

Les Etangs de Corse

Mise en place d'un système de surveillance des phanérogames aquatiques

C. Pergent-Martini, C. Fernandez, S. Agostini, G. Pergent



Janvier 1999

LES ETANGS DE CORSE

MISE EN PLACE D'UN SYSTEME DE SURVEILLANCE DES PHANEROGAMES AQUATIQUES

Cette étude s'inscrit dans le cadre du Programme National d'Océanologie Cotière, de l'IFREMER et du Ministère de l'Environnement :

« Mise en valeur des Lagunes Méditerranéennes - Compartiment Macrophytes »,

et a bénéficié d'un cofinancement dans le cadre du Programme LIFE de la Commission des Communautés Européennes et du Ministère de l'Environnement :

**« Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt
communautaire prioritaire de la Corse »**

Maîtrise d'œuvre : Université de Corse, Equipe Ecosystèmes Littoraux, BP 52 - 20250 Corte.

Responsable de l'étude : C. Pergent-Martini

Participants : S. Agostini
A. Capiomont
C. Fernandez
V. Pasqualini
G. Pergent

Crédit photographique : S. Agostini et G. Pergent

Ce document doit être cité sous la forme :

Pergent-Martini C., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1999. Les étangs de Corse, mise en place d'un système de surveillance des phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse & IFREMER : .

PRESENTATION

A. LE PROGRAMME DE RECHERCHE

Cette étude s'inscrit dans le cadre du Programme National d'Océanologie Côtière, de l'IFREMER et du Ministère de l'Environnement, concernant la « Mise en valeur des Lagunes Méditerranéennes » et plus particulièrement dans le sous-programme « Compartiment Macrophytes ». En outre, elle a été initiée, grâce au Programme LIFE de la Commission des Communautés Européennes et du Ministère de l'Environnement « Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse », dont la maîtrise d'ouvrage était assurée par l'Office de l'Environnement de la Corse.

Le programme PNOC II vise à développer :

- ✧ l'acquisition des connaissances environnementales, qui doivent permettre de mettre en place des outils d'aide à la décision pour la gestion des milieux lagunaires
- ✧ les moyens de rendre accessibles aux citoyens responsables, les avancées scientifiques dans le domaine de l'environnement des lagunes,
- ✧ les bases écologiques nécessaires à une réflexion sur les moyens de connecter sciences humaines et sciences de la nature en relation avec le futur programme sur la Régulation de l'Accès à la Ressource de l'IFREMER.

En fonction de l'expérience et des informations acquises dans le cadre du programme PNOC I, le thème central du programme PNOC II concerne le fonctionnement trophique et sanitaire des lagunes littorales méditerranéennes, abordé selon 3 axes :

- ✧ les paramètres physiques
- ✧ le réseau trophique
- ✧ la microbiologie, en tant que composante sanitaire

Notre activité s'intègre au sein du thème « Réseau trophique » dans l'action 1, qui vise à mieux cerner le rôle des macrophytes dans le fonctionnement des milieux lagunaires.

B. LES MILIEUX LAGUNAIRES

Zone de contact entre ciel, terre et mer, mosaïque d'écosystèmes terrestres et aquatiques, les écosystèmes lagunaires, et les zones humides en général, apparaissent comme des biotopes d'autant plus fragiles et convoités, que la frange côtière méditerranéenne est étroite et reste le site privilégié de nombreuses activités économiques et d'une urbanisation croissante. Ainsi, environ un million d'hectares de zones humides ont été détruit depuis une cinquantaine d'années (Ramade, 1990). Malgré leur inscription sur la liste des sites de la Convention de Ramsar, les lagunes méditerranéennes ne bénéficient que rarement d'une protection effective, et restent particulièrement sensibles à la qualité du milieu environnant.

Le littoral de la Corse est riche de plus de cinquante étangs littoraux ou lagunes, couvrant près de 3 000 hectares, et principalement localisés le long du littoral oriental (AGENC/CRSC, 1996 ; Frisoni, 1997). Si quelques lagunes bénéficient d'une protection spécifique (Réserve Naturelle, acquisition par le Conservatoire du Littoral), la majorité figure simplement sur l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), et seules quelques espèces bénéficient d'une protection légale (inscription sur la liste des espèces protégées). A ce jour, le développement de nombreuses activités anthropiques (exploitation des ressources vivantes, industrialisation et urbanisation, drainage pour leur mise en valeur agricole, comblement,...) perturbe la stabilité des écosystèmes lagunaires insulaires et hypothèquent fortement leur futur maintien. Néanmoins, il convient de souligner que la nature même de la zone humide influe sur sa résistance à l'altération et que les milieux à faible renouvellement, ou dont les volumes récepteurs sont faibles sont plus sensibles à une dégradation des conditions du milieu (Deslous-Paoli, 1996).

C. LES PHANEROGAMES AQUATIQUES

La végétation aquatique des biotopes lagunaires est constituée d'espèces vivant en pleine eau (phytoplancton) et sur le fond (micro et macro algues benthiques, phanérogames). La répartition des différentes espèces répond, en grande partie, à des critères physico-chimiques (température, profondeur, nature du sédiment, salinité, concentration en nutriments,...) et biologiques (compétition interspécifique, mode de dissémination de l'espèce,...). Ainsi, les lagunes profondes offrent des conditions optimales pour le développement des populations de phytoplancton alors que les lagunes de faibles profondeurs sont propices à l'installation d'une végétation aérienne. Les lagunes de profondeur intermédiaire voient leur production primaire s'orienter vers le développement de phanérogames aquatiques ou de phytoplancton en fonction de cycles saisonniers plus ou moins marqués (Deslous-Paoli, 1996). Toutefois, il apparaît que les peuplements lagunaires se répartissent essentiellement en fonction de la nature des fonds d'une part et du degré d'influence marine d'autre part (Frisoni, 1997).

Les Macrophytes aquatiques constituent, en termes de biodiversité et de fonctionnement, une des composantes majeures des écosystèmes lagunaires (production primaire, oxygénation, cycles et bilans C, N et P, sites de frayères, de nurseries...). Bases des chaînes alimentaires, responsables de la complexité de l'habitat, de nombreuses études montrent qu'elles peuvent influencer, positivement ou négativement, sur l'environnement physico-chimique et sur la biodiversité. Quatre fonctions principales sont souvent identifiées :

➤ Rôle écologique

Les herbiers abritent des centaines d'espèces végétales et animales et constituent de véritables pôles de biodiversité. Les faisceaux foliaires des phanérogames aquatiques correspondent à un substrat de choix permettant la fixation de nombreuses espèces épiphytes. Les espèces vagiles, qui se déplacent sur, ou entre, les feuilles, sont généralement nombreuses et diversifiées (échinodermes, crustacés, mollusques, annélides, spongiaires...) et le peuplement ichtyologique est souvent important. De plus, la nature et de la vitalité des herbiers influe sur la densité et la diversité de l'avifaune (Tamisier & Boudouresque, 1994). Le lacs de rhizomes et de racines, enfoui dans le sédiment, abrite également une flore (diatomées benthiques) et une faune (mollusques, annélides,...) endogées particulièrement riches.

Les phanérogames aquatiques sont, avec les algues benthiques et le phytoplancton, à l'origine de la forte production primaire des milieux lagunaires. La matière végétale produite est consommée soit directement sur la plante (herbivores), soit sous forme de feuilles mortes dans la litière (détritivores) ; elle peut être également exportée vers d'autres écosystèmes. De même, les herbiers de phanérogames aquatiques constituent des zones de frayères et de nurseries privilégiées, car les jeunes individus trouvent, dans ces milieux, un abri efficace vis-à-vis des prédateurs (entre les feuilles) et une nourriture abondante et diversifiée, adaptée à leurs besoins alimentaires.

Outre la production de matière végétale, ces végétaux contribuent à l'oxygénation des eaux (photosynthèse) dans des milieux où la disponibilité de ce gaz (oxygène dissous) agit souvent comme facteur limitant. En effet, des crises dystrophiques peuvent apparaître en été et entraîner des mortalités catastrophiques pour les étangs disposant de faibles échanges hydriques avec le milieu marin.

➤ **Equilibres sédimentaires**

Le rôle des herbiers au niveau de la formation et du maintien des substrats meubles n'est plus à démontrer (Mc Roy & Helfferich, 1980). Les herbiers réduisent la vitesse du courant, et les particules sédimentaires, transportées par la masse d'eau, perdent leur énergie cinétique au contact de cette véritable barrière végétale (1 000 à 2 000 faisceaux par m²) et sédimentent entre les faisceaux. Les herbiers constituent de véritables pièges à sédiment et participent donc à l'augmentation de la transparence des eaux par la rétention de ces particules sédimentaires (Skinner & Zalewski, 1995). De plus, par leur enracinement, les herbiers permettent la fixation et l'aération des couches superficielles des sédiments évitant l'installation de milieux putrides et anoxiques (Frisoni, 1997).

➤ **Bioindicateurs**

Les phanérogames aquatiques jouent un rôle important comme indicateur des conditions de milieu. Ainsi, dès la fin des années soixante dix, Succow & Reinhold (1978 *in* Blandin, 1986) utilisent les phanérogames pour établir un diagnostic de la qualité de l'eau et assurer une surveillance du milieu. De même, Meriaux & Wattez (1980) montrent qu'il est possible d'établir une typologie précise des peuplements de phanérogames aquatiques en fonction des caractéristiques physiques et chimiques des milieux et que les facteurs anthropiques induisent de profonds changements de ces phytocénoses ; leur analyse permet donc d'évaluer le degré de perturbation. La salinité moyenne des eaux apparaît comme le facteur le plus facile à mettre en évidence par l'identification des espèces de phanérogames présentes (Pergent-Martini *et al.*, 1997a). De plus, la faculté des phanérogames aquatiques à accumuler les polluants stables en fonction des teneurs présentes dans le milieu (Guilizzoni, 1991) devrait permettre d'évaluer la contamination moyenne des lagunes côtière, comme cela a été réalisé en milieu marin (Pergent *et al.*, 1995).

➤ **Rôle économique**

Le rôle économique des herbiers de phanérogames aquatiques apparaît tout particulièrement dans l'optimisation de la production biologique (gestion des ressources vivantes). En effet, les activités traditionnelles de chasse et de pêche sont, en grande partie, dépendantes de la production des herbiers. Au niveau de la pêche, les lagunes côtières sont les zones humides les plus productives du bassin méditerranéen avec 56 kilogrammes par hectare et par an (Skinner & Zalewski, 1995). Les herbiers, par leur rôle de frayère, de nurserie, leur forte production primaire et les communautés riches et variées qu'ils abritent, sont à l'origine de cette richesse. Ainsi les vastes herbiers de *Cymodocea nodosa* (U.) Acherson, constituent des sites de grossissement privilégiés pour l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* Lamarck (Fernandez, 1996). De même, les herbiers de *Potamogeton*

pectinatus Linné qui couvrent plus d'un tiers de la superficie du lac Ichkeul (Tunisie), constituent la principale espèce consommée par les populations de canards hivernants sur ce lac (Pearce & Crivelli, 1994).

