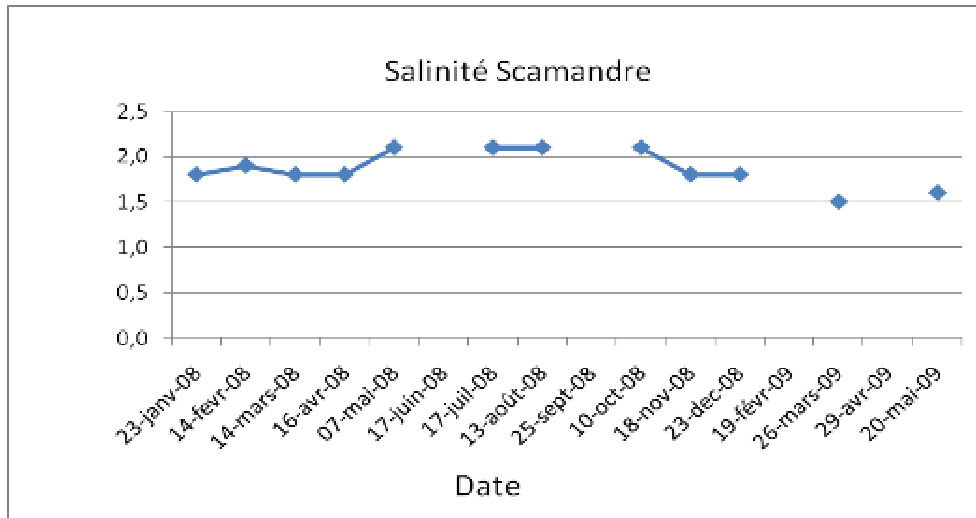
## 2.2.1. Etang de Scamandre

### 2.2.1.1. Caractéristiques physico-chimiques du Scamandre

L'étang de Scamandre est une lagune oligo-haline faisant partie de l'éco-complexe fluvio-lacustre de Camargue gardoise, incluant aussi les étangs du Crey et du Charnier. Le Scamandre est une lagune peu profonde avec une profondeur moyenne de 1,5m et une profondeur maximum de 2m. La surface de la lagune est de 600 ha et son volume d'eau est de 9 millions de m<sup>3</sup>. La salinité de l'étang depuis 2008 fluctue autour de 2, caractérisant une lagune oligohaline avec un niveau de salinité variable suivant les années en fonction des conditions climatiques, de la gestion hydraulique et du niveau de la nappe salée (Figure 2).

Les entrées et sorties d'eau de l'étang du Scamandre se font essentiellement à l'ouest par le canal de Capette via la roubine Z. Au Sud, le canal de Surville apporte des eaux de culture rizicole (surface drainée d'environ 250 ha). Des échanges peuvent avoir lieu aussi au Nord via des roubines avec le canal du Rhône à Sète (Aquascop, 2006). La température de cet étang peu profond évolue rapidement avec celle de l'air : 23 à 26 °C en été (août) et 2 à 3 °C en hiver (décembre).

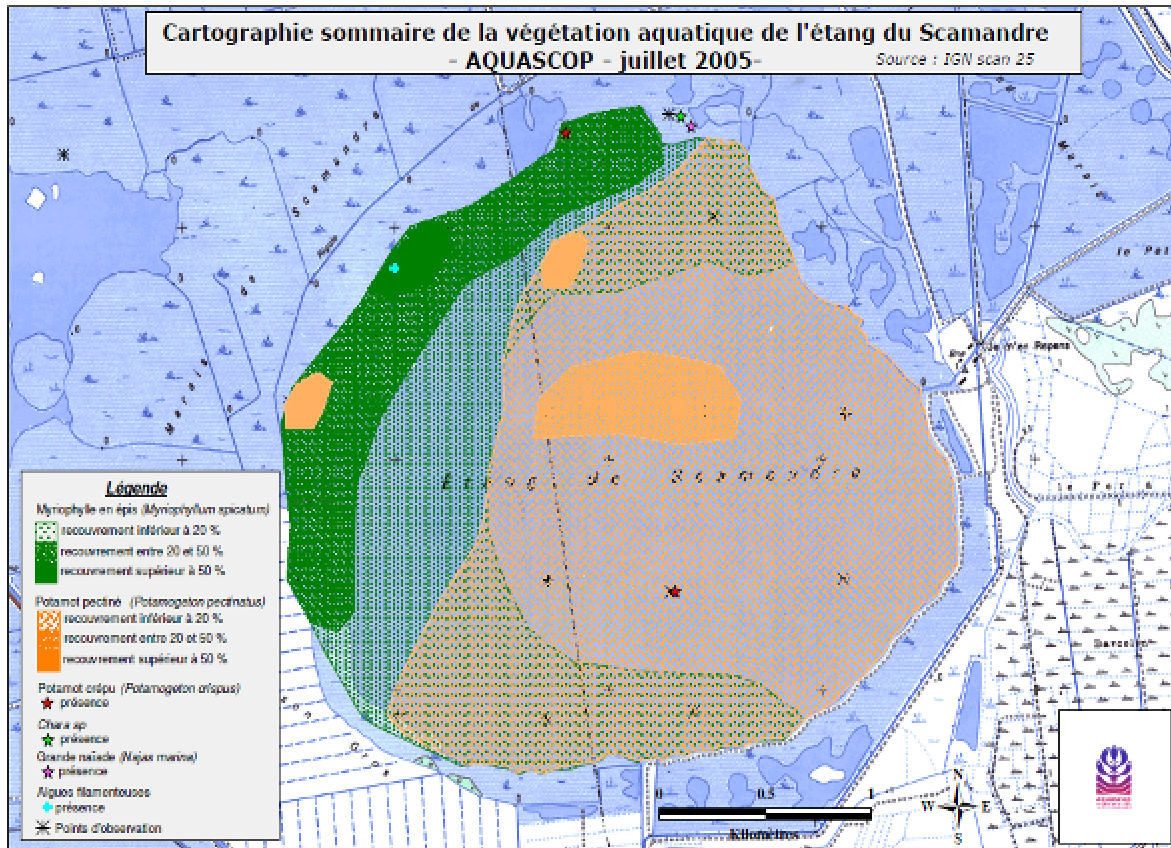
Les eaux du Scamandre sont presque toujours troubles et colorées. La turbidité est forte et la transparence faible (les mesures au disque de Secchi sont de l'ordre de 20 à 30 cm). Les apports d'eaux chargées, la remise en suspension des particules fines (limons) sous l'effet du vent et la multiplication d'organismes planctoniques peuvent être à l'origine de la turbidité.



**Figure 2:** Variation de la salinité du Scamandre de janvier 2008 à mai 2009 (SMCG. 2009)

Les teneurs en matières phosphorées, orthophosphates notamment, connaissent un pic de concentration en avril. Les valeurs (entre 0,1 et 0,6 mg/l) correspondent souvent à un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation selon la grille RSL (seuil = 0,38 mg/l).

#### 2.2.1.2. Végétation macrophytique du Scamandre

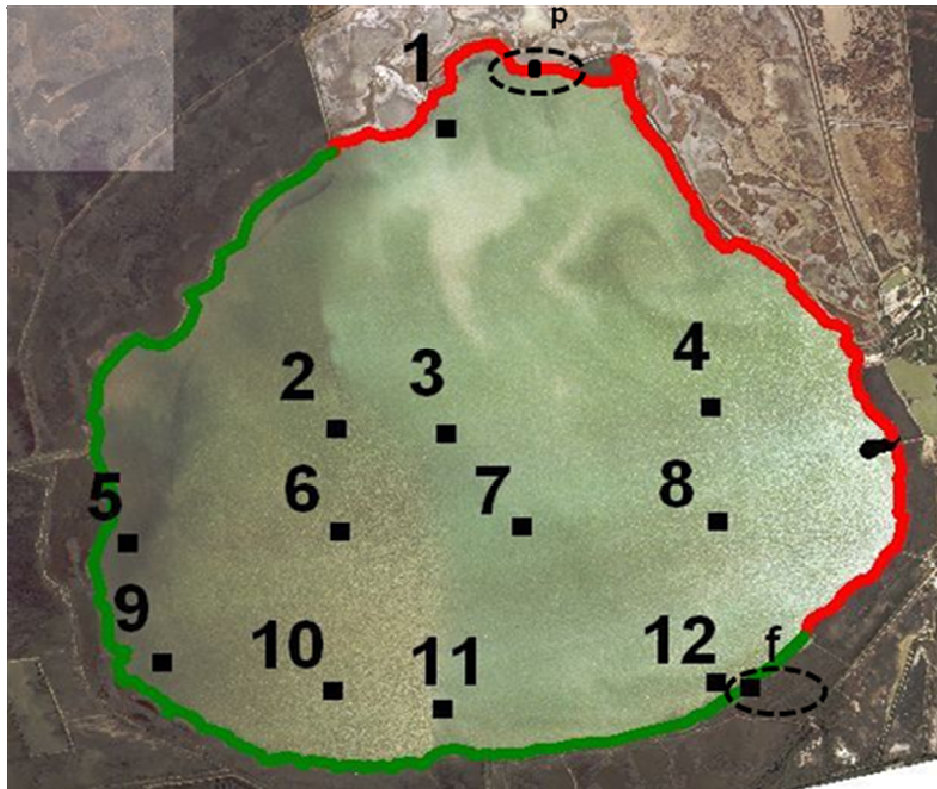


**Figure 3 :** Cartographie de la végétation du Scamandre en juillet 2005 (Aquascop, 2006). Une cartographie de la végétation du Scamandre a été faite en 2005 (Figure 3). Deux types de peuplements de macrophytes occupaient la lagune respectivement dominés par *Myriophyllum spicatum* et *Potamogeton pectinatus*. D'autres espèces comme *Najas marina*, *Potamogeton crispus* et *Chara sp* dont *Chara tomentosa* étaient aussi présentes mais en faible abondance. En bordure du plan d'eau s'étend une vaste roselière à *Phragmites australis* qui ceinture l'ensemble du complexe lagunaire (Aquascop, 2006).

### 2.2.1.3. Etude du Scamandre

Deux types de rives sont présents sur l'étang du Scamandre : rives naturelle (1) et artificielle en terre (2A. faiblement aménagé). Le type naturel est dominant (60% du linéaire) et occupe une large partie ouest et sud de l'étang (Figure 4). L'étang est ceinturé sur sa berge Nord et Est par une digue en terre (40% du linéaire).





**Figure 4** : Positionnement des points de prélèvements et types de rive du Scamandre, les types de rives sont représentés en couleur (1. Naturel : vert ; 2.A Artificiel en terre : rouge) ; les chiffres correspondent aux relevés de pleine eau réalisés et les lettres aux points stations littorales.

**Tableau 2.** Coordonnées GPS (WGS 84) des stations de prélèvement du Scamandre ; les n° correspondent aux stations de pleine eau et les lettres aux stations littorales.

Station	Coord. GPS (WGS 84)		Station	Coord. GPS (WGS 84)	
	Est	Nord		Est	Nord
1	4°21.385'	43°38.01.2'	8	4°22.106'	43°37.156'
2	4°21.079'	43°37.372'	9	4°20.589'	43°36.879'
3	4°21.379'	43°37.357'	10	4°21.049'	43°36.812'
4	4°22.094'	43°37.398'	11	4°21.348'	43°36.767'
5	4°20.507'	43°37.136'	12	4°22.090'	43°36.812'
6	4°21.080'	43°37.151'	f	4°22.181'	43°36.800'
7	4°21.575'	43°37.152'	p	4°22.178'	43°36.527'

Douze stations de pleine eau ont été effectuées sur l'étang ainsi que deux stations littorales. Une station littorale a été placée aléatoirement dans chaque type de rive. Les transects de pleine eau ont été répartis sur une grille systématique (coordonnées GPS dans le tableau 3). Dû à une erreur dans le transfert des coordonnées GPS d'un système de référence à un autre, le placement des stations de pleine eau a été ajusté sur le terrain. La disposition des stations est donc quelque peu approximative mais respecte le schéma prévu (Figure 4) avec toutefois une sous-représentation du tiers nord de l'étang.

## 2.2.2. Etang de Charnier

### 2.2.2.1. Caractéristiques physico-chimiques du Charnier

L'étang de Charnier est une lagune de l'éco-complexe fluvio-lacustre de Camargue gardoise, incluant aussi les étangs du Crey et du Scamandre. Cette lagune peu profonde (moyenne 1,5 m ; maximum 2 m) couvre 480 ha et son volume est estimé à 7,2 millions de m<sup>3</sup> d'eau.

La salinité moyenne de l'étang est de 1 PSU et ne dépasse pas 3 PSU (SMCG, 2006). La salinité est relativement stable tout au long de l'année, excepté après des phénomènes exceptionnels de crues du Rhône (par exemple crues de 1993-1994 et 2003) ou de pluies fortes (septembre 2005) conduisant à des salinités inférieures à 0,5 PSU. Les relations entre la nappe salée profonde et la lagune sont très limitées voire négligeables (BRL, 2002).

La turbidité de la lagune, suivie depuis mai 2004 (SMCG, 2006), est toujours forte avec des mesures au disque de Secchi comprises entre 15 et 20 cm. Les températures varient entre les saisons passant de 23 à 26 °C en été (août) à 2 à 3 °C en hiver (dé cembre).

Le remplissage et la vidange de l'étang du Charnier se font par des ouvrages sur le canal du Rhône à Sète dont la qualité des eaux est dégradée et la salinité variable. Les variations de niveaux d'eau sont faibles, de l'ordre de 20 cm hors période exceptionnelle (comme en septembre 2005 où ont eu lieu de fortes précipitations).

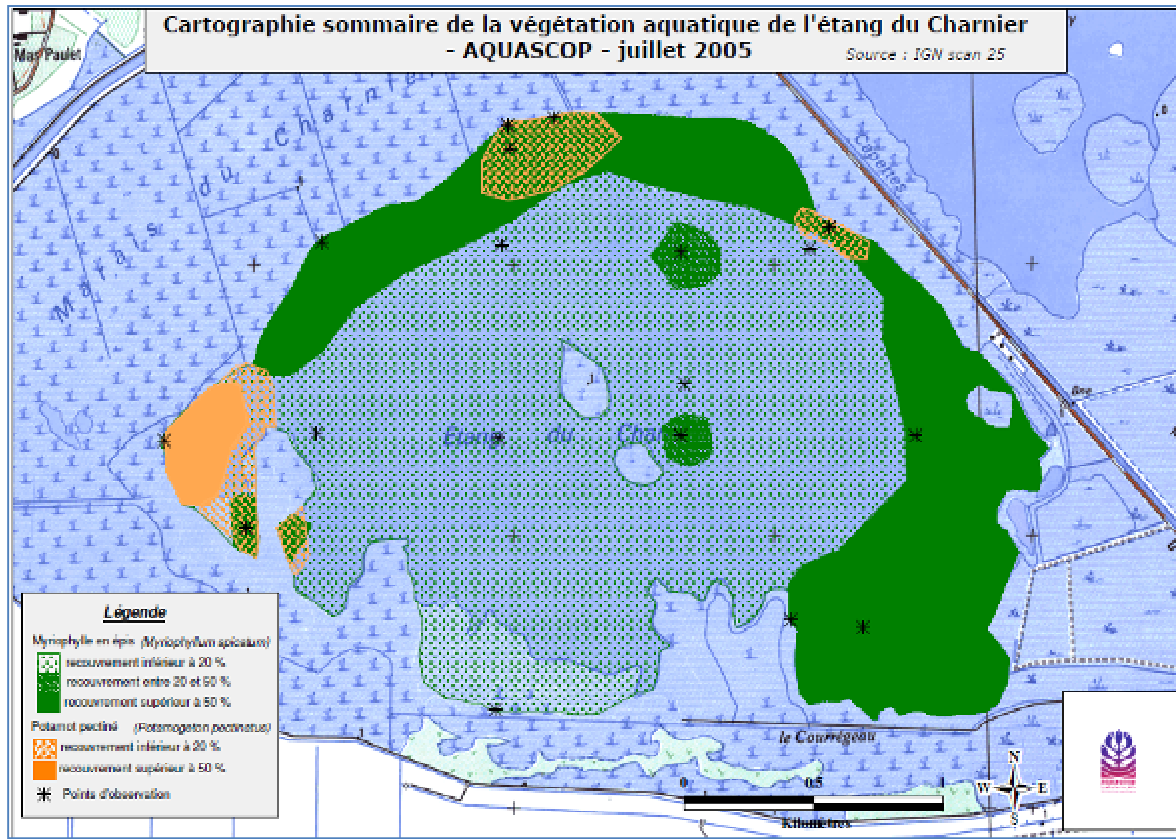
Si l'on se réfère à la grille du RSL pour la colonne d'eau, l'étang du Charnier se situe en qualité médiocre à mauvaise vis-à-vis de l'eutrophisation. Les concentrations en nitrites sont stables (autour de 0,4 mg/l) (BRL, 2002). Les concentrations en ammoniacque sont presque toujours inférieures à 0,1 mg NH<sub>4</sub>/l. Les nitrates avoisinent 1 mg NO<sub>3</sub>/l et atteignent au plus 2 mg/l. Les teneurs en phosphore (mg PO<sub>4</sub> / l) sont en moyenne de 0,08 mg PO<sub>4</sub> / l avec un maximum de 0,3 mg PO<sub>4</sub> / l ce qui engendre une forte productivité (Aquascop, 2006). Cette lagune est caractérisée comme eutrophe (fortes concentrations en carbone organique amenant à des sursaturations en oxygène dissous).

### 2.2.2.2. Végétation macrophytique du Charnier

La végétation aquatique de la lagune (Aquascop, 2005) est surtout abondante dans les zones de bordure (Figure 5). Elle est composée de phanérogames enracinées (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* et *Ceratophyllum demersum*) et de charophytes (*Chara spp*) (FOGEM, 2005). Le plan d'eau est ceinturé par une vaste roselière à phragmites (*Phragmites australis*) (Aquascop, 2006).

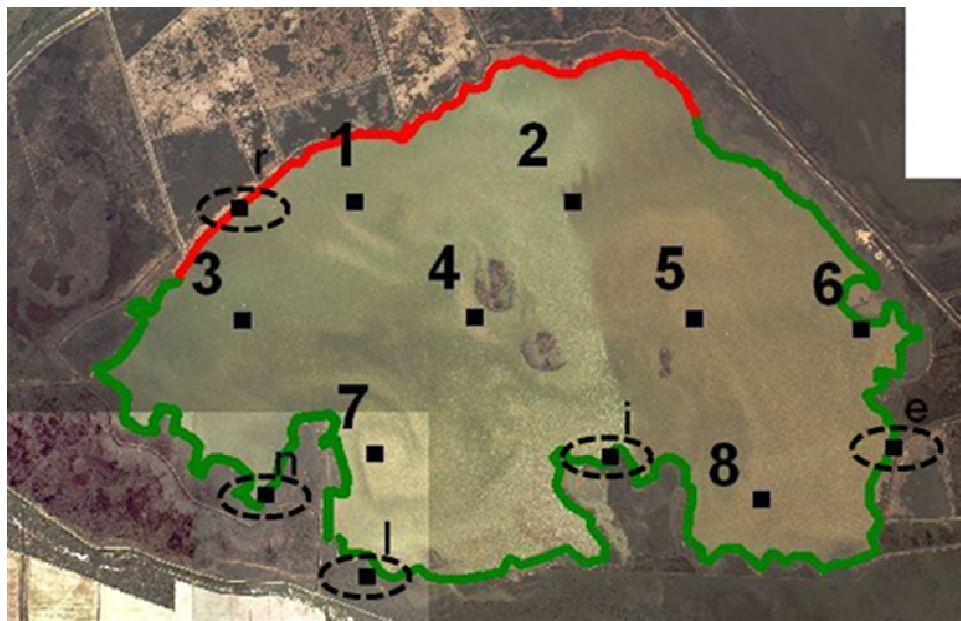
Deux types de rives sont présents sur l'étang du Charnier : naturel et artificiel en terre (faiblement aménagé). Le type naturel est dominant (70% du linéaire) et occupe une large partie ouest sud et est de l'étang (Figure 6, Tableau 3). L'étang est ceinturé sur sa berge Nord Est par une digue en terre (30% du linéaire).

Huit stations de pleine eau ont été effectuées ainsi que cinq transects de rive. Un transect de rive a été effectué sur le type de berge artificiel en terre et quatre sur le type de berge naturel. Les transects de pleine eau ont été répartis sur une grille systématique (Figure 6, tableau 3).



**Figure 5 :** Cartographie de la végétation du Charnier en juillet 2005 (Aquascop, 2006).

2.2.2.3. Etude de l'étang du Charnier



**Figure 6 :** Positionnement des points de prélèvements et types de rive du Charnier les types de rives sont représentés en couleur (1. Naturel : vert ; 2.A Artificiel en terre : rouge) ; les chiffres correspondent aux relevés de pleine eau réalisés et les lettres aux points stations littorales.

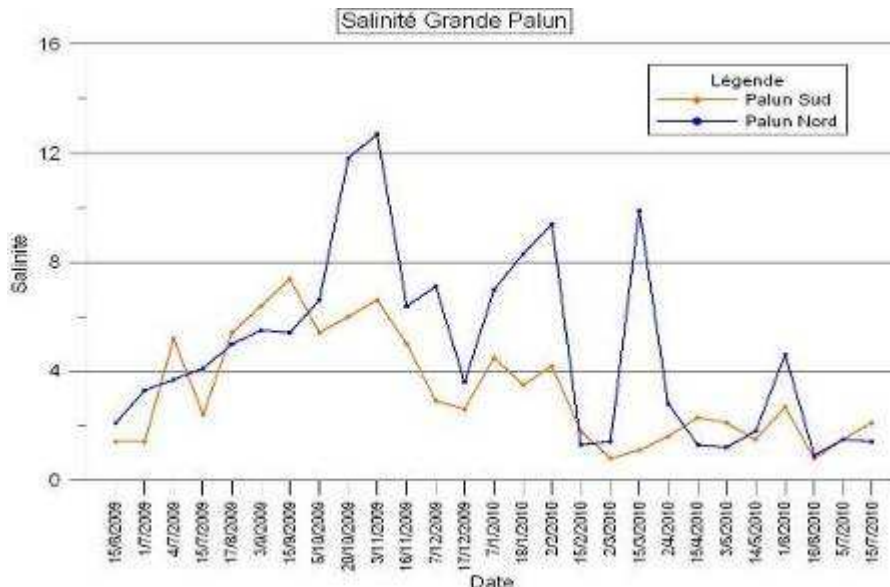
**Tableau 3 :** Coordonnées GPS (WGS 84) des stations de prélèvement du Charnier, les n° correspondent aux stations de pleine eau et les lettres aux stations littorales.

Station	Coord. GPS (WGS 84)		Station	Coord. GPS (WGS 84)	
	Est	Nord		Est	Nord
1	4°17.431'	43°37.393'	8	4°18.682'	43°36.677'
2	4°18.115'	43°37.381'	l	4°17.443'	43°36.5174
3	4°17.068'	43°37.125'	r	4°17.070'	43°37.388'
4	4°17.797'	43°37.117'	e	4°19.102'	43°36.791'
5	4°18.484'	43°37.105'	i	4°18.211'	43°36.785'
6	4°19.006'	43°37.069'	n	4°17.131'	43°36.716'
7	4°17.477'	43°36.806'			

### 2.2.3. Etang de la Grand Palun (Domaine de la Palissade)

#### 2.2.3.1. Caractéristiques physico-chimiques de la Grand Palun

L'Etang de la Grand Palun est un étang permanent de type estuarien situé à l'embouchure du Grand Rhône sur le domaine de La Palissade. Il couvre 120 ha, sa profondeur est faible, 30 cm en moyenne avec un maximum de 90 cm.). Les sédiments varient dans l'espace de vaseux (vases fines réductrices) à silto-sableux et limono-sableux. C'est une lagune oligo-haline avec une salinité variant généralement entre 2 et 5 PSU (moyenne de 3,5 PSU) (Figure 7) mais connaissant occasionnellement des variations extrêmes qui peuvent faire varier la salinité de 0,5 à 16 PSU à cause des échanges avec le Rhône et la mer. La salinité au Sud de la Grand Palun (3,4 PSU de moyenne de juin 2009 à juillet 2010) est généralement moins élevée qu'au Nord (5 PSU).



**Figure 7 :** Variations de salinités Nord et Sud de la Grand Palun de juin 2009 à juillet 2010 (Données Domaine de La Palissade)

La Grand Palun communique en permanence avec le Rhône par le Canal de la Pêcherie et de façon irrégulière avec le Grau de Piémanson. Le Rhône et l'étang de la Grand Palun ne sont jamais à niveau ce qui induit un courant permanent : entrant (dominant) ou sortant (Thibault & Willm, 2008). Les



échanges d'eau entre l'étang et le fleuve sont aussi soumis à un rythme tidal d'entrée et de sortie. Cette influence constante de la mer par l'intermédiaire du Rhône produit de façon journalière une double alternance de courants entrants et sortants qui persiste jusque dans la partie nord de l'étang. (Thibault & Willm, 2008). Par vent marin, le basculement de la mer s'oppose à l'écoulement du Rhône et entraîne l'augmentation du niveau du fleuve, ce qui provoque un remplissage de la lagune. Par mistral, l'effet est inverse : le courant sortant est amplifié et le courant entrant est atténué. Le renouvellement des eaux de la lagune est très rapide (moyenne journalière 23 %).

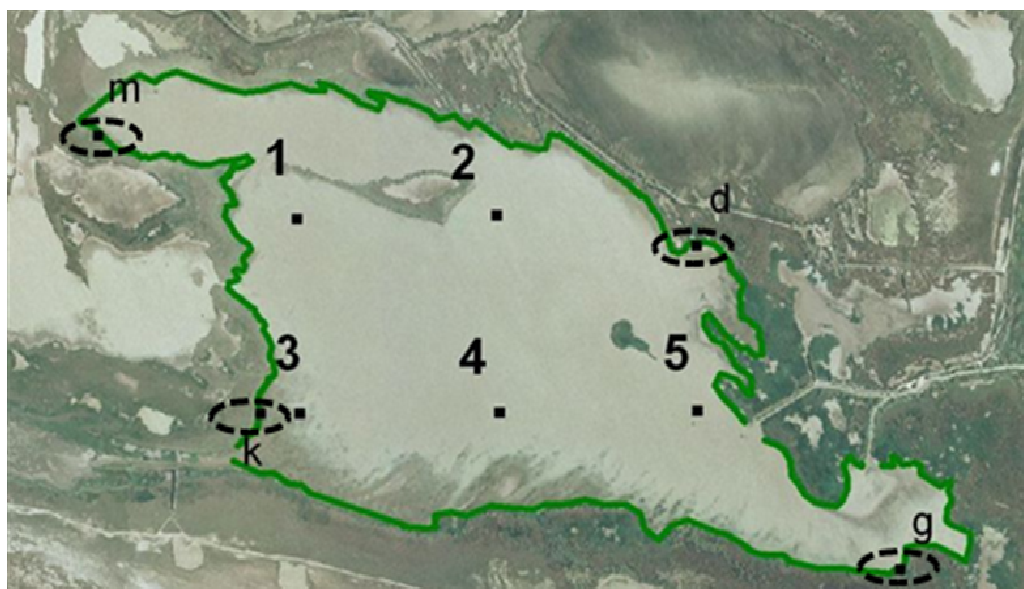
Des mesures réalisées dans l'Etang de la Grand Palun ont mis en évidence des quantités élevées de nitrates et la présence de métaux lourds (cadmium, chrome et mercure en particulier) (Thibault & Willm, 2008). L'agence de l'eau décrit un état écologique médiocre et un état chimique très bon pour les eaux de la Grand Palun en 2009 ([http://sierm.eaurmc.fr/geosdage/otrans/eau\\_transition.php?fiche=FRDT14c](http://sierm.eaurmc.fr/geosdage/otrans/eau_transition.php?fiche=FRDT14c)) mais avec un indice de confiance faible.

### 2.2.3.2. Végétation macrophytique de la Grand Palun

Les peuplements de macrophytes de la Grand Palun semblent instables en distribution et composition spécifique. En 1986, le CEMAGREF relevait d'importants herbiers de *Potamogeton pectinatus* et de *Myriophyllum spicatum*. En 1992 des herbiers étendus de *P. pectinatus* étaient présents en mélange avec *Zostera noltii* sur plus de la moitié sud-ouest de l'étang (Thibault & Willm, 2008). *Ruppia cirrhosa* était présente aussi et *M. spicatum* n'était plus présent que sur environ 20 m<sup>2</sup> près du débouché du canal au Rhône.

### 2.2.3.3. Etude de l'étang de la Grand Palun

Un seul type de rive (naturel) est présent sur l'étang de la Grand Palun (Figure 8). Cinq stations de pleine eau ont été effectuées sur l'étang ainsi que quatre stations littorales (Figure 8 & Tableau 4).



**Figure 8** : Positionnement des points de prélèvements et types de rive de la Grand Palun, les types de rives sont représentés en couleur (1. Naturel : vert) ; les chiffres correspondent aux relevés de pleine eau réalisés et les lettres aux stations littorales.

**Tableau 4.** Coordonnées GPS (WGS 84) des stations de prélèvement de la Grand Palun ; les n° correspondent aux stations de pleine eau et les lettres aux transects de rive.

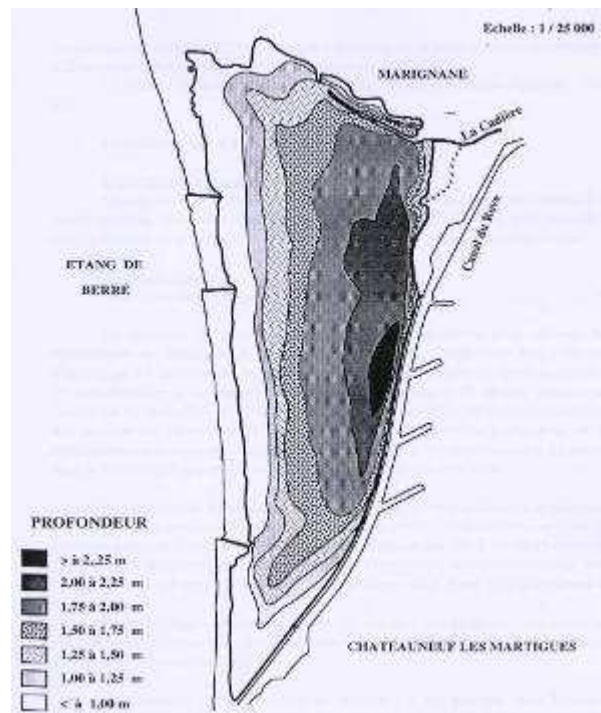
Station	Coord. GPS (WGS 84)		Station	Coord. GPS (WGS 84)	
	Est	Nord		Est	Nord
1	4°48' 20.005"	43°21'17.995"	k	4°48' 15.203"	43°21' 02.018"
2	4°48' 42.248"	43°21'17.735"	d	4°49' 04.348"	43°21' 14.719"
3	4°48' 19.569"	43°21'1.860"	g	4°49' 25.771"	43°20' 47.628"
4	4°48' 41.807"	43°21'1.538"	m	4°47' 58.100"	43°21' 25.284"
5	4°49' 03.956"	43°21'1.154"			

#### 2.2.4. Etang de Bolmon

##### 2.2.4.1. Caractéristiques physico-chimiques du Bolmon

L'étang de Bolmon est une lagune méso-haline de 700ha environ et peu profonde (moyenne 1,4m avec un maximum de 2,5m) (Figure 9) avec un volume de 8,3 millions de m<sup>3</sup>. Le bassin versant de l'étang de Bolmon (112 km<sup>2</sup>, S.I.A.R.C., 1999) est caractérisé par une très forte urbanisation.

Cette lagune correspond à un sous-bassin sud-est de l'étang de Berre, dont elle est séparée naturellement par une flèche sableuse de 50 ha, le cordon du Jaï. C'est une formation unique dans le département des bouches du Rhône. La formation du cordon sablo-limoneux du Jaï, d'une largeur maximale de 400 m, résulte des alluvions charriés par la Cadière et des apports de débris coquilliers (*Cardium edule* notamment) transportés par les vagues de l'étang de Berre (Brun & Beltra, 1994). Ce processus contribue également au comblement partiel de l'étang de Bolmon.