D. OBJECTIF DU PRESENT RAPPORT

En fonction de ces différents éléments, il est apparu judicieux (i) de dresser un état des lieux, concernant les connaissances disponibles sur les lagunes de Corse (synthèse bibliographique), puis (ii) de mettre en place un système de surveillance de ces milieux lagunaires, basé sur les phanérogames aquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité du milieu.

La première étape de cette démarche a permis d'identifier et de répertorier un maximum d'informations sur les lagunes côtières du littoral corse et de réaliser des synthèses thématiques (Pergent-Martini *et al.*, 1997b).

La deuxième étape, objet du présent rapport, concerne la mise en place d'un système de surveillance du milieu, basé sur les peuplements de phanérogames aquatiques, dans trois « sites ateliers », choisis à partir des données bibliographiques. Il s'appuie sur :

- ✧ l'identification et la localisation des principales espèces de phanérogames aquatiques présentes,
- ✧ la mise en place de repères fixes, permettant d'effectuer un suivi des peuplements au cours de l'année, dans des zones tests.
- ✧ l'étude de quelques paramètres caractéristiques de l'état des peuplements de phanérogames, ou du milieu.

MATERIEL ET METHODES

A. PRESENTATION DES SITES

Les trois sites retenus présentent des différences marquées tant au niveau de leur typologie (profondeur, salinité) que des pressions anthropiques auxquelles ils sont soumis (Tableau I). Il s'agit respectivement, du Nord vers le Sud, de l'étang de Biguglia, de l'étang d'Urbino et de l'étang de Santa Giulia (Figure 1). L'ensemble des données disponibles sur ces secteurs sont répertoriées dans la synthèse bibliographique réalisée, lors de la première phase de l'étude (Pergent-Martini *et al.*, 1997b).

Tableau I : Caractéristiques générales des sites étudiés. L'échelle de salinité retenue est celle adoptée par la commission de Venise (Sacchi, 1985).

Lagune	Profondeur maximum	Superficie (ha)	Salinité	Sources d'anthropisation potentielles
Biguglia	1.8 m	1500	4 - 26 ‰ (Mésohalin)	Effluents urbains et industriels Activités agricoles Lessivage du bassin versant
Urbino	9.2 m	760	26-44 ‰ (Euhalin)	Activités aquacoles Activités agricoles
Santa-Giulia	1.5 m	26	5-18 ‰ (Mésohalin)	Pression touristique

➤ **L'étang de Biguglia**, situé entre Bastia et l'embouchure du Golo, occupe la quasi totalité du rivage de la plaine de la Marana. Cette lagune côtière est située parallèlement au rivage. Elle est séparée de la mer par un lido, dont la largeur n'excède pas un kilomètre. Cette lagune peut être subdivisée en deux bassins, le bassin Nord (zone mésohaline à polyhaline) et le bassin Sud (zone mésohaline), séparés par la presqu'île de San Damiano. L'étang communique avec la mer (i) par un grau temporaire au Nord, situé à l'extrémité d'un long et étroit chenal et, (ii) au Sud, par l'embouchure d'un petit fleuve côtier, le Golo, par l'intermédiaire du canal de Fossone.

➤ **L'étang d'Urbino** est situé en bordure de la plaine orientale, entre Aléria et Ghisonaccia. De forme sensiblement circulaire, l'étang est séparé en deux par une importante presqu'île à l'Ouest : Isula Lunga, et possède une île au Sud-Ouest. Les rives Nord-Est et Est sont plates et sableuses, tandis que l'île, les deux côtés de la presqu'île et les bords Nord-Ouest présentent de petites falaises. La communication avec la mer s'effectue par un grau régulièrement entretenu, situé au Nord. Les apports d'eau douce interviennent préférentiellement dans la partie Nord-Ouest de l'étang par l'intermédiaire de petits ruisseaux, et par ruissellement des eaux de pluies. Tout autour de l'étang, les pozzi, marais temporaires et vasières, collectent les eaux du bassin versant avant leur rejet dans l'étang.

➤ **L'étang de Santa-Giulia** est situé au fond du Golfe de Santa-Giulia, sur la commune de Porto-Vecchio (Corse-du-Sud), dans un domaine acquis par le Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres. Ce plan d'eau, de forme irrégulière, est séparé de la mer par

un cordon littoral sableux sur lequel sont implantées de nombreuses infrastructures touristiques. Il communique avec la mer par un grau temporaire. Cette lagune peut être subdivisée en deux sous unités : un bassin Nord qui ne reçoit pratiquement que des eaux de ruissellement, et un bassin Sud, composé de la zone du grau et d'un diverticule à l'Ouest où se jettent plusieurs ruisseaux (Le Vignarellu, L'Alzella, Le Lezza et Le Prete Mortu).

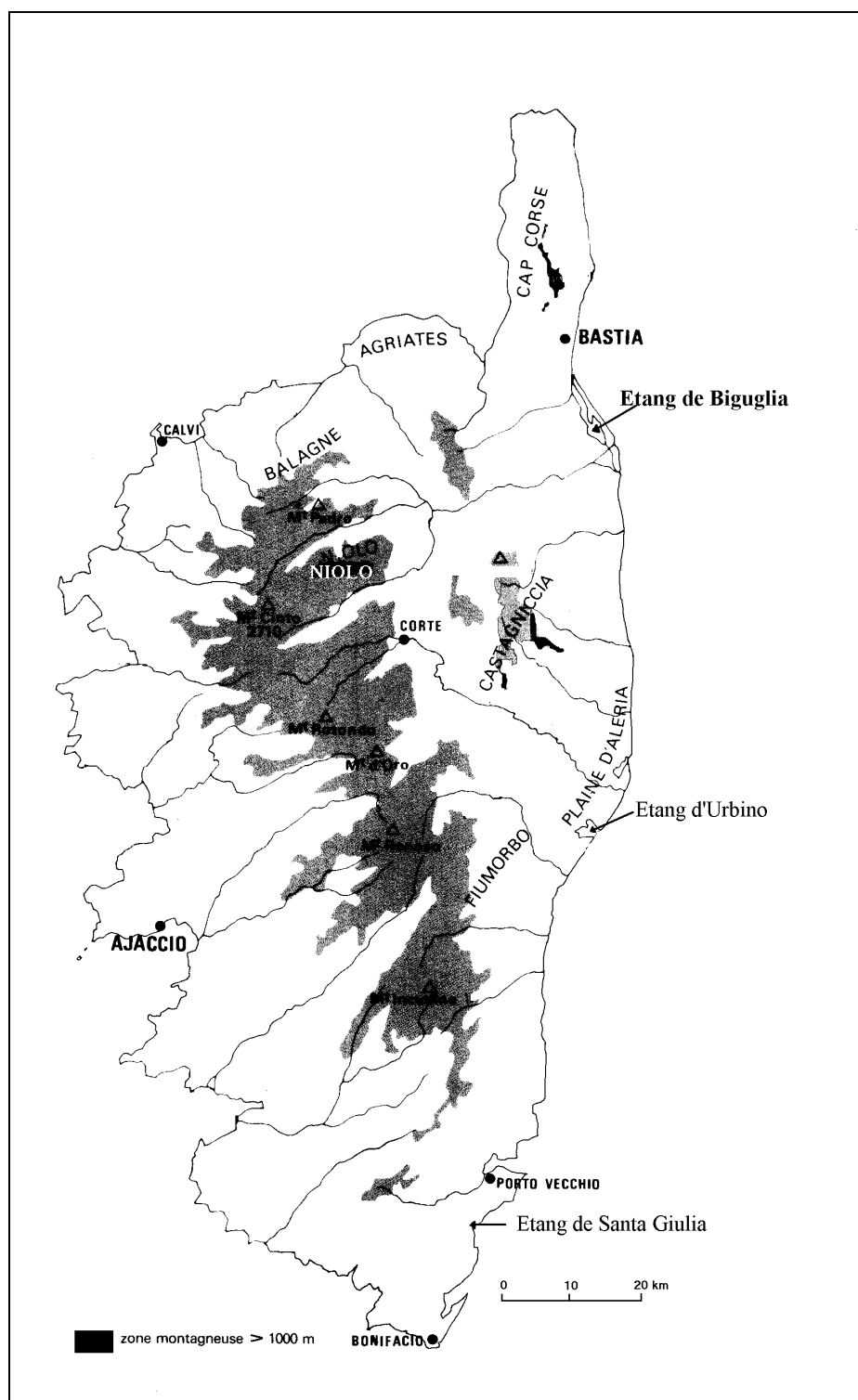


Figure 1 : Localisation des sites étudiés.

B. CARTOGRAPHIES BIOECENOTIQUES

1. Acquisition des images

Les prises de vues aériennes couleurs, utilisées dans le cadre de cette étude, sont celles réalisées par l'Institut Géographique National au 1/25 000, lors de la mission de 1996. Pour couvrir l'ensemble de la zone étudiée huit photographies ont été nécessaires : cinq pour l'étang de Biguglia, deux pour l'étang d'Urbino, et une pour l'étang de Santa-Giulia.

2. Traitement des données

Les photographies aériennes couleurs sont scannérisées en 16.8 millions de couleurs, à l'aide d'un scanner couleur (CANON CLC 10, piloté par un ordinateur Pentium 100), utilisant le logiciel IMAGE-IN SCAN&PAINT (Image In®). La résolution est modulée en fonction de l'échelle exacte de la photographie de façon à obtenir une taille de pixel égale à deux mètres (317 points par pouce), ce qui représente une surface élémentaire de 4 m².

L'exploitation des données est effectuée à partir des trois plans superposables (R,V,B), à l'aide du logiciel MULTISCOPE (Matra Cap Système®). Le plan rouge correspondant à la couleur rouge dans le spectre du visible fournit uniquement des informations concernant les peuplements superficiels. Le plan vert correspondant à la couleur verte dans le spectre visible, permet d'améliorer le contraste de l'herbier par rapport à son environnement, ceci de façon générale, avec des variations en fonction de la profondeur (Lefèvre *et al.*, 1984). Le plan bleu correspondant à la couleur bleue dans le spectre visible, permet une pénétration plus profonde des radiations bleues dans la masse d'eau, jusqu'à des zones relativement profondes (Lefèvre *et al.*, 1984).

Des corrections géométriques sont réalisées pour éliminer les distorsions des photographies aériennes dues aux prises de vues et à la scannérisation. Les cartes de références utilisées sont les documents IGN TOP25 au 1/25 000 (N°4348 OT: secteur de Bastia ; N°4352 OT: secteur d'Aléria-Ghisonaccia ; N°4254 ET: secteur de Porto-Vecchio).

Le masquage de la terre est effectué, à partir de l'image brute, en délimitant par des polygones de formes plus ou moins complexes, la limite terre-mer. Chaque pixel inclus dans ces polygones fermés, reçoit une valeur égale à 255, afin d'obtenir la terre en blanc. Le contraste de l'image brute est rehaussé (adaptation de dynamique) pour souligner les limites, atténuer les parasites et bruits (Seyler, 1986), et à gagner ainsi en précision et en clarté (Castan, 1979).