**Figure 9:** Bathymétrie de l'étang de Bolmon (Pont & Barroin, 1993)



La salinité annuelle moyenne est de 9,5 PSU en surface et de 10,2 PSU au fond. La salinité varie entre 6 et 13 PSU. De juillet à novembre, la température moyenne est de 22°C sans stratification thermique (Brun & Beltra, 1994). Le plan d'eau est très confiné et son hydrodynamisme est faible et seulement lié au vent (Mission Inter-Service de l'Eau, 2000).

La majeure partie de l'année (70% du temps), le sens de l'écoulement des eaux va du Bolmon vers l'étang de Berre. Les échanges ne sont inversés que quelques semaines par an. L'essentiel des apports d'eau au Bolmon viennent de la Cadière (84%), 9% des précipitations et 7% de la nappe phréatique de Marignane. Les pertes se font par voies superficielle et souterraine pour la plus grande partie (82%) et le reste (18%) par évaporation. Le temps de renouvellement de la masse d'eau est rapide (3 mois).

L'étang est soumis à de continuelles apports polluants: la contamination chimique (métaux lourds, hydrocarbures, détergents, pesticides, éléments azotés ou phosphatés) ou biologique (matière organique, microbes) très marquée de l'eau et des sédiments s'explique par les apports dégradés de la Cadière et du canal du Rove et la résurgence de la nappe phréatique de Marignane, qui présente une eau fortement contaminée en nitrates. La teneur moyenne en azote total mesurée dans le sédiment est de 3,3‰ avec un maximum de 4,3‰ résultant des apports d'azote principalement liés à l'activité agricole. La teneur en phosphore total, en moyenne 1,128 g/l correspond à un niveau d'enrichissement en phosphore très important principalement lié aux rejets d'eaux usées d'origine domestique sur le bassin versant de l'étang (Mission Inter-Service de l'Eau, 2000). L'amélioration récente des stations d'épuration devrait progressivement améliorer la situation.

L'envasement général est très important (45% de vase en volume, concernant 97% de la superficie de l'étang). Cet état favorise l'accumulation et le piégeage de matière nutritive et de contaminants. L'azote et le phosphore sont concentrés dans les 20 premiers centimètres du sédiment. Les teneurs en métaux lourds des vases sont considérées comme non négligeables, même si elles restent inférieures aux seuils d'utilisation des vases pour des fins agricoles (à l'exception des teneurs en nickel qui dépassent les normes). Ces métaux lourds sont susceptibles de bioaccumulation dans les organismes vivants (Mission Inter-Service de l'Eau, 2000). L'Agence de l'Eau décrit un état écologique de l'eau mauvais ([http://sierm.eaurmc.fr/geo-sdage/otrans/eau\\_transition.php?fiche=FRDT15c#qualite](http://sierm.eaurmc.fr/geo-sdage/otrans/eau_transition.php?fiche=FRDT15c#qualite)).

La biomasse du seston (matériel en suspension) varie de 47 à 97 mg/l sous forme organique. Le phytoplancton y est très abondant, dominé par les cyanophycées des genres *Anabaena* et *Lynbyia*, caractéristiques des crises hyper-eutrophes. Les concentrations cellulaires totales dépassent le million de cellules par litre. La pénétration de la lumière mesurée au disque de Secchi est limitée à 50 cm de profondeur en été contre 1 m en décembre (Brun & Beltra, 1994).

#### 2.2.4.2. Végétation macrophytique du Bolmon

Dans les années 90 les peuplements de macrophytes couvraient 45% du Bolmon. (Brun & Beltra, 1994). Les espèces présentes en 1999 étaient *Chara sp.*, *P. pectinatus*, *Ruppia maritima*, *Cladophora sp.* et *Gracilaria sp.* (via Berre), *Enteromorpha intestinalis*, *E. prolifera* et *Ulva lactuca* (S.I.A.R.C., 1999). Entre 2000 et 2007, l'étang de Bolmon était quasiment dépourvu de végétation aquatique en raison de la forte turbidité du milieu. Depuis, la quantité de phytoplancton et de cyanobactéries a diminué. On observe le retour progressif d'herbiers de *Potamogeton pectinatus* et localement de *Ruppia cirrhosa*, témoignant d'une amélioration de la qualité de l'eau et du sédiment (Conservatoire du littoral, 2009).

#### 2.2.4.3. Etude de l'étang du Bolmon

Trois types de rives sont présents sur l'étang de Bolmon: naturel, artificiel en terre (faiblement aménagé) et artificiel en dur (très aménagé). Le type naturel est dominant (60% du linéaire) et occupe une large partie ouest et nord de l'étang (Figure 10). L'étang est ceinturé sur sa berge sud et est par une digue en pierre (35% du linéaire). Une digue en terre remplace la digue en pierre sur quelques

points à l'est de l'étang (5% du linéaire).



**Figure 10 :** Positionnement des points de prélèvements et types de rive du Bolmon, les types de rives sont représentés en couleur (1. Naturel : vert ; 2.A Artificiel en terre : rouge ; 2B Artificiel en dur : noir) ; les chiffres correspondent aux stations de pleine eau et les lettres aux stations littorales.

Douze stations de pleine eau ont été effectuées sur l'étang ainsi que quatre stations littorales (Figure 10 et Tableau 5). Deux stations littorales ont été effectuées sur le type de rive naturel et une sur chacun des autres types de rive.

**Tableau 5.** Coordonnées GPS (WGS 84) des stations de prélèvement du Bolmon, les n° correspondent aux stations de pleine eau et les lettres aux stations littorales.

Station	Coord. GPS (WGS 84)		Station	Coord. GPS (WGS 84)	
	Est	Nord		Est	Nord
1	5°11' 32.970"	43°25' 38.374"	9	5°10' 59.402"	43°24' 30. 898"
2	5°11' 1.051"	43°25' 16.284"	10	5°8' 54.224"	43°24' 10. 762"
3	5°11' 32.186"	43°25' 15.710"	11	5°09' 25.306"	43°04' 1 0.187"
4	5°10' 29.140"	43°24' 54.176"	12	5°09' 56.381"	43°24' 0 9.592"
5	5°11' 0.229"	43°04' 53.653"	f	5°11' 50.495"	43°25' 37.992"
6	5°11' 31.315"	43°24' 52.973"	x	5°10' 43.959"	43°25' 16.562"
7	5°9' 57.279"	43°24' 32.157"	i	5°10' 27.737"	43°24' 15.240"
7	5°10' 28.36"	43°24' 31.559"	s	5°09' 13.430"	43°24' 34.125"



**Photo 1** : Digue en pierre du Bolmon

### **2.3. Mise en œuvre du protocole**

Les campagnes de terrain se sont déroulées du 14 au 16 juin 2010 pour les étangs de Scamandre et Charnier avec 3 personnes : Patrick Grillas et Tristan David (Tour du Valat) et Alain Dutartre (Cemagref Bordeaux). Les campagnes sur les étangs de la Grand Palun et du Bolmon ont eu lieu du 22 au 23 juin 2010 pour les étangs de la Grand Palun et du Bolmon avec Vincent Bertrin (CEMAGREF Bordeaux) et Tristan David, accompagnés par Luc Brun (gestionnaire) sur le Bolmon.



**Photo 2** : Prélèvement au râteau de *Potamogeton crispus*

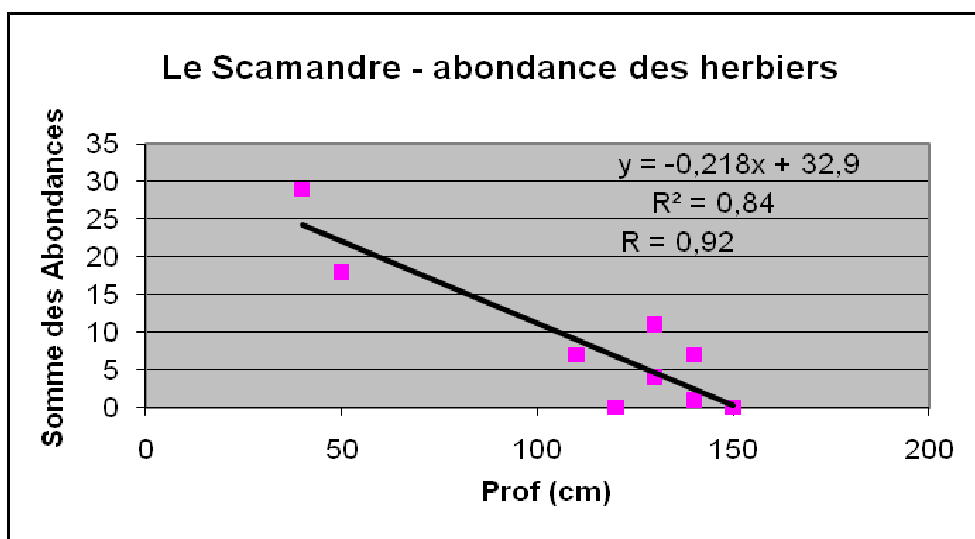
### 3. Résultats

#### 3.1. L'étang du Scamandre

##### 3.1.1. Extension et densité des macrophytes du Scamandre

L'extension et la densité des macrophytes étaient globalement faibles. Sur les 12 stations de pleine eau étudiées, seules cinq stations (stations 1, 5, 9, 10 et 11), toutes proches de la rive présentaient des macrophytes (Tableau 6). La fréquence de contact avec la végétation pour les points de pleine eau était de 0,06 (21/360) et pour les points de rive de 0,50 (30/60).

La fréquence de contact avec la végétation (toutes stations) était faible (0,12). La densité des macrophytes diminue lorsque la profondeur augmente (Figure 11) avec une absence totale de macrophytes au-delà de 1,5m de profondeur.



**Figure 11** : Abondance des macrophytes submergées (somme des abondances de toutes les espèces) en fonction de la profondeur du Scamandre

##### 3.1.2. Composition spécifique des macrophytes et abondances des espèces

Sur l'ensemble de la lagune 12 espèces ont été récoltées dont trois (*Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus* et *Chara aspera*) sur les stations de pleine eau et littorales. Les 9 autres espèces (*Phragmites australis*, *Aster squamatus*, *Calystegia sepium*, *Juncus acutus*, *Juncus maritimus*, *Samolus valerandi*, *Scirpus maritimus*, *Sonchus maritimus* et *Tamarix gallica*) ont été trouvées uniquement sur les berges. *Potamogeton pectinatus* a été trouvé sur 2 stations de pleine eau, *P. crispus* sur 4. Les deux potamots ont été trouvés sur chacune des 2 stations littorales. *Chara aspera* n'a été trouvée qu'une fois sur la station « f »..

La richesse moyenne par point était de 1 espèce avec en moyenne 0,75 espèce pour les 12 stations de pleine eau et 2,5 pour les 2 stations littorales.

La diversité (Shannon) pour les stations de pleine eau est 0,84 et 0,28 pour les littorales avec comme valeur globale pour la lagune 0,91. L'équirépartition est de 0,84 pour les stations de pleine eau, 0,18 pour les stations littorales et 0,57 en combinant les 2 types de station.

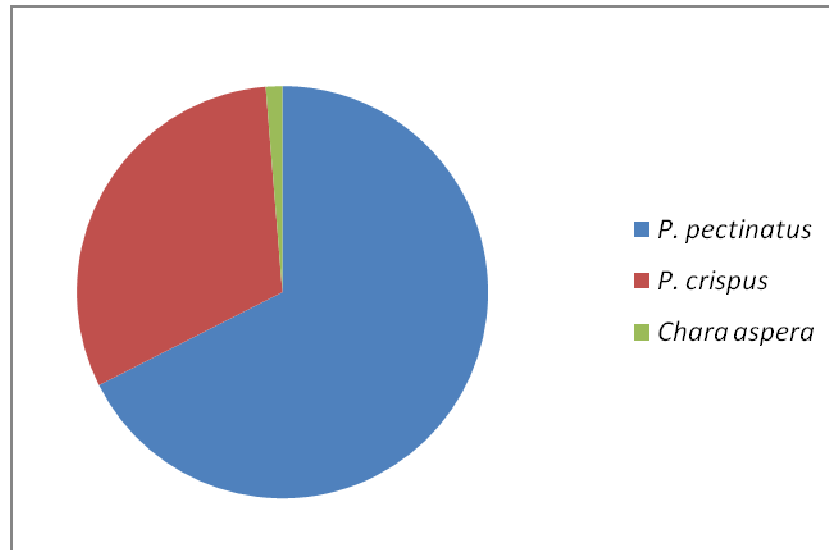
La diversité des macrophytes était très faible avec seulement deux types d'herbiers, dominés respectivement par *P. pectinatus* et *P. crispus*. *P. pectinatus* était la plus abondante dans les stations de pleine eau et littorales avec plus de 65 % des abondances (Figure 12).

**Tableau 6.** Richesse spécifique et abondances des espèces de macrophytes par station et par espèce, points contacts et présence de végétation du Scamandre

Station	Prof. (cm)	Abondance totale par espèce			Somme des Abondances	Fréq. Végétation (/30)	Richesse spécifique
		<i>Potam. pectinatus</i>	<i>Potam. crispus</i>	<i>Chara aspera</i>			
1	110	7	0	0	7	4	1
2	150	0	0	0	0	0	1
3	150	0	0	0	0	0	0
4	150	0	0	0	0	0	0
5	130	0	4	0	4	7	1
6	150	0	0	0	0	0	1
7	150	0	0	0	0	0	0
8	150	0	0	0	0	0	0
9	130	0	11	0	11	5	1
10	140	1	6	0	7	4	2
11	140	0	1	0	1	1	1
12	120	0	0	0	0	0	1
f	40	27	1	1	29	20	3
p	50	17	1	0	18	10	2
<b>Total</b>	<b>126</b>	<b>52</b>	<b>24</b>	<b>1</b>	<b>77</b>	<b>51 / 420</b>	<b>3</b>

Sur les stations littorales, l'abondance de *P. pectinatus* était beaucoup plus forte que celle de *P. crispus*. L'abondance maximale des macrophytes par transect était de 29 (pour un maximum « théorique » de 150 : abondance maximale de 5 sur chacun des 30 points, même si on peut trouver des notes cumulées supérieures à 5 dans certains cas). *Chara aspera* était peu abondante et n'a été récoltée qu'une fois sur les stations littorales.





**Figure 12:** Abondance relative des espèces sur la lagune de Scamandre sur les stations de pleine eau et les stations littorales.

La végétation rivulaire est composée d'une grande roselière qui ceinture l'ensemble de l'étang. Sur les prélèvements (sur une bande de 1m au-delà de la limite des eaux), seules *Phragmites australis* et *Calystegia sepium* ont été trouvées deux fois. Au niveau de la station « p » *Calystegia sepium* est régulièrement observé au milieu de *P. australis*. Les autres espèces (*Aster squamatus*, *Juncus acutus*, *Juncus maritimus*, *Samolus valerandi*, *Scirpus maritimus*, *Sonchus maritimus* et *Tamarix gallica*) sont très éparées. Aucune plante exogène invasive n'a été récoltée.

Pour la végétation des berges l'abondance minimum ainsi que la médiane des abondances est de 1. L'abondance maximale est 10 et correspond à celle de *P. australis*.

### 3.1.3. Valeur indicatrice des macrophytes du Scamandre

*Potamogeton pectinatus* est une espèce à très large distribution, tolérante à des salinités relativement élevées (au-delà de 10) et fluctuantes, tolérant bien la pollution notamment organique. C'est une espèce de milieu eutrophe (Preston, 1995). Une eutrophisation très importante conduisant à une anoxie poussée du sédiment réduit sa production de biomasse (Van Wijck *et al.*, 1994) mais elle ne disparaît pas du milieu. A des salinités très faibles (<2) elle peut dans ces conditions être remplacée par des espèces plus compétitives telles que *Myriophyllum spicatum* (Van Wijck *et al.*, 1994).

*P. crispus* est une espèce d'eau douce à faiblement saumâtre. Cette espèce est très compétitive et peu exigeante dans la qualité de l'eau. Elle tolère de larges gammes de conditions écologiques et peut se rencontrer dans des eaux eutrophes (Stuckey 1979). En Camargue elle est souvent rencontrée dans les canaux d'irrigation et de drainage caractérisés par des conditions eutrophes et de faible salinité.

La faible abondance des macrophytes ainsi que leur très faible diversité montrent que les eaux du Scamandre sont eutrophes et ne sont pas de bonne qualité. Cependant les macrophytes semblent très variables dans le temps (Figure 3) et les causes de ces fluctuations ne sont pas clairement identifiées.

La qualité des eaux du Scamandre est caractérisée par (Aquascop, 2006) une minéralisation élevée et stable toute l'année, une grande amplitude saisonnière de température (chaude en été, froide en



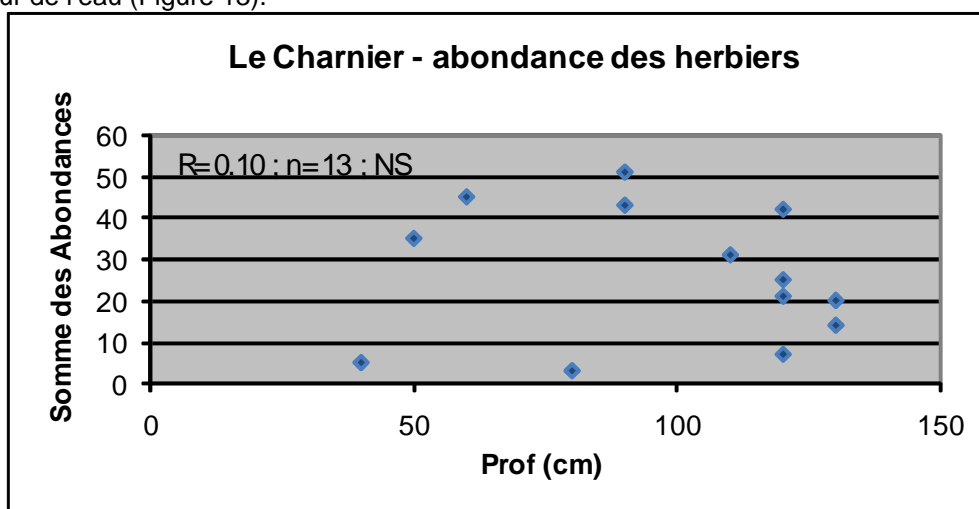
hiver), une forte oxygénation avec des périodes de sursaturation marquée, une forte charge en matière organique dissoute, des éléments azotés présents mais faiblement concentrés, des teneurs en phosphore relativement fortes. Les concentrations en phosphate et dans une moindre mesure en phytoplancton sont les plus déclassantes pour la qualité de l'eau. Les teneurs en azote sont modérées mais la présence de cet élément pendant la saison de croissance de la végétation suggère qu'il n'est pas limitant y compris pendant la période de forte demande. Le sédiment est composé de sédiments très fins (argiles, limons) qui sont le siège d'une importante activité biochimique (milieu nettement réducteur en été) liée à la minéralisation des composés organiques et azotés. La qualité vis-à-vis de l'eutrophisation est jugée moyenne à médiocre (selon la grille RSL) pour l'azote et bonne à moyenne pour le Phosphore (Aquascop, 2006).

L'évaluation de la qualité des macrophytes observés lors de cette étude est en accord avec l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau (Aquascop, 2006).

### **3.2. L'étang du Charnier**

#### **3.2.1. Extension et densité des macrophytes du Charnier**

Des macrophytes sont présents sur toutes les stations de pleine eau et littorales étudiées. La fréquence de la végétation pour les stations de pleine eau était 0,64 (154/240) et de 0,53 (79/150) pour les stations littorales. La densité des macrophytes ne variait pas significativement avec la profondeur de l'eau (Figure 13).



**Figure 13 :** Relation entre l'abondance des herbiers de macrophytes submergées et la profondeur de l'eau dans l'étang du Charnier

Pour les stations de pleine eau, l'abondance cumulée des macrophytes variait entre 7 et 51 (pour un maximum « théorique » de 150). L'abondance moyenne était de 26,3 et la médiane des abondances 33,5. Pour les stations littorales l'abondance cumulée des macrophytes variait entre 3 et 45 (pour un maximum « théorique » de 150). L'abondance moyenne était de 26,4 et la médiane 35. L'abondance maximale des macrophytes littoraux était de 45 (pour un maximum théorique de 150). L'abondance minimale des macrophytes littoraux était de 3. L'abondance moyenne était de 26,4 et la médiane 35.

La diversité (Shannon) pour les stations de pleine eau est 0,12 et l'équirépartition de 0,08. Pour les points littoraux la diversité est de 1,07 et l'équirépartition de 0,54. Pour la lagune (les 2 types de stations combinées), la diversité de Shannon est de 0,65 et l'équirépartition de 0,28.

### 3.2.2. Composition spécifique des macrophytes et abondances des espèces

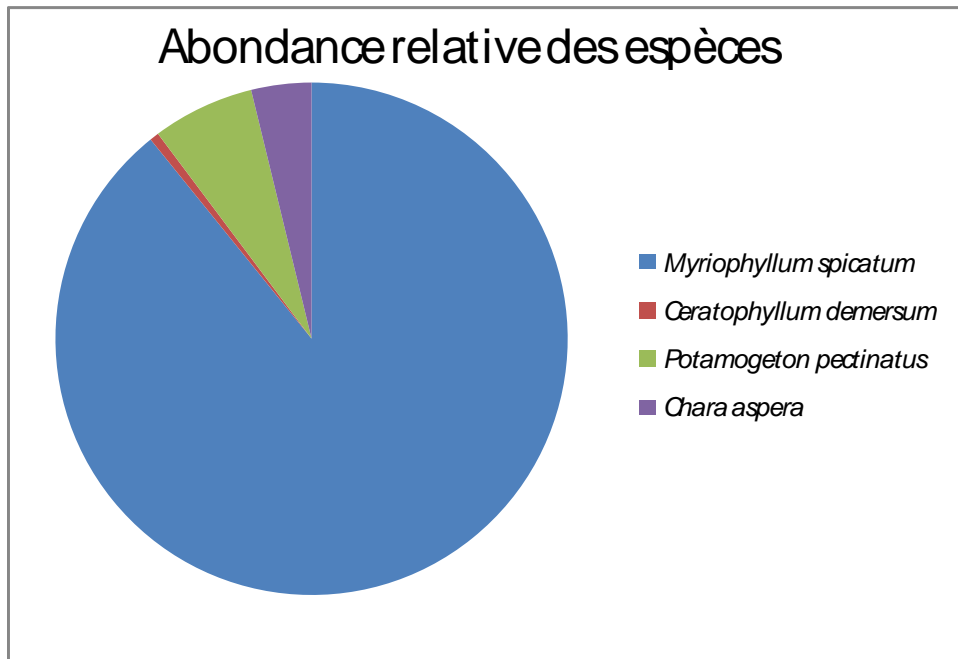
La richesse moyenne par prélèvement était de 1,5 espèce pour les 13 stations. Sur l'ensemble de la lagune 21 espèces ont été récoltées dont trois (*Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* et *P. pectinatus*) sur les stations de pleine eau et quatre (*Chara aspera*, *M. spicatum*, *P. pectinatus* et *Tamarix gallica*) sur les stations littorales. Les 16 autres espèces (*Agrostis stolonifera*, *Arthrocnemum fruticosum*, *Atriplex halimus*, *Baccharis halimifolia*, *Calystegia sepium*, *Chenopodium cf rubrum*, *Fraxinus angustifolia*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis*, *Polypogon monspeliensis*, *Pulicaria sp*, *Ranunculus sardous*, *Rubus ulmifolius*, *Samolus valerandi*, *Solanum dulcamara*, *Sonchus maritimus*) ont été trouvées uniquement sur les berges.

Sur les 8 stations de pleine eau, *M. spicatum* a été trouvé 8 fois, *C. demersum* et *P. pectinatus* une seule fois (Tableau 7). *M. spicatum* a été trouvé sur les 5 stations littorales, *P. pectinatus* et *C. aspera* sur 2 stations et *T. gallica* une seule fois (station « r »).

**Tableau 7.** Richesse spécifique et abondances des espèces par station et par espèce, points contacts et présence de végétation du Charnier

Station	Prof. (cm)	Abondance totale par espèce				Somme des Abondances	Fréq. Végétation (/30)	Richesse spécifique
		<i>Myriop. spicatum</i>	<i>Cerato. demersum</i>	<i>Potam. pectinatus</i>	<i>Chara aspera</i>			
1	110	29	2	0	0	31	22	1
2	130	20	0	0	0	20	18	1
3	120	7	0	0	0	7	7	1
4	120	21	0	0	0	21	18	1
5	130	14	0	0	0	14	14	1
6	90	50	0	1	0	51	28	2
7	120	42	0	0	0	42	26	1
8	120	25	0	0	0	25	21	1
l	50	25	0	9	1	35	23	3
r	40	5	0	0	0	5	3	2
e	90	43	0	0	0	43	22	1
i	60	21	0	12	12	45	27	3
n	80	3	0	0	0	3	3	1
<b>Total</b>		<b>305</b>	<b>2</b>	<b>22</b>	<b>13</b>	<b>342</b>	<b>232 / 390</b>	<b>5</b>

*Myriophyllum spicatum* était l'espèce très largement la plus abondante sur les relevés de pleine eau et littoraux avec près de 85 % des abondances cumulées (Figure 14). Pour les stations littorales, l'abondance de *M. spicatum* (97) était beaucoup plus forte que celles de *P. pectinatus* (21), de *Chara aspera* (13) et de *Tamarix gallica* (1) qui n'ont été récoltées respectivement qu'une, deux et une fois.



**Figure 14** : Abondance relative des espèces sur la lagune de Charnier sur les stations de pleine eau et les stations littorales.

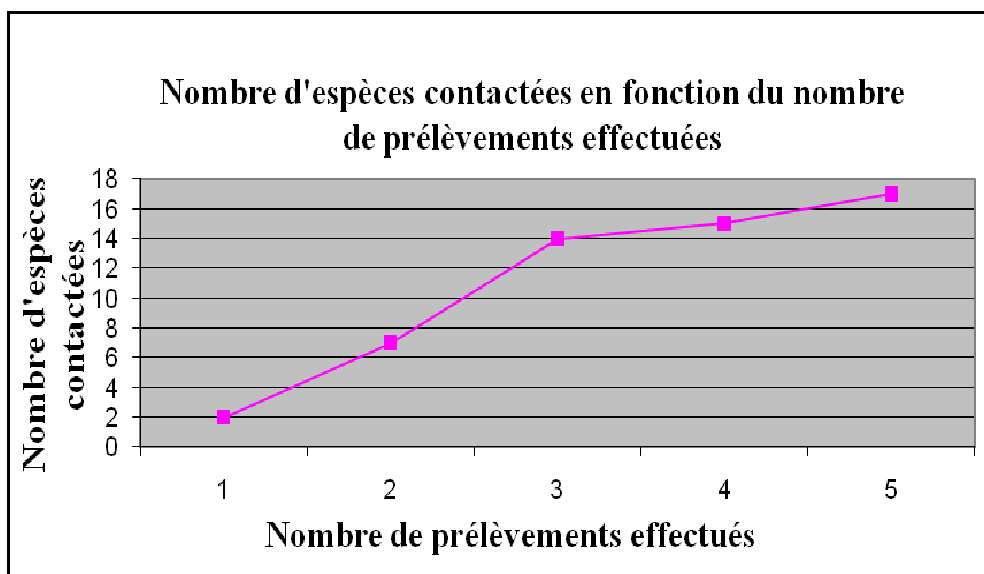
La végétation rivulaire est composée d'une grande roselière à *Phragmites australis* qui ceinture une grande partie de l'étang. Sa composition spécifique varie entre les rives naturelles et les rives aménagées. Seules deux espèces ont été trouvées sur le point « r » (rive aménagée) : *Phragmites australis* et *Tamarix gallica*. Les 15 autres n'ont été récoltées que sur les rives de type « naturel » avec une rive avec une richesse moyenne de 7 espèces par point. Le roseau (*Phragmites australis*) était dominant sur les rives naturelles avec le cortège de la roselière (*Samolus valerandi*, *Calystegia sepium*, *Polypogon monspeliensis*, *Iris pseudacorus*, ...). *Baccharis halimifolia*, plante exogène invasive a été trouvée sur deux stations.



**Photo 3** : Prospection de la rive sur le Charnier

L'abondance maximale par espèce était de 20 et correspond à celle de *P. australis*. *Tamarix gallica* était présent en faible abondance sur 4 des 5 stations prélevées. Les autres espèces étaient très peu abondantes mais l'une d'entre-elles, *Baccharis halimifolia* fait l'objet de mesures de contrôle de ses populations par le gestionnaire L'abondance minimum des espèces sur la berge était de 1 (7 espèces) et la médiane des abondances 2.

Le nombre total d'espèces trouvées sur les rives augmente avec le nombre de prélèvements effectués (Figure 15) jusqu'à arriver à un plateau. Pour les prélèvements sur une bande de 1m au-delà de la limite des eaux, 4 sont suffisants pour avoir un bon aperçu du nombre d'espèces présentes sur les berges.



**Figure 15** : Nombre d'espèces récoltées en fonction du nombre de points de rive

### 3.2.3. Valeur indicatrice des espèces

*Myriophyllum spicatum* est une espèce macrophytique submergée abondante dans les eaux douces et oligo-halines de Camargue (Van Wijck et al. 1994.). Elle a été favorisée par les apports d'eaux douces dans les étangs qui ont conduit à une diminution de la salinité et une augmentation de la production primaire. De fortes concentrations en matière organique dans le sédiment favorisent sa croissance (Van Wijck et al. 1994.). *M. spicatum* se développe dans des eaux oligotrophes à très polluées, son optimum de développement est en eau eutrophe (Aguascope, 2006).



**Photo 4 :** Herbiere de *Myriophyllum spicatum*

*Ceratophyllum demersum* est une espèce de milieux calmes, elle est très peu exigeante en qualité de l'eau et peut vivre dans des milieux très eutrophes. Elle est fréquente dans le Rhône et dans les canaux de drainage en Camargue.

*Chara aspera* est une espèce d'eau oligotrophe et est absente dans les eaux très eutrophes (Forsberg, 1965). Elle est assez exigeante en qualité de l'eau, notamment pour la transparence. *C. aspera* n'a été trouvée que sur le bord de la lagune et en faible abondance.

La faible diversité des macrophytes, dominés par *M. spicatum* montre que les eaux du Charnier sont eutrophes et ne sont pas d'une bonne qualité malgré la grande roselière qui borde l'étang. La plus forte abondance des macrophytes suggère une eau de meilleure qualité que dans l'étang du Scamandre mais cette différence pourrait également être expliquée par une profondeur un peu plus faible des points de mesure (1,25m pour le Scamandre et 0,96m en moyenne pour le Charnier) et la relation négative entre l'abondance des macrophytes et la profondeur. D'autre part la dominance de *Myriophyllum spicatum* par rapport au Scamandre (avec *P. pectinatus*) peut être interprétée de façon diverse : elle pourrait résulter d'une salinité plus faible au Charnier mais aussi d'un niveau trophique supérieur avec un ratio biomasse épigée/biomasse hypogée plus forte (Van Wijck et al., 1994).

La qualité des eaux du Charnier est caractérisée par (Aquascop, 2006) une minéralisation élevée et stable toute l'année, une grande amplitude saisonnière de température (chaude en été, froide en hiver), une forte oxygénation avec des périodes de sursaturation marquée, forte charge en matière organique dissoute, éléments azotés présents mais faiblement concentrés, teneurs en phosphore relativement fortes. Les concentrations en phosphate et dans une moindre mesure en phytoplancton sont les plus déclassantes pour la qualité de l'eau. Les teneurs en azote sont modérées mais la présence de cet élément pendant la saison de croissance de la végétation suggère qu'il n'est pas limitant y compris pendant la période de forte demande. Le sédiment est composé de sédiments très fins (argiles, limons) qui sont le siège d'une importante activité biochimique (milieu nettement réducteur en été) liée à la minéralisation des composés organiques et azotés. La qualité du sédiment est jugée médiocre à mauvaise vis-à-vis de l'eutrophisation (selon la grille RSL) pour l'azote et très bonne à moyenne pour le Phosphore (Aquascop, 2006).

L'évaluation de la qualité de l'eau par les macrophytes (ce travail) est globalement en accord avec l'évaluation physico-chimique (Aquascop, 2006).