Le traitement des images est réalisé par Analyse en Composantes Principales (ACP), cette technique, souvent utilisée en imagerie satellitaire et aérienne (Belsher *et al.*, 1988), est une méthode statistique essentiellement descriptive. L'analyse est appliquée aux plans vert (V) et bleu (B), très corrélés entre eux, car ils contiennent le maximum d'informations concernant les formations sous-marines à individualiser. Une composition colorée permet ensuite d'affecter arbitrairement une des trois couleurs de base, à trois plans superposables de l'image, afin d'obtenir une image polychrome en fausses couleurs. C'est une méthode d'amélioration d'image permettant une optimisation de la photo-interprétation et ainsi une meilleure distinction par les couleurs, des différentes informations de l'image (Castan, 1979).

Une classification supervisée est ensuite appliquée pour distinguer des familles de pixels se ressemblant et correspondant à une catégorie donnée de paysage. Le critère de distinction utilisé est la similitude ou proximité colorimétrique. La méthode consiste à positionner manuellement sur les compositions colorées des parcelles d'entraînement (ou polygones), censées contenir des pixels appartenant à chaque fois au même thème (Courboules & Manière, 1992). Quatre thèmes sont ainsi pris en compte au niveau des lagunes :

- (i) le sable,
- (ii) les galets,
- (iii) la vase,
- (iv) les herbiers de phanérogames. Pour ce thème des distinctions sont réalisées dans certains secteurs lorsqu'une réponse spectrale différente peut être mise en évidence (e.g. herbiers présentant une forte couverture épiphytiques).
- (v) litière de *Posidonia oceanica* (L.) Delile.

L'emplacement des parcelles d'entraînement est donc fonction, en grande partie, des observations *in situ*. Une classification supervisée, par hypercube généralisé, est appliquée à la composition colorée retenue, afin de généraliser les informations acquises à l'ensemble de l'image. Au terme de la classification, une homogénéisation est effectuée afin d'éliminer les points isolés, rejetés ou mal classés.

A l'issue du traitement des différentes images, une mosaïque est réalisée afin d'obtenir la carte de l'ensemble de l'étang. La superficie des différents peuplements étudiés, peut être aisément calculée à partir des cartes thématiques, issues du traitement d'images.

3. Réalisation des données-terrain

Si des structures particulières sont visibles sur les clichés photographiques, il n'est pas toujours possible de les identifier précisément par photo-interprétation. En effet, la turbidité élevée des milieux lagunaires (i) modifie la perception de l'information, (ii) atténue la visualisation en profondeur des différents peuplements et types de fonds, et (iii) rend difficile leur discrimination. Ainsi certaines structures (e.g. taches de sable) sont aisément identifiables, alors que d'autres, de signature spectrale proche (e.g. herbiers à *Cymodocea nodosa*, à *Zostera noltii* ou à *Ruppia sp.*) ne peuvent être distinguées. De ce fait, un nombre élevé de données-terrain doit être réalisé.

Ces données-terrains sont réalisées soit par observations ponctuelles, soit en utilisant la méthode des transects. Les observations peuvent être effectuées à partir d'une embarcation, en utilisant un seau de Calfat, lorsque la profondeur et/ou la turbidité permettent une identification précise depuis la surface, soit en scaphandre autonome. Le positionnement est assuré par relevé GPS (Global Positioning System PRONAV 100) associé à une triangulation à partir de points remarquables (amers). La méthode des transects, initialement utilisée en milieu terrestre (Corre, 1970), consiste à dérouler un ruban gradué sur le fond, selon un cap déterminé (boussole immergeable), à partir d'un point précisément localisé à terre. Les peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect, ainsi que la bathymétrie, sont notés sur une ardoise en PVC et reportés ultérieurement sur un profil topographique. Lors des observations les différentes espèces de phanérogames rencontrées sont identifiées ou prélevées pour détermination ultérieure.

C. MISE EN PLACE DU SYSTEME DE SURVEILLANCE

Deux techniques complémentaires, basées sur la mise en place de repères fixes, sont utilisées, afin de réaliser des suivis temporels réguliers (à chaque saison).

1. Balisage d'une limite d'herbier

Cette technique consiste à mettre en place des repères (e.g. piquets, bornes de géomètre) régulièrement espacés, le long de la limite d'extension bathymétrique d'un peuplement végétal (Sinnassamy *et al.*, 1991). Chaque repère est fixé sur le substrat et muni d'un flotteur, et d'un numéro, pour faciliter son repérage ultérieur. La position des repères, les uns par rapport aux autres, est précisément relevée (orientation). Dix repères sont ainsi disposés, tous les cinq mètres, permettant de baliser avec précision une zone de 50 m de long. Un balisage a été mis en place, au mois de Juillet, au niveau de l'étang de Biguglia (Figure 2).

2. Transect permanent

Cette technique consiste à positionner, le long d'un axe préalablement défini, des repères fixes (e.g. piquets, bornes de géomètre) sur le fond. Les peuplements et types de fond rencontrés et la bathymétrie sont relevés avec précision, sur une surface de 1 à 2 m de part et d'autre de cet axe. Dix repères, espacés chacun de 10 m, sont positionnés, permettant d'identifier avec précision les peuplements et types de fonds sur une surface minimum de 200 m². Quatre transects ont été mis en place, un au niveau de l'étang de Biguglia, deux au niveau de l'étang d'Urbino, un au niveau de l'étang de Santa Giulia (Figure 2) .

D. CARACTERISATION DES HERBIERS

Différents prélèvements sont réalisés. Ils concernent les phanérogames présentes le long des repères mis en place (balisage et transects) et le sédiment. Divers paramètres, permettant d'appréhender l'état de santé des herbiers ou la nature des sédiments rencontrés sont mesurés.

1. Evaluation de la densité

La densité de l'herbier (nombre de faisceaux par m²) est un paramètre intéressant pour caractériser la vitalité d'un herbier (Pergent *et al.*, 1995). Pour la déterminer, cinq prélèvements sont réalisés pour chaque espèce de phanérogames. Les prélèvements sont effectués à l'aide d'un carottier cylindrique de 15 cm de diamètre et de 50 cm de haut. Le comptage des faisceaux est réalisé au laboratoire. Les valeurs obtenues sont ensuite ramenées au m².

2. Phénologie

L'analyse phénologique (nombre de feuilles par faisceaux et biométrie foliaire) est réalisée sur 21 faisceaux, par espèce de phanérogames et par étang. Après avoir été rincé, les faisceaux foliaires sont conservés dans de l'alcool dénaturé à 95 %, puis analysés ultérieurement au laboratoire.

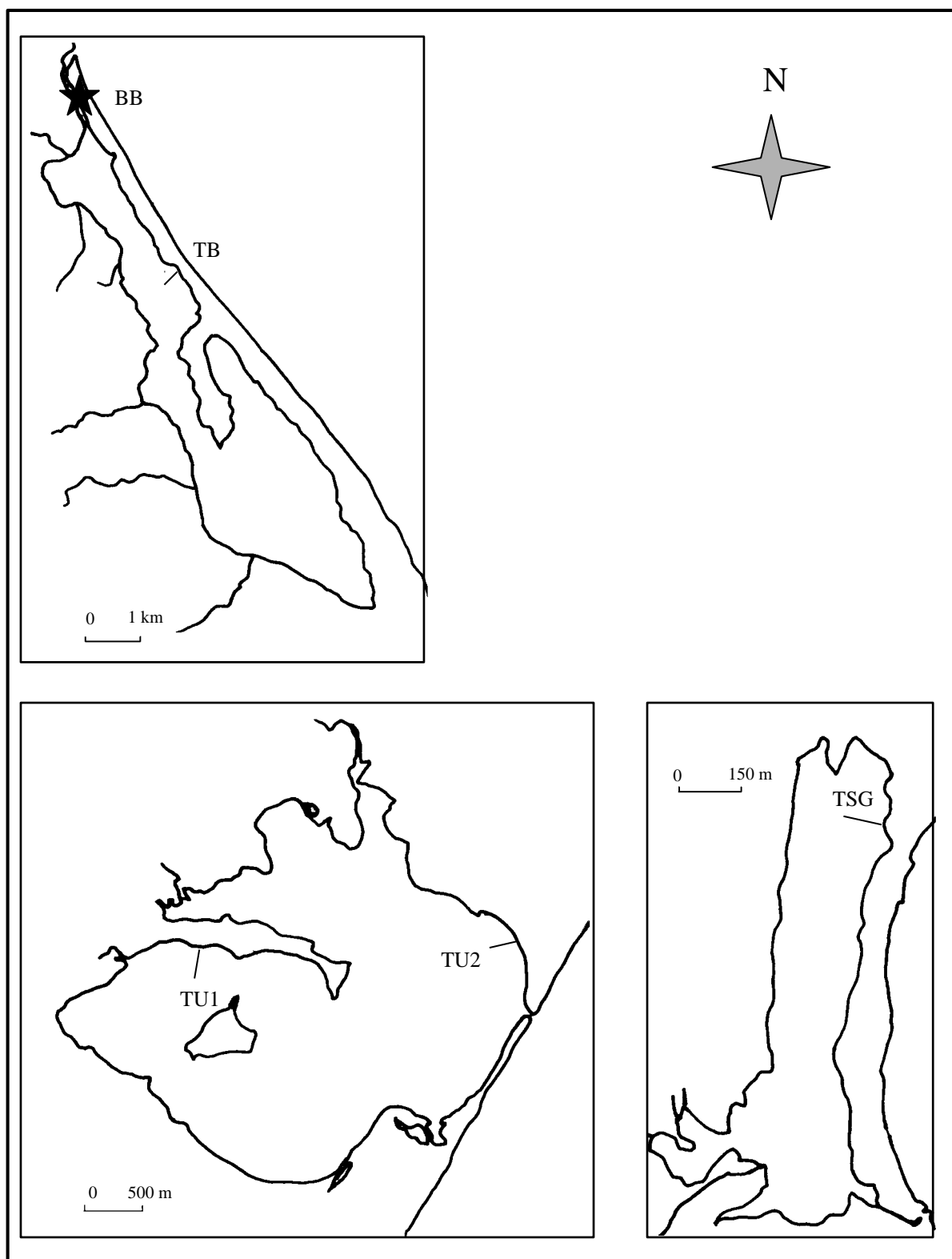


Figure 2 : Localisation des transects et du balisage, mis en place au niveau des étangs de Biguglia, Urbino et Santa Giulia.

L'analyse phénologique porte uniquement sur les feuilles adultes et intermédiaires, selon le protocole défini par Giraud (1979). Les paramètres pris en compte sont la longueur et la largeur totales des feuilles, la longueur de la base ou pétiole, lorsqu'il existe, l'indice foliaire par faisceau, le Leaf Area Index (LAI) ou surface des feuilles par m² (Drew &

Jupp, 1976), et le Coefficient A (Giraud, 1979) qui traduit le pourcentage de feuilles ayant perdu leur apex.

3. Biomasse

Pour l'ensemble des prélèvements, les tissus foliaires endogées (rhizomes et racines) et épigés sont séparés. Chaque fraction est mise à l'étuve (60°C) jusqu'à obtention d'un poids constant (48h00) de façon à obtenir la biomasse respective de chacune.

4. Concentration en matière organique du sédiment

Cinq prélèvements de sédiments (carottages) sont pratiqués conjointement aux prélèvements de phanérogames. Le carottier utilisé est identique à celui décrit précédemment. La hauteur de la tranche de sédiment prise en compte est de 10 cm.