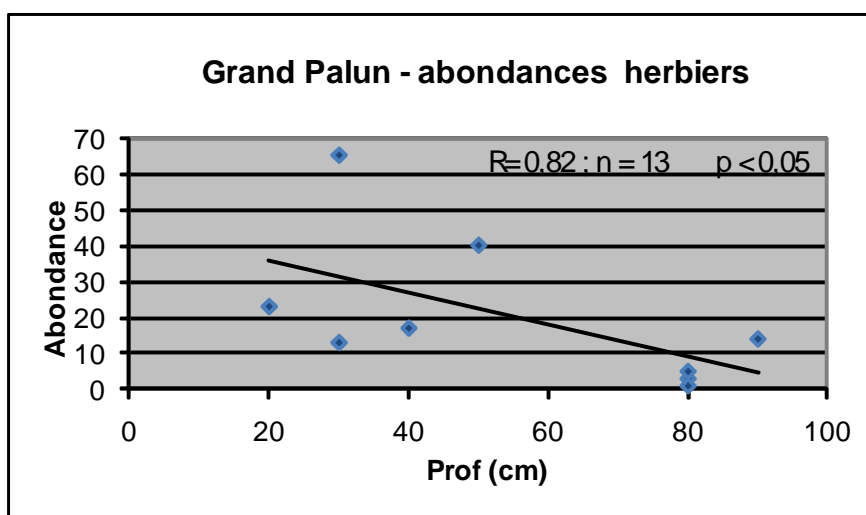


### 3.3. La Grand Palun

#### 3.3.1. Extension et densité des macrophytes de la Grand Palun

Toutes les stations de pleine eau (5) et de rive (4) étudiées présentaient des macrophytes (Tableau 8) montrant une présence des macrophytes sur l'ensemble de la lagune. La densité de végétation (fréquence de la végétation), incluant les hélophytes présentes seulement sur les points de rive, était de 0,45 (123/270) en moyenne pour la lagune. La fréquence des herbiers était plus faible avec 0,38 (103/270). Elle était faible pour les points de pleine eau (43/150= 0,29) et plus forte sur les points de rive (60/120= 0,5).

L'abondance des herbiers par station variait entre 1 et 40 (pour un maximum « théorique » de 150) pour les points de pleine eau, et de 13 à 65 pour les stations de rive (de 13 à 65 lorsque seuls les macrophytes submergés sont considérés). L'abondance des herbiers est négativement corrélée à la profondeur (Figure 16) avec une disparition (théorique) à 1mètre de profondeur.



**Figure 16** : Relation entre l'abondance des herbiers de macrophytes submergées et la profondeur de l'eau dans l'étang de la de la Grand Palun

**Tableau 8.** Abondance des macrophytes (hydrophytes et héliophytes) et richesse spécifique des herbiers de macrophytes submergées sur l'étang de la Grand Palun.

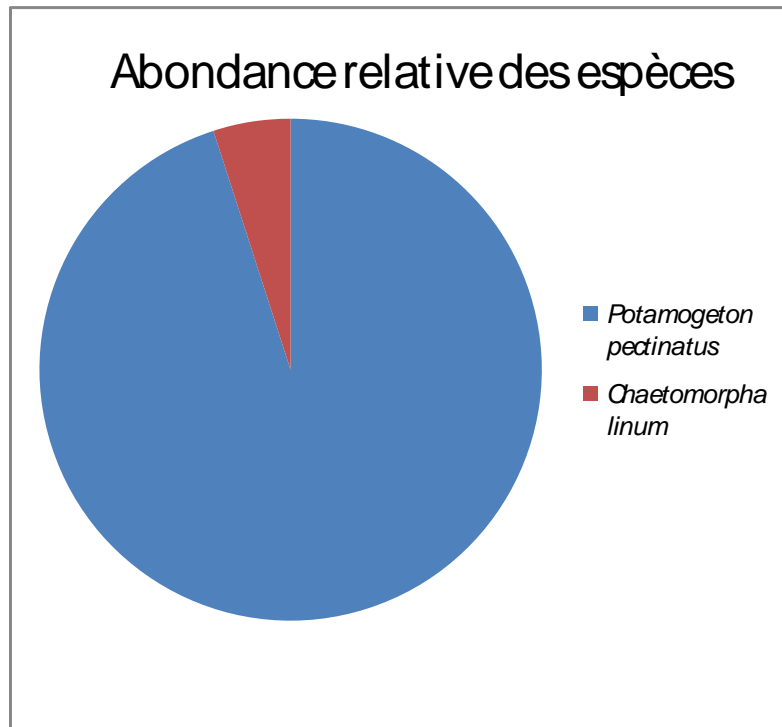
N° Station	Prof. (cm)	Abondance totale par espèce				Somme des abondances herbiers	Somme des abondances héliophytes	Fréq herbiers/30	Richesse spécifique herbier
		<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Chaetomorpha linum</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Juncus maritimus</i>				
1	80	3	0	0	0	3	0	6	1
2	80	5	0	0	0	5	0	4	1
3	50	40	0	0	0	40	0	22	1
4	90	14	0	0	0	14	0	10	1
5	80	1	0	0	0	1	0	1	1
k	30	64	1	0	0	65	0	28	2
d	40	17	0	10	0	17	10	10	1
g	20	15	8	27	12	23	39	13	2
m	30	13	0	8	0	13	8	9	1
<b>Total</b>		<b>172</b>	<b>9</b>	<b>45</b>	<b>12</b>	<b>181</b>	<b>57</b>	<b>103/270</b>	<b>2</b>

### 3.3.2. Composition spécifique des macrophytes et abondances des espèces

Sur l'ensemble de la lagune 8 espèces ont été récoltées dont deux macrophytes submergées, *Potamogeton pectinatus* et *Chaetomorpha linum* (Tableau 8). Seul *P. pectinatus* a été récolté sur les stations de pleine eau. *Chaetomorpha linum*, *Phragmites australis* et *Juncus maritimus* n'ont été trouvées que sur les stations littorales. Les quatre autres espèces (*Arthrocnemum fruticosum*, *Baccharis halimifolia*, *Scirpus maritimus*, *Tamarix gallica*) ont été trouvées uniquement sur les berges.

La diversité donnée par l'indice de Shannon est nulle et l'équi-répartition non calculable pour les points de pleine eau (une seule espèce). La diversité de Shannon ( $H'$ ) et l'équirépartition ( $J$ ) sont égales (richesse = 2) pour les points littoraux  $H' = 0,65$  et  $J = 0,65$  et pour l'ensemble de la lagunes (toutes stations et espèces combinées)  $H' = J = 0,28$ .

*P. pectinatus* était présent sur les 5 stations de pleine eau et sur les 4 littorales. C'est l'espèce la plus abondante avec plus de 70 % des abondances cumulées (Figure 17). *Chaetomorpha linum* a été trouvé sur 2 stations littorales, *Phragmites australis* sur 3 et *Juncus maritimus* n'a été trouvé que sur une station littorale.



**Figure 17** : Abondance relative des espèces de macrophytes submergées sur la lagune de la Grand Palun

Sur les relevés rivulaires, sur une bande de 1m au-delà de la limite des eaux, *Phragmites australis* et *Baccharis halimifolia* ont été trouvés sur les 4 stations. *Juncus maritimus* a été trouvé à 3 reprises, *Tamarix gallica* et *Scirpus maritimus* à 2 reprises. Seul *Arthrocnemum fruticosum* n'a été trouvé qu'une fois.

La végétation rivulaire de la Grand Palun est composée d'une roselière où le roseau (*Phragmites australis*) est largement dominant mais où d'autres espèces telles que *Juncus maritimus* et *Tamarix gallica* sont présentes très régulièrement (abondance de 9 et 7 respectivement pour un maximum théorique de 20). *Baccharis halimifolia*, espèce exogène invasive est aussi présente à des abondances fortes (9 sur un maximum théorique de 20).



**Photo 5** : Campagne de terrain sur la Grand Palun

### 3.3.3. Valeur indicatrice des espèces

*Potamogeton pectinatus* est une espèce à très large distribution, tolérante à des salinités relativement élevées (au-delà de 10) et fluctuantes, tolérant bien la pollution, notamment organique. C'est une espèce de milieu eutrophe (Preston, 1995). Une eutrophisation très importante conduisant à une anoxie poussée du sédiment réduit sa production de biomasse (Van Wijck et al., 1994) mais elle ne disparaît pas du milieu. La faible abondance des macrophytes constitués uniquement par *Potamogeton pectinatus* suggère une qualité de l'eau médiocre pour les eaux de la Grand Palun.

L'état écologique de la Grand Palun, évalué par l'Agence de l'Eau en 2009 ([http://sierm.eaurmc.fr/geosdage/otrans/eau\\_transition.php?fiche=FRDT14c](http://sierm.eaurmc.fr/geosdage/otrans/eau_transition.php?fiche=FRDT14c)), est jugé médiocre mais en contradiction avec l'évaluation de l'état chimique jugé très bon.

Il n'y a pas une bonne concordance entre l'évaluation de l'état chimique de l'eau avec celle par les macrophytes. L'évaluation de l'état de la lagune par les macrophytes pose problème car si la transparence de l'eau est probablement en cause dans la faible abondance (et peut être diversité) des macrophytes, cette faible transparence semble davantage due à la remise en suspension du sédiment sous l'action du vent qu'à des conséquences de l'eutrophisation ou de la pollution. Une forte relation entre la turbidité (MES) et la salinité des lagunes a été montrée sur le Vaccarès (Charpentier et al. 2005), cette relation expliquant pour une grande part la dynamique spatiale des macrophytes sur les dernières décennies. La lagune de la Grand Palun est en outre dans notre échantillon de 4 lagunes celle qui est la moins soumise à l'action des activités humaines. La communication permanente avec le Rhône est néanmoins un facteur évident de perturbation.

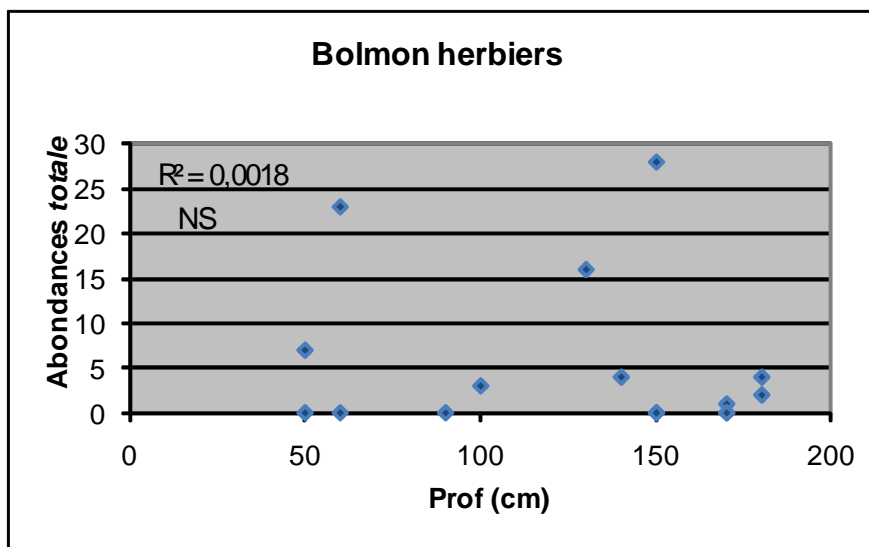
D'autre part les macrophytes ont beaucoup varié depuis les 25 dernières années (Thibault & Willm, 2008) et les causes de ces fluctuations ne sont pas clairement identifiées. Une étude plus approfondie sur la Grand Palun serait nécessaire pour comprendre quel est le fonctionnement et la dynamique des macrophytes sur cette lagune. Cette étude serait d'autant plus utile que la Grand Palun semble la lagune la plus proche d'un fonctionnement naturel et pourrait jouer un rôle important dans la définition de l'état de référence des lagunes oligo-halines.

## **3.4. Le Bolmon**

### 3.4.1. Extension et densité des macrophytes du Bolmon

Dans l'ensemble, la lagune présente peu de végétation et la fréquence de contact avec les herbiers est faible (0,09), les héliophytes étant très peu abondants. La fréquence de contact avec les herbiers submergés est 0,1 pour les points de pleine eau et 0,075 pour les points de rive. Sept stations de pleine eau sur les douze étudiées présentent des macrophytes dont quatre (7, 8, 11, 12) sur les cinq stations situées dans la moitié Sud de la lagune. Quatre stations de pleine eau et une station littorale étaient totalement dépourvues de végétation de macrophytes submergés –herbiers) (Tableau 11).

L'abondance des herbiers par station variait entre 0 et 28 (pour un maximum théorique de 150) pour les stations de pleine eau et entre 0 et 7 pour les littorales. L'abondance des herbiers n'était pas corrélée à la profondeur de l'eau (Figure 18).

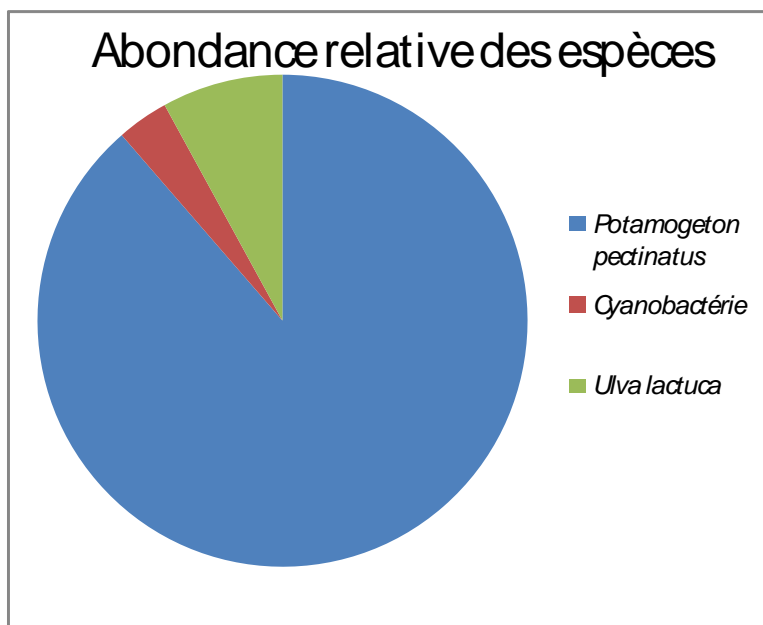


**Figure 18** : Relation entre l'abondance totale des herbiers de macrophytes submergées et la profondeur de l'eau au Bolmon

### 3.4.2. Composition spécifique des macrophytes et abondances des espèces du Bolmon

Sur l'ensemble de la lagune 13 espèces ont été récoltées dont une seule (*Potamogeton pectinatus*) sur les stations (8) de pleine eau. *P. pectinatus* domine très largement le peuplement d'hydrophytes (Figure 19). Quatre espèces ont été récoltées sur les stations littorales : *Phragmites australis* (2 stations), *P. pectinatus* (1 station, hors relevé), *Ulva lactuca* (1 station) et une colonie de cyanobactérie (1 station). Dix espèces (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Fraxinus angustifolia*, *Tamarix gallica*, *Calystegia sepium*, *Parietaria lusitanica*, *Obione portucaloïdes*, *Arthrocnemum fruticosum*, *Hordeum murinum* et *Inula crithmoïdes*) ont été trouvées sur les berges.





**Figure 19** : Abondance relative des espèces sur la lagune du Bolmon

**Tableau 9.** Richesse spécifique et abondances des espèces par station et par espèce, points contacts et présence de végétation du Bolmon

Station	Prof. (cm)	Abondance totale par espèce				Somme Abondance herbier	Fréq. Herbier (/30)	Richesse spécifique Herbier
		<i>Potam. pectinatus</i>	<i>Cyanobact.</i>	<i>Ulva lactuca</i>	<i>Phragm. australis</i>			
1	60	23	0	0	0	23	8	1
2	150	0	0	0	0	0	1	1
3	150	0	0	0	0	0	0	0
4	130	16	0	0	0	16	6	1
5	170	0	0	0	0	0	0	0
6	170	1	0	0	0	1	1	1
7	140	4	0	0	0	4	5	1
8	180	2	0	0	0	2	1	1
9	170	0	0	0	0	0	0	0
10	50	0	0	0	0	0	0	0
11	150	28	0	0	0	28	12	1
12	180	4	0	0	0	4	4	1
f	90	0	0	0	0	0	0	0
x	60	0	0	0	3	0	1	1
l	100	0	3	0	0	3	3	1
s	50	0	0	7	1	7	5	1
<b>Total</b>	<b>125</b>	<b>78</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>88</b>	<b>47/480</b>	<b>3</b>

La richesse moyenne par prélèvement était de 0,8 avec en moyenne 0,75 espèce pour les 12 stations de pleine eau et 1,25 pour littorales. La diversité de Shannon (H') pour les points de pleine eau est nulle et l'équi-répartition non calculable (une seule espèce présente : *P. pectinatus*). La diversité de Shannon (H') et l'équirépartition (J) sont égales pour les stations littorales (S= 2) avec 0.57 et pour l'ensemble de la lagune (toutes stations combinées) H'= 0,611 et J= 0,385.