Après séchage à l'étuve (60°C, poids constant), le sédiment est pesé (Balance type METLER B à 0.001 g près). La teneur en matière organique est déterminée après passage au four à moufle (550°C, 3h00) et pesée du poids de cendres. La concentration en matière organique correspond à la différence entre les deux pesées.

RESULTATS & DISCUSSIONS

A. IDENTIFICATION ET LOCALISATION DES PHANEROGAMES

1. Les espèces rencontrées

Lors des observations *in situ* (données-terrain) différentes espèces de phanérogames aquatiques ont été identifiées. Il s'agit d'espèces de la famille des Zosteraceae (*Zostera noltii* Hornemann), des Zanichelliaceae (*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson), des Ruppiaceae (*Ruppia cirrhosa* ex *spiralis* (Petagna) Grande, *Ruppia maritima* Linné) et des Potamogetonaceae (*Potamogeton pectinatus* Linné).

➤ *Zostera noltii*

Zostera noltii est distribuée sur les côtes européennes de l'océan Atlantique, de la Mauritanie à la Péninsule scandinave, en Méditerranée et en Mer Noire (Figure 3). En Méditerranée, elle se développe en mer ouverte et en milieu lagunaire, où elle peut constituer de vastes herbiers monospécifiques ou mixtes. Elle est surtout inféodée aux environnements poikohalins comme les lagunes côtières et les estuaires. Initialement nommée *Zostera nana* (Cavolini, 1792 In Caye, 1989), cette espèce prend son nom actuel en 1965. Dans les lagunes côtières, cette espèce se développe à faible profondeur, entre la surface et -5 m (Goubin, 1990), sur substrats vaseux et sur sables fins, riches en matières organiques. Elle est bien adaptée aux fortes irradiances et supporte des valeurs de salinité réduites (9 à 10 ‰; Hartog, 1970). On note chez cette espèce une grande hétérogénéité de la taille du système végétatif. La floraison est signalée d'Avril à fin Août (Loques *et al.*, 1988). Les faibles salinités ont pour effet de favoriser la germination des graines (Loques *et al.*, 1990). Cette espèce est protégée, en France, dans le cadre du code de l'urbanisme, dispositions particulières au littoral, par le décret du 20 Septembre 1989, et plus particulièrement en région Provence Alpes Côte d'Azur par l'Arrêté du 9 Mai 1994, relatif à la liste des espèces végétales protégées. Dans le cadre de cette étude, cette espèce est présente sous forme d'herbiers monospécifiques, à proximité du grau de l'étang de Biguglia et sous forme d'herbiers mixtes au niveau de l'étang d'Urbino.

➤ *Cymodocea nodosa*

L'espèce *Cymodocea nodosa* (Figure 4) se rencontre essentiellement en Méditerranée, même si elle est également présente en Atlantique oriental, du sud du Portugal au Sénégal et autour des îles Canaries. En Méditerranée, elle se développe en mer ouverte où elle colonise préférentiellement les biotopes relativement abrités, les zones portuaires, l'intérieur des digues et les fonds sableux superficiels entre la côte et la limite supérieure des herbiers à *Posidonia oceanica* (Buia *et al.*, 1985). Elle peut constituer de vastes herbiers entre la surface et une trentaine de mètres de profondeur (Mazzella, 1990). En milieu lagunaire, l'extension bathymétrique de *Cymodocea nodosa* est plus réduite (-2 à -3 m) ; elle couvre de grandes surfaces, notamment dans les lagunes présentant une salinité suffisante. Elle apprécie les fonds sableux, riches en matière organique. Elle présente des vitesses de croissance importantes avec des variations saisonnières très marquées (Mazzella, 1990). C'est une espèce pionnière, caractérisée par une reproduction sexuée fréquente et une reproduction asexuée efficace (Caye, 1989). Elle est protégée en France, dans le cadre de la Loi du 10 Juillet 1976 relative à la protection de la nature, par l'Arrêté

du 19 Juillet 1988 relatif à la liste des espèces végétales marines protégées, et dans le cadre du code de l'urbanisme, dispositions particulières au littoral, par le décret du 20 Septembre 1989. Dans le cadre de cette étude, cette espèce est très bien représentée, sous forme d'herbiers monospécifiques ou mixtes, au niveau de l'étang d'Urbino.



Figure 3 : Représentation de *Zostera noltii* (Bonnier & Douin, 1990).



Figure 4 : Représentation de *Cymodocea nodosa* (Bonnier & Douin, 1990).

➤ *Ruppia cirrhosa* ex spiralis

Ruppia cirrhosa (Figure 5) est une espèce cosmopolite, présente dans de nombreuses régions de la biosphère. C'est une espèce eurytherme et euryhaline qui se développe dans des biotopes superficiels (Goubin, 1990). Elle supporte d'importante variation de salinité puisqu'on la rencontre des milieux oligohalins à hyperhalin (Verhoeven, 1975). Cette espèce constitue de vastes herbiers monospécifiques dans les lagunes côtières ne présentant pas une salinité trop élevée. Elle se développe sur sédiment vaseux, à faible profondeur, et on la trouve le plus souvent en herbier mixte avec *Zostera noltii*. Les graines issues de la floraison et de la fructification sont consommées par de nombreux oiseaux (Goubin, 1990). La seule protection dont bénéficie cette espèce s'inscrit dans le cadre du code de l'urbanisme, dispositions particulières au littoral, par le décret du 20 Septembre 1989. Dans le cadre de cette étude, cette espèce est présente sous forme d'herbiers monospécifiques au niveau de l'étang de Santa Giulia et d'herbiers mixtes, en association avec *Cymodocea nodosa*, au niveau de l'étang d'Urbino et en association avec *Potamogeton pectinatus* au niveau de l'étang de Biguglia.

➤ *Ruppia maritima*

Ruppia maritima (Linnaeus) (Figure 6) se distingue de *Ruppia cirrhosa* par des critères morphologiques, le nombre de chromosomes, le mécanisme de pollinisation, mais aussi certains préférences écologiques. Comme celle-ci, elle tolère de large variation de salinité et montre une large distribution géographique. Dans le cadre de cette étude, on la rencontre

sous forme d'herbiers mixtes, associées à *Ruppia cirrhosa*, notamment au niveau de l'étang de Biguglia.

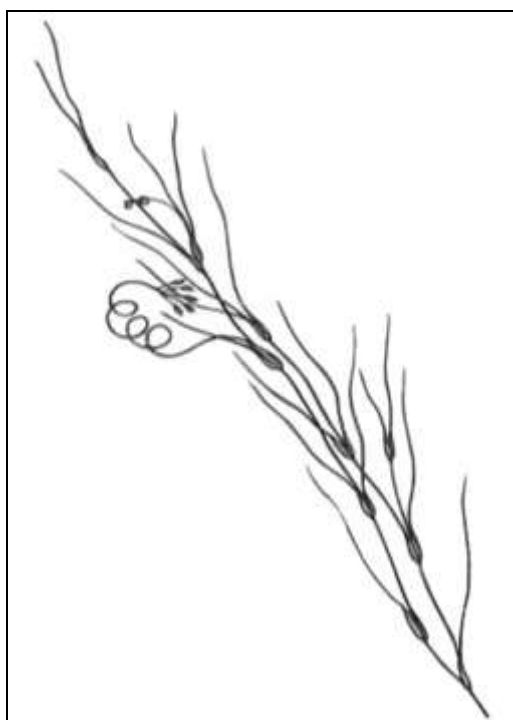


Figure 5 : Représentation de *Ruppia cirrhosa* (Bonnier & Douin, 1990).

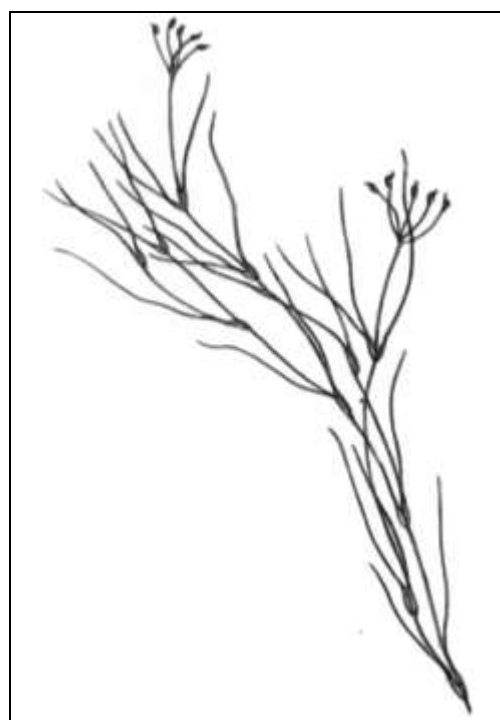


Figure 6 : Représentation de *Ruppia maritima* (Bonnier & Douin, 1990).

➤ *Potamogeton pectinatus*

Potamogeton pectinatus (Figure 7) est présente sur les continents américain et européen. Cette phanérogame présente une forte affinité dulçaquicole qui lui permet de se développer dans de nombreux lacs et étangs continentaux. Sa présence en milieu lagunaire n'est donc possible que lorsque la salinité est réduite, généralement à l'embouchure des rivières. Quand les conditions de milieux sont favorables, cette espèce peut constituer une gêne à la navigation compte tenu de sa taille (près de deux mètres de hauteur) et le fait qu'elle s'étale à la surface du plan d'eau (Semroud *et al.*, 1990). Cette espèce est également concernée par les dispositions particulières au littoral du code de l'urbanisme (décret du 20 Septembre 1989). Dans le cadre de cette étude, cette espèce est présente sous forme d'herbiers monospécifiques ou mixtes au niveau de l'étang de Biguglia.

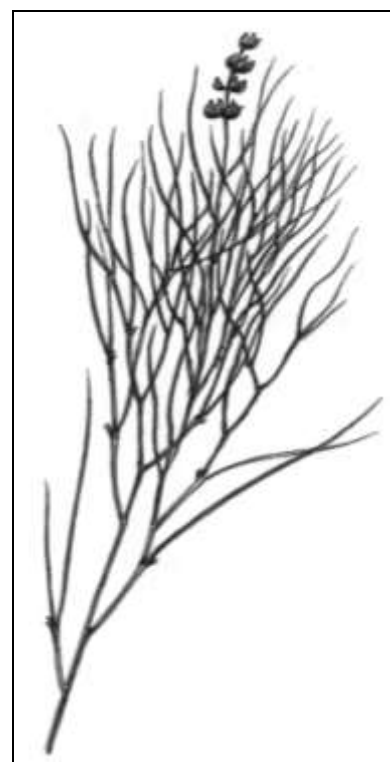


Figure 7 : Représentation de *Potamogeton pectinatus* (Bonnier & Douin, 1990).

2. Cartographie des peuplements

➤ L'étang de Biguglia

La cartographie des peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia (Figure 8) montre une extension importante des herbiers de phanérogames aquatiques qui couvrent plus de la moitié des fonds (55.7% ;Tableau II). Les différentes espèces de phanérogames s'établissent sur le pourtour de l'étang. La répartition des différentes espèces semblent s'effectuer selon un gradient décroissant de salinité du Nord au Sud (Figure 8). Ainsi, les herbiers à *Zostera noltii* occupent le Nord de l'étang, à proximité du grau (communication avec la mer), dans la partie centrale apparaissent les herbiers mixtes à *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima*, et le secteur Sud est occupé par un vaste herbier mixte à *Ruppia sp.* et *Potamogeton pectinatus*. En terme de surface, ce sont les herbiers à *Ruppia sp.* et *Potamogeton pectinatus* qui sont les mieux représentés, et ceux à *Zostera noltii* qui sont les plus réduits (1.6% des fonds ; Tableau II). Des feuilles mortes de *Posidonia oceanica* (litière), d'origine marine, recouvrent le substrat à proximité du grau. La partie centrale de la lagune est occupée par de vastes étendues vaseuses.

Si l'on compare les résultats à ceux obtenus par Orsonneau (1994), il apparaît que les herbiers à *Potamogeton pectinatus* se sont développés aux dépends des herbiers à *Ruppia sp.* Ceci traduit vraisemblablement une diminution de la salinité des eaux en Juillet 1997, par rapport à 1994. Bien que de telles fluctuations soient habituelles (Clanizig, 1992a ; Pergent-Martini *et al.*, 1997b), elles sont à l'origine des fortes variations observées dans la répartition des différentes espèces de phanérogames d'une année à l'autre.

Tableau II : Surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia.

	Surface (hectares)	Pourcentage
Herbiers à <i>Ruppia sp.</i> et <i>Potamogeton pectinatus</i>	523.47	39.7
Herbiers à <i>Ruppia sp.</i>	189.89	14.4
Herbiers à <i>Zostera noltii</i>	20.86	1.6
Vase	575.73	43.6
Sable	6.34	0.5
Sable recouvert de litière	2.63	0.2
Total	1 318.92	100.0

➤ L'étang d'Urbino

La cartographie des peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino montre, là encore la prédominance de fonds vaseux, occupant toute la partie centrale de cette lagune à partir de 5 m de profondeur (Figure 9; Tableau III). Les herbiers sont essentiellement des herbiers monospécifiques à *Cymodocea nodosa*. Deux autres espèces sont toutefois présentes dans plusieurs secteurs de l'étang. Il s'agit de *Zostera noltii* et *Ruppia sp.* Elles se développent sous forme d'herbiers mixtes ou monospécifiques. *Ruppia sp.* est surtout présente aux débouchés des petites rivières qui se jettent dans la lagune. Dans la partie Nord-Ouest de l'étang, ces herbiers apparaissent fortement épiphytées et leur réponse spectrale est différente. Ce secteur correspond à une zone de confinement. Au niveau du grau et dans la moitié Est de l'étang, le substrat est principalement sableux. Dans la partie Nord-Est, ces sables sont masqués par des accumulations de galets de taille variable (de 1 à 10 cm de diamètre).

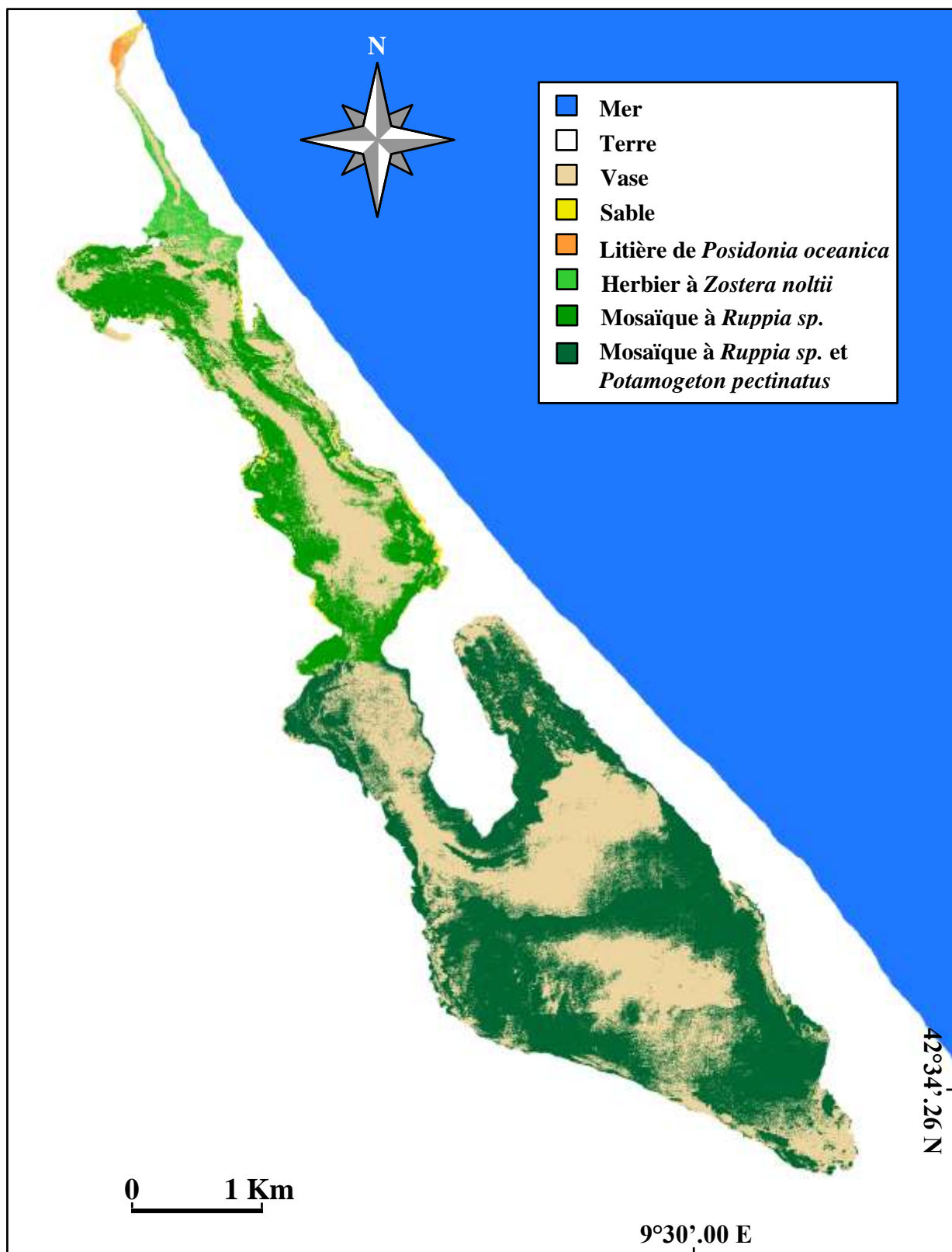


Figure 8 : Localisation des principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia.

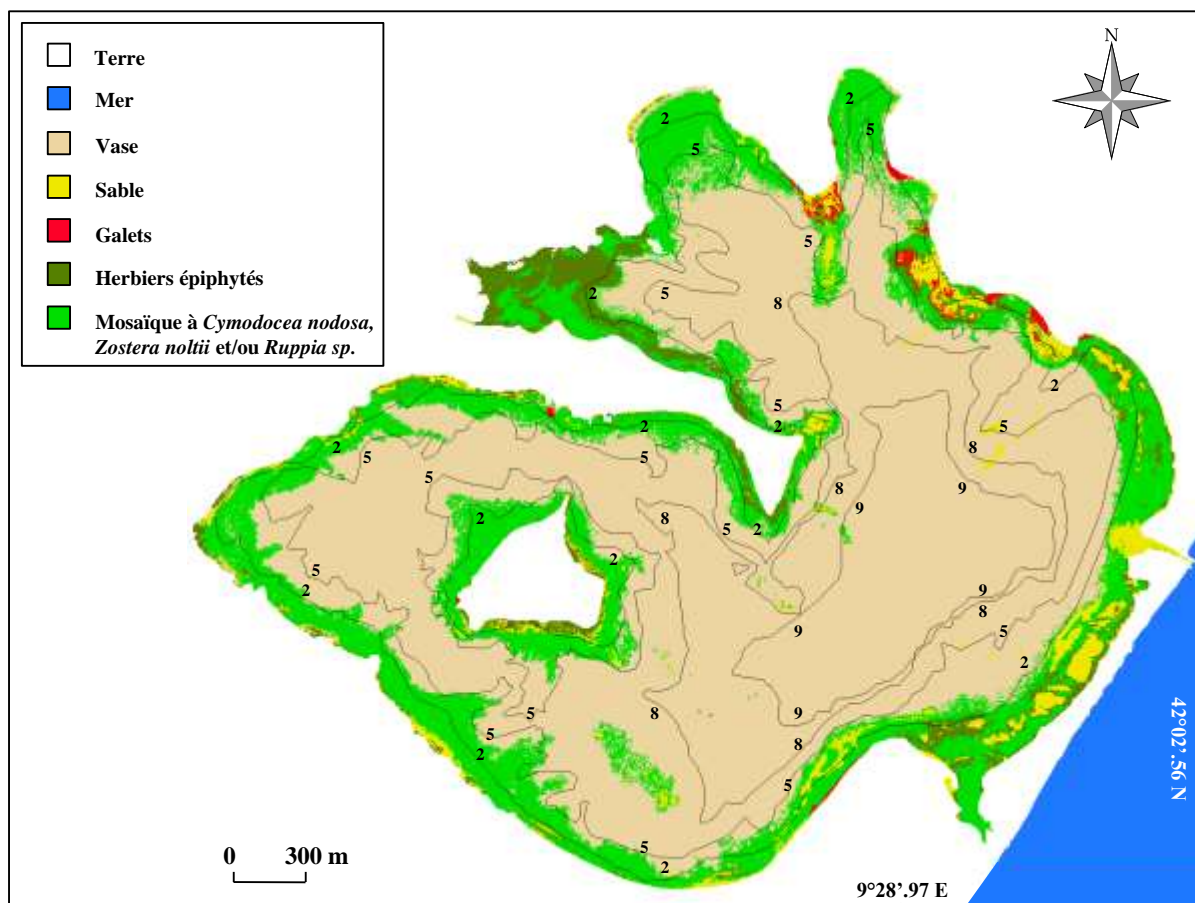


Figure 9 : Localisation des principaux peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino.

Tableau III : Surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino.

	Surface (hectares)	Pourcentage
Herbiers mixtes	170.99	23.9
Herbiers épiphytés	34.72	4.9
Vase	475.44	66.6
Sable	29.48	4.1
Galets	3.79	0.5
Total	714.42	100.00

Si l'on compare les résultats de 1997 à ceux obtenus en 1994, il semble que l'on ait une recolonisation des vases et du sable, par les herbiers de phanérogames aquatiques. Ceci semble cohérent avec les pourcentages de surface des différents peuplements et types de fonds (Tableau IV). Il est toutefois difficile d'avancer des conclusions quand à ces variations. En effet, lors des deux études précédentes (1990, 1994), la zone du grau, ainsi que les mares et pozzi temporaires n'ont pas été pris en compte dans le calcul des surfaces, ce qui entraîne une sous-estimation probable des zones d'herbiers et de sable. De plus, la diminution des zones de galets, enregistrée en 1997, est vraisemblablement due à une erreur d'interprétation, liée à la colonisation de ces substrats par des algues photophiles qui présentent une réponse spectrale proche de celle des herbiers.