*Potamogeton pectinatus* est l'espèce la plus abondante sur les relevés de pleine eau et littoraux avec plus de 80% des abondances cumulées (Figure 20). Pour les stations littorales les abondances des macrophytes étaient très faibles et *Ulva lactuca* était l'espèce la plus abondante (7).

Dans les relevés sur les berges (sur une bande de 1m au-delà de la limite des eaux), *P. australis* a été trouvé trois fois et *Tamarix gallica* deux fois. Les autres espèces (*Arundo donax*, *Fraxinus angustifolia*, *Calystegia sepium*, *Parietaria lusitanica*, *Obione portucaloïdes*, *Arthrocnemum fruticosum*, *Hordeum murinum* et *Inula crithmoïdes*) n'ont été trouvées qu'à une seule reprise. Aucune espèce invasive n'a été récoltée. La végétation rivulaire de la berge naturelle est composée d'une roselière très dense. La diversité (Shannon) de la végétation des berges est de 1,842 et l'équi-répartition est de 0,8.

### 3.4.3. Valeur indicatrice des espèces

*Potamogeton pectinatus* est une espèce à très large distribution, tolérante à des salinités relativement élevées (au-delà de 10) et fluctuantes, tolérant bien la pollution, notamment organique. C'est une espèce de milieu eutrophe (Preston, 1995). Une eutrophisation très importante conduisant à une anoxie poussée du sédiment réduit sa production de biomasse (Van Wijck *et al.*, 1994) mais elle ne disparaît pas du milieu.

*Ulva lactuca* est une espèce très tolérante vis-à-vis de la pollution. Elle est à l'origine des marées vertes causées par une eutrophisation excessive. Elle profite d'arrivées d'eaux polluées d'origine domestique ou d'eaux de lessivage des sols plus ou moins riches en nutriments pour proliférer.

La faible abondance des macrophytes (<10% de recouvrement), leur très faible diversité et la présence d'espèces tolérantes à la pollution et d'espèces nitrophiles (*Ulva*) et de cyanobactéries soulignent que les eaux du Bolmon sont eutrophes à hyper-eutrophes et sont d'une qualité mauvaise. Cette analyse correspond au classement de la lagune donné dans le cadre de l'état des lieux réalisé par l'Agence de l'eau (mauvaise) avec notamment des niveaux de Phosphore élevés. La lagune semble en voie de restauration avec une réapparition des macrophytes qui avaient disparu dans les années 2000. Le retour des macrophytes pourrait être une conséquence de l'amélioration de la gestion des rejets dans le bassin versant.

## **4. Discussion générale**

### **4.1. Valeur indicatrice des macrophytes**

Les quatre lagunes étudiées correspondent à une gamme étroite de qualité des eaux et d'anthropisation. L'état écologique des eaux de la Grand Palun est considéré comme médiocre (Tab. 10) malgré qu'elle soit située dans un environnement très préservé des activités humaines, avec cependant le Rhône comme source significative de pollution lors des crues. A l'inverse le Bolmon est dans un environnement très anthropisé avec une qualité de l'eau très dégradée (mauvaise) même si elle semble en amélioration. Les étangs de Charnier et de Scamandre sont intermédiaires pour leur situation environnementale avec un environnement partiellement agricole et une alimentation en eau par des canaux avec une qualité médiocre ; ils présentent un état écologique des eaux médiocre.

Plusieurs indicateurs ont été étudiés prenant en compte la distinction entre stations littorales et de pleine eau ou en synthétisant les données à l'échelle de la lagune. Ces indicateurs sont élaborés à partir de variables descriptives des peuplements de macrophytes submergées (hydrophytes). Les hélrophytes n'ont pas été pris en compte car ils répondent à des facteurs environnementaux différents et sont notamment moins dépendants des caractéristiques de la colonne d'eau et de la qualité de l'eau.

La mesure des héliophytes reste cependant nécessaire dans le protocole car leur abondance est déterminante pour l'installation des hydrophytes.

La richesse spécifique des macrophytes submergées est faible pour toutes les lagunes et ne montre pas de différence dans le gradient de qualité de l'eau, aussi bien au niveau de la lagune qu'en distinguant les deux types de station (littorales et de pleine eau, Tableaux 10 et 11).

**Tableau 10.** Comparaison de la qualité des eaux (RSL 2009, voir Annexe 4) et des indicateurs de richesse, diversité et équirépartition sur les herbiers des lagunes de la Grand Palun, du Scamandre, du Charnier et de Bolmon ; le code couleur RSL (bleu= très bon, vert= bon, jaune= moyen, orange= médiocre, rouge= mauvais). Pour l'Etang du Charnier, la teneur en Matière organique du sédiment (M.O. Sédiment) a été mesurée en 2005 (Aquascop 2006) et la salinité est donnée du SMCG.

		Grande Palun			Scamandre			Charnier			Bolmon		
		2009			2005			2005			2009		
ÉTÉ		juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août
	O <sub>2</sub> sat		Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Green	Blue	Blue	Blue	Red	Red
Turbidité		Red	Red	White	Orange	Red	Orange	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	White
Chl <i>a</i>		Orange	Orange	Green	Orange	Orange	Red	Orange	Red	Red	Red	Red	Red
Chl <i>a</i> + Pheo		Orange	Orange	Green	Orange	Orange	Red	Orange	Red	Red	Red	Red	Red
Etat colonne d'eau été		Red			Red			Red			Red		
Moyenne annuelle de salinité (2009)		3,4			0,94			2,2			6,57		
M.O. Sédiment (%PS)		1,5			7			8			8		
		Pleine eau	Littoral	Gobal	Pleine eau	Littoral	Gobal	Pleine eau	Littoral	Gobal	Pleine eau	Littoral	Gobal
Richesse spécifique hydrophytes		1	2	2	3	3	3	3	4	4	1	2	3
Diversité (H)		0	0,65	0,29	0,84	0,28	0,99	0,12	1,08	0,62	0	0,56	0,61
Equirépartition (J)		0	0,65	0,29	0,84	0,18	0,62	0,07	0,68	0,31	0	0,56	0,39

La richesse est minimale pour les lagunes de Bolmon et de la Grand Palun et plus forte pour les deux lagunes de Scamandre et Charnier. La richesse spécifique ne semble pas limitée d'abord par des facteurs de pression anthropique et/ou de qualité de l'eau sauf dans des cas d'hyper-eutrophisation conduisant à la disparition totale des phanérogame remplacées par des algues nitrophiles (par ex. Ulves) et/ou des fortes concentrations de phytoplancton ou de cyanobactéries (par ex. le Bolmon dans le début des années 2000). Les facteurs limitant la richesse ne peuvent être identifiés sur la base de cette étude mais la turbidité élevée, la forte productivité et les fluctuations de salinité sont probablement des facteurs importants.

**Tableau 11.** Comparaison de la qualité des eaux (RSL 2009, voir Annexe 4), des indicateurs de richesse, de fréquence et d'abondance de la végétation et de l'abondance relative des macrophytes submergés sur les lagunes de la Grand Palun, du Scamandre, du Charnier et de Bolmon ; le code couleur RSL (bleu= très bon, vert= bon, jaune= moyen, orange= médiocre, rouge= mauvais). Pour l'Etang du Charnier, la teneur en Matière organique du sédiment (M.O. Sédiment) a été mesurée en 2005 (Aquascop 2006) et la salinité est une donnée du SMCG.

	Gde Palun			Scamandre			Charnier			Bolmon		
	2009			2005			2005			2009		
ÉTÉ	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août
O <sub>2</sub> sat	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Turbidité	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chl <i>a</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chl <i>a</i> + Pheo	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Etat colonne d'eau été	■			■			■			■		
Moyenne annuelle de salinité (2009)	3,4			0,94			2,2			6,57		
M.O. Sédiment (%PS)	1,5			7			8			14,8		
Profondeur moyenne	56			126			97			125		
Richesse totale	2			3			4			3		
Richesse macrophytes submergées	2			3			4			2		
Fréquence stations végétalisées (%)	100			50,0			100			63		
Fréquence végétation / point (%)	46			13			59			9		
Abondance végétation / point	0,88			0,18			0,88			0,19		
<b>Abondance relative / espèce (%)</b>												
<i>Chara aspera</i>				<1			4					
<i>Potamogeton pectinatus</i>	72			68			6			85		
<i>Potamogeton crispus</i>				31								
<i>Myriophyllum spicatum</i>							89					
<i>Ceratophyllum demersum</i>							1					
<i>Chaetomorpha linum</i>	4											
<i>Ulva lactuca</i>										8		
<i>Cyanobactéries (tapis)</i>										3		

La diversité de Shannon et l'équirépartition ne peuvent constituer de bons indicateurs dans ces conditions de faible richesse spécifique et ils ne peuvent être calculés lorsque la richesse est égale (ou inférieure) à 1. Les écarts intra-lagune pour ces deux paramètres sont supérieurs aux différences inter-lagunes, sans qu'aucune cohérence n'apparaisse dans les résultats (Tableau 10).

Plusieurs indicateurs ont été testés concernant l'abondance des macrophytes (Tableau 11) : la fréquence des stations avec macrophytes submergées, leur recouvrement des par la mesure de la fréquence de contact par point et par la mesure de l'abondance moyenne par point. Dans la gamme de profondeur rencontrée, les macrophytes submergées devraient avoir un recouvrement important dans les lagunes.



La fréquence des macrophytes submergées par point est une mesure proche du recouvrement sur une échelle spatiale de 30m (la longueur du transect), en le surestimant toutefois par la méthode de prélèvement sur une surface non ponctuelle (dans le cas de cette étude utilisant un râteau : environ 0.10m<sup>2</sup>). Malgré cette surestimation, les valeurs de fréquence des macrophytes sont faibles à très faibles (Bolmon). De plus, l'abondance moyenne des macrophytes par point est également une mesure de recouvrement mais plus locale (0.10m<sup>2</sup>) et estimant la contribution relative des différentes espèces. L'abondance moyenne par point était inférieure à 1 (Tableau 11), la valeur 1 correspondant à un recouvrement de 5%, cf section Matériel et Méthodes). Sur les lagunes plus salées le RSL donne un seuil de 5% de recouvrement pour pouvoir interpréter un indicateur macrophyte. Les 4 lagunes étudiées se trouvent proches de ce seuil et probablement en dessous pour au moins le Scamandre et Bolmon. Les données recueillies semblent néanmoins suffisamment nombreuses et robustes pour pouvoir être interprétées, notamment du fait de la large distribution spatiale des macrophytes submergées qui concerne des parties significatives dans chaque lagune.

Globalement l'abondance faible des macrophytes est conforme à ce qui est attendu pour des lagunes avec des qualités d'eau mauvaise (Bolmon) à médiocre (Scamandre, Charnier). Cependant, l'abondance des macrophytes n'est pas cohérente avec la qualité de l'eau sur la Grand Palun. De plus, aucune relation claire n'apparaît avec la qualité de l'eau ou la pression anthropique et l'abondance des macrophytes. En effet, si les faibles valeurs de fréquence et d'abondance des macrophytes par point sont notées pour le Bolmon, ces dernières se rencontrent également pour le Scamandre et pourraient être attribuées à la plus grande profondeur de ces deux lagunes. Il faut noter également que l'abondance des macrophytes était négativement corrélée à la profondeur de l'eau pour toutes les lagunes sauf le Bolmon. La pente de cette droite de régression peut être considérée comme un intégrateur de la transparence de l'eau ; cependant, la comparaison entre lagunes est limitée par les différences de composition spécifique de la végétation associées à d'éventuelles différences de port des végétaux et de tolérance à l'atténuation lumineuse ou l'agitation par les vagues. L'absence de corrélation entre l'abondance des macrophytes et la profondeur de l'eau dans l'étang du Bolmon est inhabituelle pour cette gamme de profondeur et avec des eaux souvent turbides ; elle pourrait être considérée comme un indicateur de perturbation.

La composition spécifique des peuplements de macrophytes diffère peu entre lagunes avec seulement 7 espèces de macrophytes submergées et 3 espèces dominantes ou co-dominantes : *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus* et *Myriophyllum spicatum*. Ces 3 espèces sont caractéristiques d'eaux eutrophes, douces à faiblement saumâtres.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, 2 types de macrophytes sont distingués : les espèces de référence, caractéristiques d'un milieu en bon état (phanérogames marines et algues permanentes), et les algues opportunistes et dérivantes.

La distinction entre espèces de référence ou non ne semble pas opérante pour les lagunes oligo- à méso-halines du fait de l'instabilité fréquente de la salinité et de la place prépondérante des phanérogames d'eau douce dans cette gamme de salinité. Il est proposé dans le cadre de la DCE de s'appuyer sur les seuils définis par le RSL pour les lagunes peu salées, basés sur le pourcentage de recouvrement par les macrophytes (Ifremer, Créocéan, UM2, 2000) (en dessous de 20% : état vert – entre 20 et 50% : état jaune – entre 50 et 80% : état orange – au dessus de 80% mauvais état rouge (mauvais). Ces seuils semblent pertinents s'ils sont utilisés pour l'ensemble du recouvrement des macrophytes submergés (pour prendre en compte la variabilité des espèces dominantes, notamment en fonction de la salinité). Ils demandent cependant que la transparence de l'eau soit mesurée et que la cause majeure de turbidité soit identifiée (sédiment en suspension / phytoplancton correspondant respectivement à une caractéristique propre aux lagunes dessalées ou à un niveau trophique élevé).

La composition spécifique des macrophytes submergées fournit des indications sur les conditions écologiques des lagunes. Deux critères d'analyse peuvent être utilisés : les besoins en lumière et l'adaptation à des niveaux trophiques élevés. *Chara aspera* est la seule espèce strictement exigeante en lumière : elle est confinée aux bordures des lagunes du Scamandre et du Charnier. *Myriophyllum spicatum* semble plus tolérante à des niveaux trophiques élevés que *P. pectinatus*, le ratio des biomasses épigée/hypogée pouvant en être un indicateur (Van Wijck et al. 1994). *Ceratophyllum demersum* est une espèce caractéristique des eaux très eutrophes avec un appareil souterrain faible à

inexistant. Cependant la répartition de ces espèces est fortement influencée par des tolérances différentielles au sel.

*Chaetomorpha linum* et *Ulva lactuca* se rencontre dans des gammes de salinité comparables, la dernière étant particulièrement capable de prolifération dans des milieux riches en azote. L'abondance de *Ulva* est indicatrice d'une charge élevée en nutriment.

La composition spécifique des macrophytes sur les 4 lagunes correspond globalement à ce gradient trophique, cependant les données sont actuellement insuffisantes pour la construction d'un indicateur. Des données complémentaires seraient nécessaires pour (1) une analyse statistique et augmenter la diversité de situations et (2) analyser la stabilité de la composition de ces macrophytes et leur corrélation éventuelle avec des changements dans la qualité de l'eau.

Sur le faible échantillon de 4 lagunes, la structure et la composition spécifique des macrophytes de macrophytes submergées semble avoir une valeur indicatrice plus faible que pour les lagunes plus salées ou pour les masses d'eau douce. Deux facteurs semblent à l'origine de cette difficulté :

- Les conditions relativement plus instables en salinité dans une gamme dans laquelle beaucoup d'espèces trouvent leur limite de tolérance à ce facteur. La composition spécifique des macrophytes est influencée par ces variations de salinité et la capacité de résilience des macrophytes n'est pas connue de manière générale.
- L'augmentation de la turbidité de l'eau induite par le développement du phytoplancton dans le processus d'eutrophisation est un mécanisme important impactant le développement des macrophytes. Dans les lagunes oligo- et méso-halines, la turbidité de l'eau est souvent élevée sans lien avec l'eutrophisation. En effet, dans ces lagunes le sédiment est riche en particules fines d'argiles qui sont aisément remise en suspension dans la colonne d'eau. Lorsque la salinité augmente le comportement physique de ces particules est modifié : elles s'agrègent en colloïdes qui précipitent. Une relation exponentielle négative a ainsi pu être mise en évidence entre la teneur en MES dans la colonne d'eau et la salinité sur le Vaccarès dans la gamme 4-12g/l (Charpentier et al. 2005). Ce mécanisme induit une confusion entre des mécanismes différents impactant de manière similaire les herbiers fixés.