Tableau IV : Surfaces (en %) des différents peuplements et types de fonds, de 1990 à 1997

	1990	1994	1997
Herbiers	25.6	19.4	28.8
Vase	61.8	70.6	66.6
Sable	10.6	8.3	4.1
Galets	2.0	1.8	0.5

➤ L'étang de Santa Giulia

La cartographie des peuplements et types de fonds de l'étang de Santa-Giulia fait apparaître une prédominance des herbiers à *Ruppia sp.* (Figure 10). En effet, sur les 20 hectares cartographiés, ces formations occupent plus de 68 % des fonds (Tableau V). Les fonds sableux sont principalement situés à l'Est, notamment au niveau du grau, où ils peuvent être masqués par des feuilles mortes de *Posidonia oceanica*. Comme pour l'étang de Biguglia, cette litière, d'origine marine, est apportée par les vagues et les courants et pénètre dans la lagune par le grau. Les fonds vaseux recouvrent le reste de la lagune. D'origine terrigène, ils sont surtout présents dans la partie Sud-Ouest (Figure 10).

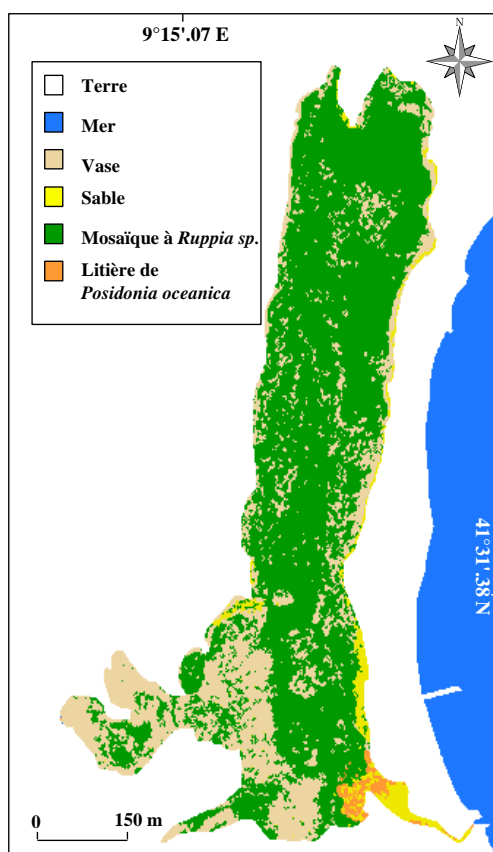


Figure 10 : Localisation des principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Santa-Giulia.

Tableau V : Surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Santa-Giulia.

	Surface (hectares)	Pourcentage
Herbiers à <i>Ruppia sp.</i>	13.53	68.3
Vase	5.38	27.2
Sable nu	0.69	3.5
Sable recouvert de litière	0.20	1.0
Total	19.80	100.0

Si l'on compare la répartition actuelle des herbiers à celle rapportée par Clanzig (1992*b*), on constate que la progression, enregistrée entre 1985 et 1992, s'est maintenue et que les herbiers occupent maintenant la quasi-totalité de l'étang. Il faut toutefois souligner quelques régressions dans le secteur Sud-Ouest, au voisinage du débouché de plusieurs ruisseaux (le Vignarellu, l'Alzella, le Lezza, et le Prete mortu), cette diminution provenant sans doute des apports dulcaquicoles de ces derniers.

B. MISE EN PLACE DU SYSTEME DE SURVEILLANCE

➤ L'étang de Biguglia

Deux structures fixes ont été mises en place dans l'étang de Biguglia : un balisage de la limite d'extension de l'herbier à *Zostera noltii* (BB) et un transect permanent (TB ; Figure 2).

Le balisage marque la limite d'extension d'un herbier à *Zostera noltii*, à l'Est de l'étang, à proximité du grau. Le balisage est orienté Nord-Ouest/Sud-Est (345°), et une profondeur moyenne de 0.8 m (Figure 11).



Figure 11 : Balisage de la limite de l'herbier à *Zostera noltii* dans l'étang de Biguglia.

Le transect, d'une longueur de 100 m, a une orientation de 240°. Il traverse un herbier à *Ruppia sp.* qui se développe sur une vase fine, mêlée à quelques débris coquilliers (Tableau VI).

Tableau VI : Peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect permanent de Biguglia.

Distance (en mètre)	Profondeur (en mètre)	Peuplements et types de fonds
0.0 à 3.6	0.5	Vase avec débris coquilliers
3.6 à 15.0	1.1	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i>
15.0 à 16.2	1.2	Herbier dense à <i>Ruppia sp.</i>
16.2 à 46.7	1.4	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i>
46.7 à 48.0	1.5	Vase avec débris coquilliers
48.0 à 91.4	1.6	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i>
91.4 à 100.0	1.6	Herbier dense à <i>Ruppia sp.</i>

➤ L'étang d'Urbino

Deux transects permanents (TU1 et TU2) ont été mis en place dans l'étang d'Urbino (Figure 2).

Le premier (TU1) a une orientation de 190°. Il traverse un herbier monospécifique à *Cymodocea nodosa*, puis un herbier mixte à *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*, et un herbier monospécifique à *Zostera noltii* et se termine sur des fonds vaseux (Tableau VII). La limite inférieure du peuplement à *Cymodocea nodosa* est de 4.2 m de profondeur et celle du peuplement à *Zostera noltii* de 4.9 m.

Tableau VII : Peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect permanent TU1 d'Urbino.

Distance (en mètre)	Profondeur (en mètre)	Peuplements et types de fonds
0.0 à 1.7	0.3	Vase
1.7 à 4.8	0.4	Faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i>
4.8 à 10.0	0.7	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i>
10.0 à 20.0	0.9	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
20.0 à 21.5	1.0	Faisceaux isolés de <i>Cymodocea nodosa</i>
21.5 à 23.4	1.0	Herbier clairsemé à <i>Cymodocea nodosa</i>
23.4 à 25.5	1.3	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
25.5 à 40.0	1.5	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
40.0 à 50.0	2.8	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
50.0 à 60.0	3.4	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
60.0 à 78.4	3.9	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
78.4 à 81.3	4.2	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i>
81.3 à 86.0	4.7	Herbier dense à <i>Zostera noltii</i>
86.0 à 88.9	4.9	Faisceaux isolés de <i>Zostera noltii</i>
88.9 à 100.0	5.5	Vase

Le second (TU2), situé à proximité du grau, a une orientation de 240°. Il traverse un herbier mixte à *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia sp.* (Tableau VIII). Les différentes espèces de phanérogames aquatiques sont très imbriquées les unes aux autres mais c'est *Cymodocea nodosa* qui est dominante tout le long du transect (Figure 12). Le substrat est essentiellement constitué par du sable fin.

La limite inférieure des herbiers à *Ruppia sp.* se situe vers -1.1 m de profondeur.



Figure 12 : Transect permanent (TU2) au niveau de l'herbier à *Cymodocea nodosa*. Le passage du transect (drisse nylon) est indiqué par une flèche blanche.

Tableau VIII : Peuplements et types de fonds, rencontrés le long du transect permanent TU2 d'Urbino.

Distance (en mètre)	Profondeur (en mètre)	Peuplements et types de fonds
0.0 à 3.2	0.2	Petits galets sur sable
3.2 à 6.0	0.3	Herbier clairsemé à <i>Cymodocea nodosa</i> sur sable
6.0 à 8.6	0.5	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> , avec dominance de <i>Zostera noltii</i>
8.6 à 10.0	0.7	Faisceaux isolés de <i>Cymodocea nodosa</i> sur sable
10.0 à 14.6	0.7	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
14.6 à 20.0	0.7	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i>
20.0 à 30.0	0.8	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i>
30.0 à 34.8	0.8	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Ruppia sp.</i>
34.8 à 37.0	0.9	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Ruppia sp.</i>
37.0 à 40.0	0.9	Faisceaux isolés de <i>Cymodocea nodosa</i> sur sable
40.0 à 50.0	0.9	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Ruppia sp.</i>
50.0 à 52.2	1.0	Faisceaux isolés de <i>Cymodocea nodosa</i> sur sable
52.2 à 55.0	1.1	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i> et de <i>Zostera noltii</i>
55.0 à 60.0	1.1	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i>
60.0 à 70.0	1.2	Herbier dense à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i>
70.0 à 75.1	1.2	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
75.1 à 79.6	1.3	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
79.6 à 100	1.4	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>

➤ L'étang de Santa Giulia

Le transect permanent de Santa Giulia (TSG), a une orientation de 280° (Figure 2). Il traverse un herbier à *Ruppia sp.* (Tableau IX) sur vase.

Tableau IX : Peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect de Santa Giulia.

Distance (en mètre)	Profondeur (en mètre)	Peuplements et types de fonds
0.0 à 4.0	0.4	Vase
5.0 à 27.7	0.9	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
27.7 à 83.2	1.1	Herbier dense à <i>Ruppia sp.</i>
83.2 à 109.5	1.2	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
109.5 à 150.0	1.2	Herbier dense à <i>Ruppia sp.</i>

C. ETAT DES PEUPELEMENTS ET DU MILIEU

1. Densité des herbiers

La densité des herbiers à *Ruppia sp.*, varie en moyenne de 4924 faisceaux par m², dans l'étang de Biguglia, à 15789 faisceaux par m², dans l'étang de Santa Giulia.

La densité des herbiers à *Zostera noltii* est plus faible, avec des variations de 2864 faisceaux par m², en moyenne dans l'étang d'Urbino à 3 565 faisceaux par m², en moyenne dans l'étang de Biguglia. Ces valeurs sont comparables à celles rapportées dans la littérature (Tableau X), mais se rapprochent des valeurs maximales enregistrées pour cette espèce, tout au moins en ce qui concerne l'étang de Biguglia.

Tableau X : Variation de la densité de *Zostera noltii* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	Densité (faisceaux/m ²)	Référence
Ischia - Italie	4 m	71 - 1078	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1 m	2224 - 3872	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Etang de Thau - France	1.5 m	154 - 2764	Laugier, 1998

La densité des herbiers à *Cymodocea nodosa*, phanérogame aquatique présente uniquement dans l'étang d'Urbino, est plus faible avec seulement 894 faisceaux par m², en moyenne. Si ces densités, sont compatibles avec les données de la littérature (Tableau XI), elles se situent dans les valeurs moyennes, habituellement observées.

Tableau XI : Variation de la densité de *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	Densité (faisceaux/m ²)	Référence
Ischia - Italie	4 m	88 - 196	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1 m	192 - 577	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Antibes - France	2 m	1647 - 2067	Caye, 1989
Ischia - Italie	4 m	380 - 1160	Mazzella, 1990
Mar Menor - Espagne	0.5 m	312 - 2314	Terrados & Ros, 1992
Ebre - Espagne	3 m	1000 - 2000	Perez & Romero, 1994
Canaries - Espagne	6 m	934 - 1928	Reyes <i>et al.</i> , 1995

2. Paramètres phénologiques des espèces étudiées

Les paramètres phénologiques sont mesurés uniquement sur *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*, compte tenu (i) de la structure foliaire de *Ruppia sp.*, (ii) de la difficulté de discrimination existant, à certaine période de l'année, entre *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima* et (iii) de l'absence de référentiel (données bibliographiques) pour cette espèce. Même chez *Zostera noltii*, les paramètres biométriques sont peu étudiés et les référentiels sont peu nombreux (Laugier, 1998)

Le nombre moyen de feuilles par faisceau est équivalent pour les deux espèces étudiées (Tableau XII & Tableau XIII).

Tableau XII : Principaux paramètres phénologiques de *Zostera noltii* dans les étangs de Biguglia et d'Urbino. Valeur moyenne obtenues sur 21 faisceaux et intervalles de confiance à 95 %.

Paramètres étudiés	Biguglia	Urbino
Nombre de feuilles adultes	2.3 ± 0.3	2.3 ± 0.2
Longueur feuilles adultes (mm)	294.7 ± 18.9	262.6 ± 26.1
Longueur pétioles (mm)	51.8 ± 3.3	47.2 ± 3.3
Largeur feuilles adultes (mm)	1.7 ± 0.1	1.9 ± 0.1
Coefficient A feuilles adultes (%)	11.9 ± 9.0	35.7 ± 15.0
Surface foliaire feuilles adultes (cm ² /faisc)	12.0 ± 2.5	11.4 ± 1.5
Nombre feuilles intermédiaires	1.3 ± 0.2	1.3 ± 0.2
Longueur feuilles intermédiaires (mm)	130.0 ± 17.2	123.8 ± 21.8
Largeur feuilles intermédiaires (mm)	1.4 ± 0.1	1.7 ± 0.1
Coefficient A feuilles intermédiaires (%)	0.0	11.9 ± 13.4
Surface foliaire feuilles intermed. (cm ² /faisc.)	2.5 ± 0.7	2.9 ± 0.7
Nombre total de feuilles	3.6 ± 0.3	3.6 ± 0.2
Coefficient A total (%)	7.9 ± 6.0	27.4 ± 10.8
Surface foliaire totale (cm ² /faisc.)	14.5 ± 2.2	14.2 ± 1.8

Tableau XIII : Principaux paramètres phénologiques de *Cymodocea nodosa* dans l'étang d'Urbino. Valeur moyenne obtenues sur 21 faisceaux et intervalles de confiance à 95 %.

Paramètres étudiés	Urbino
Nombre feuilles adultes	2.3 ± 0.3
Longueur feuilles adultes (mm)	442.7 ± 76.2
Longueur pétioles (mm)	105.4 ± 11.7
Largeur feuilles adultes (mm)	4.6 ± 0.3
Coefficient A feuilles adultes (%)	76.7 ± 14.2
Surface foliaire feuilles adultes (cm ² /faisc)	48.0 ± 13.4
Nombre feuilles intermédiaires	1.3 ± 0.2
Longueur feuilles intermédiaires (mm)	197.8 ± 26.9
Largeur feuilles intermédiaires (mm)	3.9 ± 0.3
Coefficient A feuilles intermédiaires (%)	12.5 ± 14.0
Nombre total de feuilles	3.6 ± 0.3
Surface foliaire feuilles intermed. (cm ² /faisc.)	10.1 ± 2.1
Coefficient A total (%)	52.9 ± 8.6
Surface foliaire totale (cm ² /faisc.)	58.1 ± 13.1

La longueur des feuilles de *Zostera noltii* est, en moyenne, plus faible que celle de *Cymodocea nodosa* (Tableau XII & Tableau XIII). Toutefois, les valeurs relevés pour

Zostera noltii correspondent à des tailles maximum comparées aux données de la littérature. Ainsi Pergent *et al.* (1988) donnent des hauteurs maximales de 214 mm et Laugier (1998) de 250 mm pour cette même espèce. Chez *Cymodocea nodosa*, les valeurs maximales sont de 648 mm (Pergent *et al.*, 1988).

Le calcul du Coefficient « A » fournit des écarts importants en fonction de l'espèce prise en compte (*Zostera noltii* ou *Cymodocea nodosa*) et du site étudié (Tableau XII & Tableau XIII). Ainsi, à Urbino, le coefficient « A » de *Zostera noltii* est beaucoup plus important qu'à Biguglia. Ceci traduit soit un hydrodynamisme plus intense soit une pression de prédation plus élevée.

Les valeurs de Coefficient « A » enregistrées à Urbino pour *Cymodocea nodosa* confirme cette tendance. En outre la comparaison de ce coefficient pour les deux espèces (*Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*) au niveau d'un même site (étang d'Urbino), montre une prédominance des feuilles cassées chez *Cymodocea nodosa*. Ceci peut être expliqué par la présence marquée de l'oursin *Paracentrotus lividus*, dans ce site (Fernandez, 1996) et par une préférence alimentaire significative de cet oursin pour cette phanérogame (Traer, 1980).

Le calcul du Leaf Area Index fournit pour *Zostera noltii*, une valeur moyenne comprise entre 4.07 m²/m² à Urbino et 5.16 m²/m² à Biguglia. Ces valeurs sont nettement plus importantes que celles rapportées par Pergent *et al.* (1988) qui donnent de 0.9 à 2.5 m²/m² en Mauritanie.

Pour *Cymodocea nodosa*, les valeurs sont comparables aux données généralement rapportées (Tableau XIV).

Tableau XIV : Leaf area Index chez *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	LAI (m ² /m ²)	Référence
Ischia - Italie	4 m	0.44 – 0.84	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1 m	0.36 – 3.41	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Antibes - France	2 m	0.32 – 3.90	Caye, 1989
Ischia - Italie	4 m	0.40 – 2.70	Mazzella, 1990
Mar Menor - Espagne	0.5 m	0.14 – 1.80	Terrados & Ros, 1992
Ebre - Espagne	3 m	3.10 – 4.70	Perez & Romero, 1994
Canaries - Espagne	6 m	0.97 – 3.90	Reyes <i>et al.</i> , 1995
Urbino - France	1.5 m	0.90	Ce travail

3. Biomasse

La biomasse épigée (faisceaux foliaires) est maximale pour l'herbier à *Ruppia sp.*, et minimale pour l'herbier à *Zostera noltii* (Tableau XV). La biomasse endogée est, quand à elle, maximale pour l'herbier à *Cymodocea nodosa* et minimale pour l'herbier à *Ruppia sp.* (Tableau XV). La biomasse totale est maximale pour l'herbier à *Cymodocea nodosa* à Urbino et l'herbier à *Ruppia sp.* à Santa Giulia.

Tableau XV : Biomasse épigée et endogée (g poids sec par m²) des herbiers de phanérogames aquatiques, des étangs étudiés. Valeur moyenne obtenues sur 5 carottes et intervalles de confiance à 95 %.

Localisation	Santa-Giulia	Biguglia		Urbino	
Espèce	<i>Ruppia sp.</i>	<i>Ruppia sp.</i>	<i>Z. noltii</i>	<i>Z. noltii</i>	<i>C. nodosa</i>
Biomasse épigée	292.0 ± 7.5	310.1 ± 45.2	152.5 ± 51.2	92.8 ± 16.7	185.6 ± 45.0
Biomasse endogée	132.4 ± 15.9	58.9 ± 32.3	173.2 ± 14.7	104.1 ± 15.9	253.5 ± 19.0

Les valeurs de biomasse, relevées pour *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* sont comparables à celles rapportées dans la littérature (Tableau XVI). De manière générale, la biomasse endogée chez ces deux espèces est plus importante que la biomasse épigée. Nos données confirment ces observations même si, chez *Zostera noltii*, les écarts enregistrés restent faibles.

Tableau XVI : Biomasse épigée et endogée (en g de poids sec/m²) de *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*, en fonction des données de la littérature.

Prof.	<i>Zostera noltii</i>		<i>Cymodocea nodosa</i>		Référence
	Endogée	Epigée	Endogée	Epigée	
4 m			11.8 – 104.3	9.6 – 25.1	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
1 m	140.0 – 736.0	29.2 – 100.0	57.6 – 374.4	33.6 – 100.8	Pergent <i>et al.</i> , 1988
0.5 m			50.0	18.0 – 170.0	Terrados & Ros, 1992
3 m			396.0	20.0 – 200.0	Perez & Romero, 1994
6 m			181.0 – 385.0	55.0 – 249.0	Reyes <i>et al.</i> , 1995
1.5 m	19.0 – 146.0	25.0 – 291.0			Laugier, 1998
1.5 m	104.1-173.2	92.8 – 152.5	253.5	185.6	Ce travail

L'intégration des valeurs de biomasse aux surfaces d'herbiers, obtenues par traitement d'images, permet d'estimer les biomasses totales de phanérogames aquatiques dans les différents étangs (Tableau XVII).

Tableau XVII : Biomasse des herbiers de phanérogames aquatiques. 1 : la biomasse retenue est celle de *Ruppia sp.* 2 : les valeurs de biomasse sont une moyenne entre celle de Biguglia et de Santa Giulia

Etang de Biguglia	Biomasse (g/m ²)	Surfaces (ha)	Biomasse totale (t PS)	Biomasse par ha (t PS)
<i>Ruppia sp.</i> + <i>Potamogeton pectinatus</i> ⁽¹⁾	310.1	713.4	2 212.3	
<i>Zostera noltii</i>	152.5	20.9	31.8	
Total herbier			2 244.1	1.7
Etang d'Urbino				
<i>Cymodocea nodosa</i> (80%)	185.6	164.6	305.5	
<i>Zostera noltii</i> (15%)	92.8	30.9	28.7	
<i>Ruppia sp.</i> (5%)	301.1 ⁽²⁾	10.3	31.0	
Total herbier			365.2	0.5
Etang de Santa Giulia				
<i>Ruppia sp.</i> (100 %)	292.0	13.5	39.4	2.0

La biomasse foliaire totale de ces phanérogames est donc élevée par rapport à celle de *Potamogeton pectinatus* (80g PS/m² ; Frisoni *et al.*, 1983). De plus, pour l'étang de Biguglia, comme pour l'étang d'Urbino, il convient de rapprocher ces valeurs (Tableau XVII) de la biomasse de macrofaune benthique (10g/m² de poids frais et 31.4 g/m² respectivement ; Frisoni *et al.*, 1983). Cette matière végétale constitue la base de nombreux

réseaux trophiques, aussi bien pour le milieu aquatique lui-même que pour l'avifaune (Tamisier & Boudouresque, 1994).

4. Concentration en matière organique du sédiment

La concentration en matière organique du sédiment varie entre 1.2 et 3.0 % (Tableau XVIII). C'est au niveau de l'herbier à *Ruppia sp.*, de l'étang de Santa-Giulia, qu'elle est maximale.

Tableau XVIII : Concentration en matière organique du sédiment (en %) dans les herbiers de phanérogames aquatiques de plusieurs étangs du littoral corse. L'intervalle de confiance (95%) est également indiqué.

Localisation	Santa-Giulia	Biguglia		Urbino	
Espèce	<i>Ruppia sp.</i>	<i>Ruppia sp.</i>	<i>Z. noltii</i>	<i>Z. noltii</i>	<i>C. nodosa</i>
	3.02 ± 0.07	2.30 ± 0.11	1.54 ± 0.04	1.30 ± 0.11	1.20 ± 0.12

CONCLUSION

Dans le cadre de cette étude, trois lagunes présentant des caractéristiques physico-chimiques et biologiques différentes ont été prises en compte : l'étang de Biguglia, l'étang d'Urbino et l'étang de Santa-Giulia.