Ces difficultés peuvent probablement être surmontées par des approches moins généralistes et en s'appuyant sur des états de référence locaux pour chaque lagune. Cependant, la modification de la salinité est souvent le résultat de l'anthropisation au travers de la modification des entrées et sorties d'eau. L'évaluation de l'état des lagunes pose la question de l'état de référence qui doit être pris en compte. Cette question est particulièrement importante pour les lagunes oligo-halines car de petites modifications de salinité peuvent avoir des impacts biologiques considérables.

#### **4.2. La végétation rivulaire**

La végétation des rives des lagunes n'a pas été analysée dans le détail. Elle était principalement constituée de roselières hautes et basses. La végétation de la rive a une grande importance dans le fonctionnement global des lagunes notamment en réduisant les apports de nutriments depuis le bassin versant et en limitant l'impact du vent. Cependant cet effet est probablement difficile à mesurer dans un contexte de grande variance spatiale et du mélange rapide des eaux sous l'effet du vent.

Malgré l'absence de lien évident entre les caractéristiques des macrophytes et la végétation rivulaire, la description des rives et de leur végétation demeure pertinente dans une analyse et le suivi des lagunes. Ils permettent en effet d'évaluer la pression d'anthropisation (d'artificialisation) de l'interface entre les milieux terrestres et aquatiques et le potentiel d'auto-épuration des eaux par la végétation amphibie.

### **4.3. Bilan et perspective**

Cette étude n'a pas permis de finaliser ou valider un protocole pour une évaluation de l'état des peuplements de macrophytes dans les lagunes oligo- et méso-halines méditerranéennes. La cause principale est l'absence de relation simple entre l'abondance et la composition spécifique des peuplements de macrophytes et les facteurs de pression anthropiques, notamment l'eutrophisation. D'une part, le recouvrement des herbiers a été trouvé toujours très faible dans des conditions de profondeur faibles du fait d'une turbidité naturelle des eaux. D'autre part la composition spécifique des herbiers est très sensible à la salinité dans le bas de la gamme de salinité considérée masquant probablement les effets d'éventuelles perturbations anthropiques.

L'évaluation de l'état des peuplements de macrophytes dans ces lagunes nécessite une étude plus approfondie de leur dynamique. Il faut probablement établir des états de référence par lagune au moins dans un premier temps et mieux comprendre le rôle respectif des facteurs de perturbation anthropique et des caractéristiques structurelles de ces écosystèmes. Dans cette perspective, les développements à mettre en œuvre pourraient être :

- Un suivi pluriannuel de l'extension et de la composition spécifique des herbiers dans un échantillon de lagunes (de préférence un échantillon plus large que dans cette étude) permettant de comprendre les variations interannuelles et d'identifier les facteurs proximaux de forçage (par exemple salinité, transparence de l'eau, profondeur, déplacement compétitif, ...)
- Une recherche bibliographique sur les états antérieurs des lagunes (recherche d'un état de référence historique) considérant également les modifications parfois profondes apportées à la structure ou au fonctionnement par les aménagements anthropiques
- Une étude des variations temporelles de la transparence de l'eau en fonction de la teneur en matières en suspension et de l'abondance du phytoplancton (concentrations des pigments photosynthétiques).

Une telle étude aurait comme objectif finale de déterminer un protocole de suivi et des tester statistiquement l'effort d'échantillonnage nécessaire pour un suivi en routine.

Le protocole testé semble bien répondre dans ses grandes lignes aux besoins et contraintes pour la mesure des peuplements de macrophytes submergées. Quelques aménagements semblent utiles concernant la technique de prélèvement et le nombre et la distribution des stations de mesure.

Le protocole prévoit l'utilisation de grappin ou de râteau pour les stations de pleine eau et des quadrats pour les stations littorales. Compte tenu des conditions de transparence et de profondeur des lagunes ciblées, il est probablement préférable d'utiliser seulement un râteau à manche télescopique permettant une meilleure standardisation des mesures entre stations et une meilleure estimation de la surface échantillonnée.

Le protocole initial préconisait une station littorale seulement par type de rive rencontré sur la lagune. Dans trois des quatre lagunes étudiées les macrophytes étaient plus abondants et plus riches en espèce sur ces stations littorales, notamment en espèce exigeantes sur la qualité de l'eau. D'autre part le nombre d'espèces récoltées était croissant avec le nombre de stations pour un nombre de stations inférieur à 4 (Figure 16). Il semble donc nécessaire d'augmenter le nombre de stations littorales afin d'avoir :

- au moins 4 stations littorales pour des lagunes de moins de 500ha et au moins 8 pour des lagunes de moins de 1000 ha et 12 stations pour des lagunes supérieures à 1500ha.
- au moins 2 stations par type de rive (pour les types de rive contribuant à au moins 10% du périmètre total de la lagune).

Le nombre préconisé de stations de pleine eau semble suffisant pour une évaluation globale des macrophytes de la lagune, tout du moins pour des lagunes inférieures à 1000 ha. Lors de la campagne de terrain, aucune lagune de plus de 1000 ha n'a été testée. Il serait utile de tester le protocole sur des lagunes de grande superficie et d'évaluer la possibilité de réduire la densité des stations tout en maintenant une bonne évaluation de l'état des macrophytes. Une distribution spatiale

différente des stations de mesure pourrait être explorée, par exemple le long d'un nombre limité de transects. Cette approche permettrait probablement une meilleure analyse locale de la relation entre la profondeur et l'abondance et la composition spécifique des herbiers mais peut être au détriment de la représentativité (plus faible intégration spatiale).

## 5. Références

- Aquascop, 2006. Qualité des étangs du Scamandre, Charnier et Crey : suivi de la qualité des eaux et bilan hydrobiologique. Syndicat Mixte de la Camargue gardoise, 69p.
- Bardin O., 2002. – Dynamique des peuplements piscicoles colonisant les milieux estuariens et lagunaires du delta du Rhône. Etude de deux cas : le domaine de la Palissade et le pertuis de la Fourcade – Thèse – Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille III, 176p.
- Bertrin, S. Boutry & A. Dutartre, 2010. Evaluation de la qualité écologique des plans d'eau à l'aide des communautés de macrophytes. Premiers résultats du développement d'un indice de bioindication « Macrophytes en plans d'eau » dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) en métropole. Poster présenté à ECOVEG6 – Ecologie des Communautés Végétales – Université de Rouen – 31 mars au 02 avril 2010.
- Blandin P. & Luce J.M. 1994. La surveillance des systèmes écologiques et de la biodiversité, problèmes conceptuels et méthodologiques. Bulletin de la société entomologique de France, 99: 39-54.
- Blandin, P. 1986. Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin d'écologie 17 (4) : 215-307.
- Blondel, J. 1979. Biogéographie et Ecologie. Masson, Paris.
- BRL. 2002. Observatoire de l'eau en Camargue Gardoise. Rapport de fin d'étude. Syndicat mixte pour la protection et la gestion de la Camargue Gardoise. 99p.
- Brun, L. & Beltra, S. 1994. Etat des lieux et opportunités de conservation et de gestion des zones humides du pourtour de l'étang de Berre. C.E.E.P., Station biologique de la Tour du Valat, D.I.R.E.N. PACA, 222 p.
- Charpentier A., P. Grillas, F. Lescuyer, E. Coulet & I. Auby, 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* community over a period of fluctuating salinity in a shallow coastal lagoon, southern France. Estuarine, Coastal & Shelf Sciences 64: 307-315.
- Communauté Européenne. 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000. (JO L 327 du 22.12.2000, p. 1).
- Dutartre, A., Bertrin, V. & Laplace-Treytore C. 2006. DCE Liste des taxons de macrophytes susceptibles d'être rencontrés en plans d'eau. V.1., 13p. [https://hydrobio-dce.cemagref.fr/Telecharger/Macrophytes\\_en\\_plans\\_d\\_eau](https://hydrobio-dce.cemagref.fr/Telecharger/Macrophytes_en_plans_d_eau)
- Dutartre, A., Bertrin, V., 2009. Méthodologie d'étude des macrophytes en plans d'eau. Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Cemagref, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Version 3.2, 28p.
- Forsberg, C. 1965. Nutritional Studies of Chara in axenic Cultures. Physiol. Plant. 18(2) : 275-290.
- Grillas, P., Aubry, I. & Mesleard, F. 2001. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. 2 : Les espèces. Région Languedoc Roussillon Montpellier (FRA) 241p ill.
- Ifremer, Créocéan, UM2, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens. 410p.
- Jensen S., 1977. An objective method for sampling the macrophytes vegetation in lakes. Vegetatio, 33 :107-118
- Lobry, J., Gonthier, P., Elie, P. & Rochard, E. 2003. Contribution à la caractérisation de l'état écologique de masses d'eaux de transition de type « estuaire » à partir du cas de la Gironde. Structure des assemblages ichtyologiques dans les milieux de type estuarien. Rapport d'étude n°82
- Millet, B. 1986. Hydrologie et hydrochimie d'un milieu lagunaire tropical : le lac Togo. Paris, Orstom, Etudes et Thèses, 228p.
- Mouronval J.B. & Baudoin S. 2010. Plantes aquatiques de Camargue et de Crau. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage - Paris – 120p.
- Pielou E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. theor. Biol. , 13, 131 – 144.
- Pont, D. & Barroin, G. 1993. Expertise écologique de l'étang de Bolmon en vue de sa réhabilitation.

- Rapport final. Laboratoire d'écologie des systèmes fluviaux. SIBOJAÏ, Fr., 348p.  
Préfecture des Bouches-du-Rhône. Etang de Berre et son bassin versant. Objectif de réduction des flux de substances polluantes. Version n°4. 30 sept embre 2000. Mission Inter-Service de l'Eau.
- Preston, C.D. 1995. Pondweeds of Great Britain and Ireland. 352pp.
- Réseau de Suivi Lagunaire \*, (à paraître - 2011). Guide de reconnaissance et de suivi des principales espèces de macrophytes dans les lagunes du Languedoc-Roussillon. Ifremer, Cépralmar, Agence de l'Eau RM&C, Région Languedoc-Roussillon.
- Stuckey, R. L. 1979. Distributional history of *Potamogeton crispus* (curly pondweed) in North America. *Bartonia* 76:22-42.
- Thibault, M. & Willm, L. 2008. Plan de gestion du domaine de la Palissade 2008-2013 – Volet 1 : Approche descriptive et analytique.
- Tomàs Vives P. (ed). 1996. Suivi des Zones Humides Méditerranéennes : Guide méthodologique. Publication MedWet ; wetlands International, Slimbridge, RU et ICN, Lisbonne, Portugal. 150 pp.
- Tournoud, M. G., Chevereau, G., Scerci, F. & Mazoyer, C. 2001. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. 1 : Les eaux. Région Languedoc Roussillon Montpellier (FRA) 188p ill.
- Van Wijck, C., Grillas, P., Jan de Groot, C. & Tan Ham, L. 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (Southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio* 113 : 171-180.
- Venice Symposium, 1959. Symposium on the classification of brackish waters, Venice 8-14<sup>th</sup> April 1958. *Archivo di Oceanographia e Limnologia* 11 (supplemento).



## **Annexe 1. Méthodologie d'étude des communautés de macrophytes en lagunes oligo- et méso-halines.**

### **1. Introduction**

Le suivi de la végétation est effectué une à deux fois par plan de gestion, (un plan de gestion dure généralement 6 ans), lors de la période de développement maximal des macrophytes dans la période de mi-mai à mi-juillet.

La stratégie d'échantillonnage est basée sur un effort d'échantillonnage croissant avec la surface de la lagune, une distribution homogène des stations dans l'espace (stations de pleine eau) et un échantillonnage additionnel des berges (stations littorales), stratifié en fonction de leur intensité d'aménagements anthropiques. Ces options sont justifiées par l'absence de patron évident de distribution spatiale des macrophytes dans ces plans d'eau de faible profondeur, par l'importance des formations littorales d'hélophytes dans le fonctionnement écologique et par les effets locaux potentiels induits par les aménagements éventuels des berges sur ces formations.

### **2. Sélection des stations**

#### **2.1. Typologie des berges**

Trois types de rives sont distingués en fonction du degré d'artificialisation des berges selon une typologie simplifiée à partir de celle du CEMAGREF sur les plans d'eau douce (Dutartre & Bertrin 2009):

- 1. Rives Naturelles** : Tous les types de rives naturelles (rives sans action anthropique);
- 2. Rives artificielles** Zones de berges artificialisées et aménagées
  - 2A** : aménagements en terre (faible intensité d'aménagement) et couverts de végétation (entretien de la végétation rivulaire, zones déboisées, litière, etc.)
  - 2B** : Zones de berges artificialisées et aménagées : aménagements en dur (ports, mouillages, jetées, marinas, docks, bateaux, décharge, remblais, murs, digues, revêtements artificiels, plages aménagées, chemins et routes, ouvrages hydrauliques, etc.)

L'identification et la localisation de ces types sur le linéaire des rives de la lagune sont réalisées à partir des documents cartographiques ou photographiques disponibles. Préalablement aux campagnes de terrain, une première analyse des types de rive doit être réalisée à l'aide des documents déjà disponibles sur le plan d'eau, dont les documents cartographiques et photographiques. Ceux-ci doivent être les plus récents possibles et il est nécessaire de choisir les échelles qui apportent le plus de détails et d'informations sur la nature des berges du plan d'eau :

- documents cartographiques : cartes IGN au 1/25 000 ou 1/10 000, cartes de végétation, cartes bathymétriques, cartes sous format papier ou numérisées...
- documents photographiques : photos aériennes, photos satellites, ortho-photos...

Il est nécessaire d'effectuer une reconnaissance spécifique sur le terrain et une observation directe de la nature des berges, depuis une embarcation sur le plan d'eau ou directement à pied depuis la rive lorsque l'accès y est possible depuis la terre, venant préciser et actualiser les éléments cartographiques ou iconographiques disponibles. Elle permet de valider éventuellement le positionnement envisagé des stations littorales ou de le modifier en fonction des observations. Elle pourra être réalisée préalablement aux campagnes spécifiques "macrophytes" ou en début de la campagne (Cemagref, 2007).

#### **2.2. Nombre et positionnement des stations**

Le nombre et la densité des stations sur le plan d'eau sont fonction de sa surface :

- 1 station/100 ha pour les lagunes supérieures à 1000 ha
- 1 station/50 ha pour les lagunes de surface inférieure (le nombre de stations ne pourra cependant pas être inférieur à 3 dans une lagune de moins de 250 ha).



Le positionnement des stations est effectué sur la base d'un maillage régulier préétabli (échantillonnage régulier aléatoire). On utilise pour cela une grille avec une maille de 1000 m de côté (100 ha) pour les lagunes de plus de 1000 ha et de 700 m (49 ha) pour les lagunes de superficie inférieure. Cette grille systématique est positionnée sur la lagune de manière à obtenir un nombre maximal de stations potentielles réparties sur l'ensemble de la lagune :

- les stations de pleine eau sont situées au niveau des nœuds de la grille sur la surface du plan d'eau, soit 1 station/100 ha pour les grandes lagunes (>1000 ha) et 1 station/50 ha pour les plus petites (le nombre de stations ne pourra cependant pas être inférieur à 3 dans une lagune de moins de 250 ha).
- les stations littorales potentielles sont situées au croisement de la rive et de la grille, ces stations sont en grand nombre et un sous-échantillonnage stratifié par type de rive est nécessaire (1 station littorale par type de rive)

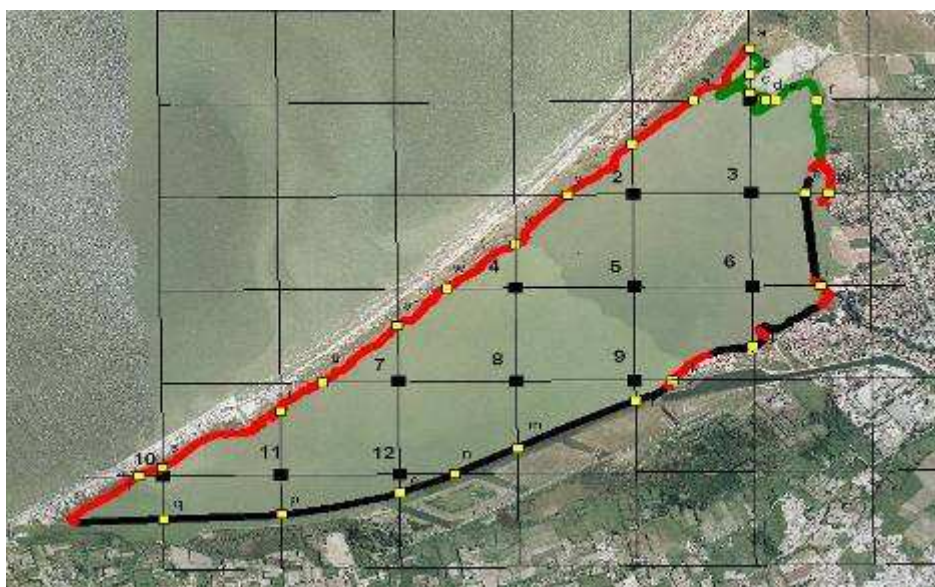
En cas de difficultés (en particulier formes complexes, lagunes étroites...) on pourra utiliser une maille plus petite et sélectionner ensuite par un tirage aléatoire stratifié les stations à retenir.