La cartographie de ces lagunes, par télédétection aéroportée et traitement d'images, a permis d'évaluer, de manière relativement précise, les peuplements et types de fonds présents (localisation et surfaces). Une attention particulière a été portée à l'extension des herbiers de phanérogames aquatiques, compte tenu de l'importance de cette biocénose. Les surfaces colonisées par les herbiers (mixtes ou monospécifiques) sont très variables d'un étang à l'autre ; ainsi, alors qu'ils occupent plus de 68 % de la surface de l'étang de Santa-Giulia, ils ne représentent plus que 56 % des fonds de l'étang de Biguglia et moins de 29 % de ceux de l'étang d'Urbino.

Dans les lagunes à faible salinité, ou présentant de fortes variations de salinité (étang de Santa-Giulia, sud de l'étang de Biguglia), trois espèces sont plus particulièrement présentes : *Ruppia cirrhosa*, *Ruppia maritima*, que nous avons regroupées sous le terme de *Ruppia sp.* et *Potamogeton pectinatus*. Inversement dans les secteurs caractérisés par une forte influence marine (étang d'Urbino ou à proximité des graus), les herbiers sont essentiellement dominés par *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*. Cette répartition confirme le rôle de bioindicateur de la salinité des eaux des phanérogames aquatiques (Pergent-Martini *et al.*, 1997a).

L'analyse des paramètres phénologiques des différentes espèces étudiées traduit un état satisfaisant des herbiers, et ce quel que soit l'étang considéré. Il convient toutefois de souligner les valeurs très élevées de densité, de longueur des feuilles et de LAI, mesurées chez *Zostera noltii*.

Les valeurs importantes du Coefficient « A » relevées à l'étang d'Urbino, par rapport à l'étang de Biguglia, et ce, quelle que soit l'espèce prise en compte, traduit vraisemblablement plus une pression de prédation exacerbée que des variations notables de l'hydrodynamisme. En effet, outre l'abondance de *Paracentrotus lividus*, dans l'étang d'Urbino, la biomasse de macrofaune benthique, toutes espèces confondues, y est trois fois plus importante (Frisoni *et al.*, 1983).

Le suivi de ces différents paramètres, à d'autres saisons, ainsi que celui des structures permanentes devraient permettre de mieux appréhender l'état de santé de ces étangs et d'y déceler, le plus précocement possible, toutes perturbations engendrées par les activités humaines.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGENC, CRSC, 1996. Les sites d'habitats et d'espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire en Corse : Etude foncière, propositions d'actions foncières et réglementaires. Comité de Pilotage du 15 Mars 1996, Programme Life "*Conservation des habitats et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse*", Office Environ. Corse & Minist. Environ. : 111p.
- Belsher T., Meinesz A., Lefèvre J.R., Boudouresque C.F., 1988. Simulation of Spot satellite imagery for charting shallow water benthic communities in the Mediterranean. *Marine Ecology, P.S.Z.N.I.*, 9(2) : 157-165.
- Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17(4) : 211-307.
- Bonnier G., Douin R., 1990. La grande flore en couleur de Gaston Bonnier, France, Suisse, Belgique et pays voisins. Réédition de la flore complète illustrée en couleur de France, Suisse, Belgique, de G. Bonnier et R. Douin, Belin édit., 4 tomes.
- Buia M.C., Russo G.F., Mazzella L., 1985. Interrelazioni tra *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., e *Zostera noltii* Hornem., in un prato misto superficiale dell'isola d'Ischia. *Nova Thalassia*, 7(suppl.3) : 406-408.
- Castan S., 1979. Restauration et amélioration d'images. Centre d'actualisation scientifique et technique, Journées internationales, 2 : 1-40.
- Caye G., 1989. Sur la morphogénèse, le cycle végétatif et le reproduction de deux phanérogames marines de Méditerranée : *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile et *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. Thèse habilitation, Univ. Nice : 1-229.
- Clanzig S., 1992a. Le benthos de la lagune de Biguglia (Corse), situation au printemps 1992. *C.I.E.L.*, 14 : 15p.
- Clanzig S., 1992b. Le benthos de la lagune de Santa Giulia, évolution récente. *C.I.E.L.*, 17 : 11p.
- Corre J., 1970. La méthode des transects dans l'étude de la végétation littorale. *Bull. Acad. Soc., lorr. Sci.*, 9(1) : 59-79.
- Courboules J., Manière R., 1992. Apport de la télédétection à l'étude de la relation entre l'hydrodynamisme de surface et les récifs coralliens. *Int. J. Remote sensing*, Vol. 13, N°15, 1911-2923.
- Deslous-Paoli J.M., 1996. Programme « Mise en valeur des lagunes méditerranéennes ». Programme National d'Océanographie Côtière, IFREMER, Atelier « Lagunes méditerranéennes » : 29p.
- Drew E.A., Jupp B.P., 1976. Some aspects of the growth of *Posidonia oceanica* in Malta. In *Underwater Research*, E.A. Drew, J.N. Lythgoe & J.D. Woods (Eds), Academic Press, London : 357-367.
- Fernandez C., 1996. *Connaissance et nutrition de Paracentrotus lividus dans le cadre d'un projet aquacole avec alimentation artificielle*. Thèse "Ecologie marine", Univ. corse : 1-243 + ann.
- Frisoni G.F., 1997. Le milieu lagunaire : organisation et fonctionnement. Stage "Lagunes", 30 Juin - 3 Juillet 1997, Haute Corse : 17p.
- Giraud G., 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 39 : 33-39.

- Goubin C., 1990. Les phanérogames marines de l'étang de Diana (Haute Corse) étude cartographique et biologique. DEA "Environnement marin", Univ. Aix-Marseille II : 26p. + Ann.
- Guilizzoni P., 1991. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.*, 41 : 87-109.
- Hartog C. Den, 1970. The seagrasses of the world. The seagrasses of the world. Verhand. Koninklijke Nederl Akad. Wetenschap Afd. Nat. Tweede reeks, North-Holland Publ. Amsterdam, 59 (1) : 1-272.
- Laugier T., 1998. Ecologie de deux phanérogames marines sympatriques - *Zostera marina* L. et *Z. noltii* Hornem. - dans l'étang de Thau (Hérault, France). Thèse "Biologie des Populations et Ecologie", Univ. Montpellier II : 142p. + Ann.
- Lefèvre J.R., Valério C., Meinesz A., 1984. Optimisation de la technique de la photographie aérienne pour la cartographie des herbiers de Posidonies. *International Workshop Posidonia oceanica Beds*, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., GIS Posidonie publ., 1 : 49-55.
- Loques F., 1990. Biologie de la phanérogame marine *Zostera noltii* Hornemann sur le littoral méditerranéen français. Thèse de doctorat, Université de Nice Sophia Antipolis, 158 pp.
- Mazzella L., 1990. Il ruolo dei sistemi a fanerogame marine nell'economia delle comunità costiere ed i problemi causati dal disturbo antropico. In "*Inquinamento ed ecosistemi acquatici*", Atti Congresso Ordine Nazionale dei Biologi (ed. S. Dumontet & E. Landi) : 103-116.
- Mazzella L., Scipione M.B., Buia M.C., Russo G.F., 1986. In situ measurements and sampling techniques on *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson prairies. *Rapp. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 30 (2) : 265.
- McRoy C.P., Hellerich C., 1980. Handbook of seagrass biology : an ecosystem perspective. R.C. Phillips & C.P. Mc Roy Eds. Garland STPM Press, N.Y. : 314p.
- Meriaux J.L., Wattez J.R., 1980. Les végétations aquatiques et subaquatiques. Relations avec la qualité des eaux. In : « *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques* ». Person éd., Gauthier-Villars, Paris, 225-242.
- Orsonneau S., 1994. Contribution à la connaissance du milieu littoral marin en Corse. Création d'une banque de données bibliographiques, Elaboration d'un protocole d'étude. Mém. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens », Univ. Corse : 1-75.
- Pearce F., Crivelli A.J., 1994. Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes. Conservation des zones humides méditerranéennes, Programme MedWet, Fondation Tour du Valat publish., Arles : 89p.
- Perez M., Romero J., 1994. Growth Dynamics, Production, and Nutrient Status of the Seagrass *Cymodocea nodosa* in a Mediterranean Semi-Estuarine Environment. *Marine Ecology, PSZNI*, 15(1) : 51-64.
- Pergent G., Pergent C., Vuignier G., 1988. Données préliminaires sur les herbiers de phanérogames marines du banc d'Arguin (Mauritanie). GIS Posidonie publ. : 1-55.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : Etat des connaissances. *Mésogée*, 54 : 3-29.
- Pergent-Martini C., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1997b. Les étangs de Corse, bibliographie - Synthèse 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & IFREMER : 200p.
- Pergent-Martini C., Semroud R., Rico-Raimondino V., Pergent G., 1997a. Localisation et évolution des peuplements de phanérogames aquatiques de l'étang de Berre (Bouches du Rhône - France). In « *39 ème congrès nationaux* », Association française de Limnologie édit., Univ. Corse & Office de l'Environnement publ., Corte : 169-179.
- Ramade F., 1990. Conservation des Ecosystèmes méditerranéens - Enjeux et Perspectives. Les Fascicules du Plan Bleu, PNUE/PAM, 3 : 1-144.

- Reyes J., Sanson M., Afonso-Carillo J., 1995. Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Medano (south of Tenerife, Canary Islands). *Botanica Marina*, 38 : 457-465.
- Sacchi C., 1985. Le sel de La Palice : réflexion sur le paralin méditerranéen. *Mem. Biologia marina e di Oceanografia*, 15 : 71-89.
- Semroud R., Pergent G., Bertrand M.C., 1990. Cartographie des peuplements de macrophytes benthiques (Algues et Phanérogames) dans les étangs de Berre et de Vaïne (Bouches -du-Rhône, France). Contrat Agence de l'Eau/GIS Posidonie & Cellule Qualité des Eaux Littorales 13, Fr. : 1-52.
- Seyler F., 1986. Recherche méthodologique sur le traitement d'images de télédétection aérienne, basée sur l'analyse préalable des formations superficielles avec leur couverture végétale. Etude d'un secteur de Lande sur Schistes en Bretagne centrale. Thèse Univ. Paris VII : 1-273.
- Sinnassamy J.M., Bertrand M.C., Boudouresque C.F., Foret P., Leccia M., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Rico-Raimondino V., 1991. Réseau de surveillance Posidonies. Fiches techniques. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-14.
- Skinner J., Zalewski S., 1995. Fonctions et valeurs des zones humides méditerranéennes. Conservation des zones humides méditerranéennes, Programme MedWet, Fondation Tour du Valat publish., Arles : 78p.
- Tamisier A., Boudouresque C.F., 1994. Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow at Ichkeul lake, Tunisia. *Hydrobiologia*, 279/280 : 149-156.
- Terrados J., Ros J.D., 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon : the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43 : 63-74.
- Traer K., 1980. The consumption of *Posidonia oceanica* Delile by echinoids at the isle of Ischia. In « *Echinoderm : Present and past* », Jangoux M. ed., Balkema publ., Rotterdam, : 241-244.
- Verhoeven J.T.A., 1975. *Ruppia*-communities in the Camargue (France) : Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany*, 1 : 217-241.