Toutes les stations sur le plan d'eau (Stations de pleine eau) définies par la grille de positionnement sont à réaliser. Le nombre de points de croisements de la grille avec les berges sont généralement nombreux et un sous échantillonnage aléatoire est réalisé parmi tous les points d'intersection, stratifié par le type de rive pour atteindre:

- au moins 4 stations littorales pour des lagunes de moins de 500ha et au moins 8 pour des lagunes de moins de 1000 ha et 12 stations pour des lagunes supérieures à 1500ha.
- au moins 2 stations par type de rive (pour les types de rive contribuant à au moins 10% du périmètre total de la lagune).

Lors des premiers travaux aucune lagune de plus de 1000 ha n'a été testée. Il serait utile de tester le protocole sur des lagunes de grande superficie et d'évaluer la possibilité de réduire la densité des stations tout en maintenant une bonne évaluation de l'état des macrophytes.

Toutes les stations sont numérotées et leurs coordonnées géographiques (GPS) notées.



**Figure 1 : Exemple d'application de la grille sur l'Étang de Bolmon (600ha) ; le nombre de stations a été fixé à 12 (1 station pour 50 ha.) ; les couleurs des berges correspondent à la typologie (voir plus haut) : vert= 1. Naturel, Rouge= 2A aménagement en terre et Noir= 2B aménagements en dur ; les carrés noirs correspondent aux stations de pleine eau et les points jaunes aux stations littorale potentielles.**

### 3. Mesure de la végétation

L'échantillonnage se fera en bateau ou à pied dans le cas de lagunes peu profondes (<1,2 m) à 2 personnes avec au moins une d'entre-elles **formée à la reconnaissance des espèces**.

#### 3.1. Relevé sur les stations de pleine eau

Dans la mesure du possible, les stations choisies devront être éloignées de 50 m au minimum des conformations "inhabituelles" des rives, telles que anses ou zones proches des débouchés des tributaires de la lagune. Ces zones particulières, voire marginales, constituent des habitats très souvent favorables au développement de plantes aquatiques. La réalisation des stations à leur niveau, si elle est effectuée de façon préférentielle, ne permettrait pas l'évaluation la plus objective de l'état écologique des peuplements de macrophytes à l'échelle de la lagune (Cemagref, 2009).

Au niveau de la station un point fixe est installé (ancre, piquet, ...). A partir de ce point, un transect de 30m est établi dans une direction au hasard (dans le sens du vent pour plus de facilité). Sur ce transect, des points de mesure (30) des macrophytes sont réalisés tous les mètres à l'aide d'un râteau sur une bande d'environ 4m de large (120 m<sup>2</sup>). Si les conditions de transparence des eaux le permettent, l'utilisation d'un bathyscope est possible pour l'observation des macrophytes et, le cas échéant, permet l'observation d'espèces non prélevées sur les points de mesure au râteau. Si les conditions ne permettent pas d'observations hors des points de mesure (turbidité en particulier) l'échantillonnage correspond à 30 échantillons ponctuels répartis dans une bande de 30x4m.

La manipulation du râteau devra comporter au moins un tour complet sur lui-même au contact des fonds. L'abondance relative des taxons récoltés par ces prélèvements sera évaluée pour chacun d'eux selon une gamme de 1 à 5 (Tableau 1):

1. Quelques fragments de tiges
2. Fragments de tiges fréquents ou rares pieds
3. Fragments répartis sur l'ensemble de l'appareil
4. Taxon abondant
5. Taxon présent en grandes quantités sur tout l'appareil

Si plusieurs taxons sont prélevés en même temps, l'abondance totale du prélèvement pourra dépasser 5 (quelques tiges de plusieurs taxons peuvent être accrochées en même temps qu'une espèce très abondante).

Sur chaque station seront mesurées la profondeur, la salinité et si possible la transparence de l'eau (Secchi) et les coordonnées GPS à chaque extrémité du transect de relevé.

#### 3.2. Relevé sur les stations littorales

Deux types de relevés sont réalisés sur les stations littorales : un transect depuis la berge vers le centre de la lagune et un relevé de la végétation sur la rive.

##### *-Transect littoral*

A partir du point sur la berge (limite de l'eau), un transect perpendiculaire à la berge de 30 m de long est réalisé à pied ou en bateau selon les conditions d'accès. Ce transect est équivalent au relevé de pleine eau. Sur ce transect des points de mesure (30) des macrophytes sont réalisés tous les mètres sur une bande d'environ 4m de large (120 m<sup>2</sup>). Si les conditions de transparence et de profondeur des eaux le permettent, l'utilisation d'un quadrat est possible pour l'observation des macrophytes et dans le cas contraire un râteau sera utilisé comme sur les points de pleine eau.

Dans le cas de l'utilisation d'un quadrat, l'abondance de la végétation sera notée avec une échelle de 1 à 5 :

- 1) Recouvrement < 5%
- 2) 5 < Recouvrement < 25%
- 3) 26 < Recouvrement < 50%
- 4) 51 < Recouvrement < 75%
- 5) 76 < Recouvrement < 100%

#### –Végétation rivulaire

Les hélophytes et les plantes inféodées aux zones humides présentes sur une bande de 1 m vers la berge au delà de la limite des eaux seront notées également et leur abondance estimée (même grille que pour les quadrats, ci-dessus : (1 : recouvrement <5% ; 2 : recouvrement de 5 à 25% ; 3 : Recouvrement de 26 à 50%, 4 : recouvrement de 51 à 75%, 5 : recouvrement de 76 à 100%). La nature du substrat sera notée également.

### 3.3. Fiches de relevé

Une fiche de relevé est remplie comprenant les informations suivantes:

- nom et qualité des opérateurs
- schéma de positionnement de la grille de sélection
- liste des stations littorales retenues et justification de ces choix
- tableau des coordonnées géographiques
- date des observations et prélèvements
- tableau de données du relevé des stations littorales (transect et relevé de rive) incluant une description des substrats et des aménagements
- tableau de données du relevé des transects sur les stations sur le plan d'eau incluant pour chaque station une caractérisation du sédiment, la profondeur d'eau, la salinité de l'eau (Conductivité électrique)

Si la reconnaissance de l'espèce nécessite un examen microscopique, l'échantillon est conservé en flacons étiquetés pour une détermination ultérieure en laboratoire (*Réseau de Suivi Lagunaire, à paraître*).

Ceci correspond à environ 1 à 4 jours pleins de terrain pour deux personnes. Cette estimation du temps passé ne tient pas compte des temps de déplacements entre les sites d'étude qui dépendent directement de la puissance du moteur de l'embarcation utilisée dans les relevés, de la réglementation de la navigation sur le plan d'eau et de l'accessibilité des rives (*Cemagref, 2009*).

### 4. Bibliographie

- Dutartre, A., Bertrin, V., 2009. Méthodologie d'étude des macrophytes en plans d'eau. Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Cemagref, Unité de Recherche Réseaux, Epuración et Qualité des Eaux. Version 3.2, 28p.
- Réseau de Suivi Lagunaire* \*, (à paraître). *Guide de reconnaissance et de suivi des principales espèces de macrophytes dans les lagunes du Languedoc-Roussillon*.
- Tournoud, M. G., Chevereau, G., Scerci, F. & Mazoyer, C. 2001. Guide méthodologique de gestion des lagunes méditerranéennes. 1 : Les eaux. Région Languedoc Roussillon Montpellier (FRA) 188p ill.

**Annexe 2 : Liste des plantes potentiellement présentes dans les lagunes oligo et mesohalines** (les espèces exogènes potentiellement envahissantes sont soulignées)

**Hydrophytes strictes**

*Althenia filiformis*  
*Azolla filiculoides*  
*Callitriche brutia*  
*Callitriche hamulata*  
*Callitriche lenisulca*  
*Callitriche platycarpa*  
*Callitriche stagnalis*  
*Callitriche truncata*  
*Ceratophyllum demersum*  
*Ceratophyllum submersum*  
*Chaetomorpha aerea*  
*Chaetomorpha linum*  
*Chara aspera*  
*Chara baltica*  
*Chara braunii*  
*Chara canescens*  
*Chara connivens*  
*Chara contraria*  
*Chara foetida*  
*Chara fragilis*  
*Chara galioides*  
*Chara globularis*  
*Chara hispida*  
*Chara polyacantha*  
*Chara tomentosa*  
*Chara vulgaris*  
*Cladophora sp.*  
*Elatine macropoda*  
*Enteromorpha intestinalis*  
*Enteromorpha prolifera*  
*Glacillaria spp*  
*Groenlandia densa*  
*Heteranthera limosa*  
*Heteranthera reniformis*  
*Hydrocharis morsus-ranae*  
*Lamprothamnium papulosum*  
*Lemna gibba*  
*Lemna minor*  
*Lemna minuta*  
*Lemna trisulca*  
*Myriophyllum aquaticum*  
*Myriophyllum spicatum*  
*Najas minor*  
*Najas gracillima*  
*Najas indica*  
*Najas marina*  
*Nitella hyalina*

**Amphibies**

*Aeluropus littoralis*  
*Alopecurus bulbosus*  
*Alopecurus geniculatus*  
*Althaea officinalis*  
*Amorpha fruticosa*  
*Apium graveolens*  
*Arthrocnemum macrostachyum*  
*Arundo donax*  
*Aster novi-belgii*  
*Aster tripolium*  
*Atriplex prostrata (sensu lato)*  
*Baccharis halimifolia*  
*Baldellia ranunculoides*  
*Bolboschoenus maritimus*  
*Calystegia sepium*  
*Chenopodium chenopodioides*  
*Chenopodium rubrum*  
*Cressa cretica*  
*Crypsis aculeata*  
*Damasonium alisma*  
*Eleocharis palustris*  
*Eleocharis uniglumis*  
*Epilobium hirsutum*  
*Euphorbia palustris*  
*Galium palustre*  
*Gratiola officinalis*  
*Hydrocotyle vulgaris*  
*Hymenolobus procumbens*  
*Inula britannica*  
*Inula crithmoides*  
*Juncus acutus*  
*Juncus bufonius*  
*Juncus compressus*  
*Juncus fasciculatus*  
*Juncus gerardi*  
*Juncus maritimus*  
*Juncus subnodulosus*  
*Juncus subulatus*  
*Lavatera arborea*  
*Ludwigia grandiflora*  
*Ludwigia peploides*  
*Lycopus europaeus*  
*Lysimachia vulgaris*  
*Lythrum hyssopifolia*  
*Lythrum salicaria*  
*Lythrum tribracteatum*  
*Oenanthe lachenalii*

*Nitella opaca*  
*Nostoc sp*  
*Nuphar lutea*  
*Nymphaea alba*  
*Nymphoides peltata*  
*Polysiphonia arenaria*  
*Polysiphonia spp*  
*Potamogeton crispus*  
*Potamogeton nodosus*  
*Potamogeton pectinatus*  
*Potamogeton pusillus*  
*Ranunculus baudotii*  
*Ranunculus circinatus*  
*Ranunculus trichophyllus*  
*Riella helicophylla*  
*Ruppia cirrhosa*  
*Ruppia maritima*  
*Sphaerococcus confervoïdes*  
*Spirodela polyrhiza*  
*Tolypella glomerata*  
*Tolypella hispanica*  
*Tolypella salina*  
*Ulva lactuca*  
*Ulva rigida*  
*Utricularia australis*  
*Utricularia minor*  
*Utricularia vulgaris*  
*Vallisneria spiralis*  
*Wolffia arrhiza*  
*Zannichellia obtusifolia*  
*Zannichellia palustris subsp pedicellata*  
*Zannichellia peltata*  
*Zostera noltii*

*Paspalum distichum*  
*Phragmites australis*  
*Polypogon maritimus*  
*Polypogon monspeliensis*  
*Puccinellia festuciformis*  
*Ranunculus sardous*  
*Ranunculus sceleratus*  
*Salicornia emericii*  
*Salicornia europaea*  
*Salicornia patula*  
*Salsola kali*  
*Salsola soda*  
*Samolus valerandi*  
*Sarcocornia fruticosa*  
*Sarcocornia perennis*  
*Schoenoplectus lacustris*  
*Schoenoplectus litoralis*  
*Schoenoplectus pungens*  
*Schoenoplectus tabernaemontani*  
*Schoenoplectus triquetar*  
*Schoenus nigricans*  
*Solanum dulcamara*  
*Spartina versicolor*  
*Spergularia heldreichii*  
*Spergularia marginata*  
*Spergularia salina*  
*Sphenopus divaricatus*  
*Suaeda maritima*  
*Suaeda splendens*  
*Suaeda vera*  
*Tamarix gallica*  
*Teucrium scordium*  
*Triglochin maritimum*  
*Typha angustifolia*  
*Typha angustifolia subsp domingensis*  
*Typha latifolia*  
*Typha laxmannii*







Relevé des transects des stations de pleine eau

Lagune :
Station :
Heure début :
Heure fin :

Observateurs	
1	
2	
3	

Code	% recouvrement
1	qq fragments
2	fragments fréquents
3	fragments sur l'ensemble
4	Taxon abondant
5	Taxon sur tout l'appareil

Sédiment (type):	vaseux	sablo-vaseux	sableux	Observations:
observations complémentaires:				

Relevé des transects des stations de pleine eau

Lagune:
Station:
Date:

Observateurs	
1	
2	
3	

N° quadrat / N° Obs.	Observations complémentaires:
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	





Relevé des transects des stations littorales

Lagune:
Station:
Date:

Observateurs	
1	
2	
3	

N° quadrat / N° Obs.	Observations complémentaires:
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	
/	

**Annexe 4. Diagnostic RSL été 2009 (source : IFREMER) (\*valeur inférieure à la limite de détection)**

	PALUN			BOLMON			SCAMANDRE			CREY			CHARNIER		
	2009			2009			2005			2005			2005		
ETE	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août	juin	juillet	août
O <sub>2</sub> sat	■	■	■	■	■	□	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Turbidité	■	■	□	■	■	□	■	■	■	■	■	■	■	■	■
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	□	□	□	□	□	□	*	■	■	*	■	*	*	■	*
NID	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
NO <sub>2</sub>	□	□	□	□	□	□	*	*	*	*	■	*	*	■	*
NO <sub>3</sub>	□	□	□	□	□	□	■	■	■	■	■	■	■	■	■
NH <sub>4</sub>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chl <i>a</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chl <i>a</i> + Pheo	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
N total	■	■	■	■	■	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□
P total	■	■	■	■	■	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□
<b>Etat colonne d'eau été</b>	■			■			■			■			■		
Picophytoplancton (< 3µm)	■	■	■	■	■	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Nanophytoplancton (> 3µm)	■	■	■	■	■	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□
<b>Etat phytoplancton été</b>	■			■			□			□			□		



**[Le bas de la 4 de couverture pour les documents papier, dernière page pour les documents électroniques]**

Onema  
Hall C – Le Nadar  
5 square Félix Nadar  
94300 Vincennes  
01 45 14 36 00  
[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

*Fondation Tour du Valat*  
Le Sambuc  
13200 Arles  
04 90 97 20 13  
[www.tourduvalat.org](http://www.tourduvalat.org)