

LES ETANGS LITTORAUX DE CORSE :
CARTOGRAPHIE DES PEUPELEMENTS ET TYPES DE FONDS



C. Pergent-Martini , C. Fernandez, V. Pasqualini,
G. Pergent, C. Segui, J.E. Tomaszewski



Août 2000

LES ETANGS LITTORAUX DE CORSE :
CARTOGRAPHIE DES PEUPELEMENTS ET TYPES DE FONDS

Cette étude s'inscrit dans le cadre du Programme INTERREG II, en partenariat avec l'IFREMER, Centre de Corse, intitulé :

« Etude des herbiers de phanérogames en milieu lagunaire corse »

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

Responsable de l'étude : G. Pergent

Participants :
C. Fernandez
V. Pasqualini
C. Pergent-Martini
C. Segui
J.E. Tomaszewski

Crédit photographique : G. Pergent,
C. Segui,
J.E. Tomaszewski

Ce document doit être cité sous la forme :

Pergent-Martini C., Fernandez C., Pasqualini V., Pergent G., Segui C., Tomaszewski J.E., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Cartographie des peuplements et types de fonds. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse & IFREMER, N° 99 3 514004 : 33p.

TABLE DES MATIERES

PRESENTATION	4
MATERIEL ET METHODES.....	6
1 Sites étudiés	6
2 Cartographie des peuplements et types de fonds	7
2.1 Acquisition d'images	7
2.2 Traitement des données.....	7
2.3 Pré-traitement.....	7
2.4 Traitement des photographies en couleurs naturelles.....	8
2.5 Données-terrain.....	9
2.6 Fiabilité des cartographies.....	9
3 Biomasse et densité des herbiers	9
RESULTATS ET DISCUSSION	10
1 Etang de Biguglia.....	10
1.1 Espèces rencontrées	10
1.2 Cartographie des peuplements	10
1.3 Fiabilité cartographique	12
1.4 Evolution des herbiers de l'étang de Biguglia.....	13
1.5 Caractérisation des herbiers de phanérogames.....	15
2 Etang de Diana.....	18
2.1 Espèces rencontrées	18
2.2 Cartographie des peuplements	18
2.3 Fiabilité cartographique	19
2.4 Evolution des herbiers de l'étang de Diana.....	20
2.5 Caractérisation des herbiers à <i>Cymodocea nodosa</i>	21
3 Etang D'urbino	23
3.1 Espèces rencontrées	23
3.2 Cartographie des peuplements	23
3.3 Fiabilité cartographique	24
3.4 Evolution des herbiers de l'étang d'Urbino.....	24
3.5 Caractérisation des herbiers à <i>Cymodocea nodosa</i>	26
CONCLUSION.....	28
BIBLIOGRAPHIE	30

PRESENTATION

Cette étude s'inscrit dans le cadre du Programme INTERREG II, entre la région Corse et la région Toscane et, plus particulièrement, dans le sous-programme « Etude des herbiers de phanérogames en milieu lagunaire corse », géré par l'IFREMER. Elle a été menée conjointement avec une approche sur la « Mise en valeur des Lagunes Méditerranéennes », analyse intégrée dans le Programme National d'Océanologie Côtière, de l'IFREMER et du Ministère de l'Environnement.

L'objectif était d'établir une cartographie des phanérogames aquatiques présentes dans trois lagunes du littoral corse. En effet, l'importance des zones humides pour l'avenir de la planète est de plus en plus évidente. Quelle que soit la typologie de ces zones humides (*e.g* marais, lagunes côtières et marais salants, deltas), ces milieux sont caractérisés par une productivité et une diversité biologique exceptionnelle. Ils constituent en outre une source non négligeable de revenus pour les populations locales (PEARCE & CRIVELLI, 1994). Ainsi, de manière générale, les lagunes côtières méditerranéennes montrent de très fortes productions primaires et secondaires, qui rendent leur utilisation propice à la pêche et à l'aquaculture (DESLOUS-PAOLI, 1997).

En fonction de la profondeur, on distingue trois grands types de lagunes côtières (DESLOUS-PAOLI, 1997) :

- ↓ les lagunes profondes, qui favorisent le développement des populations de phytoplancton,
- ↓ les lagunes de faible profondeur, qui sont propices à l'installation d'une végétation aérienne,
- ↓ les lagunes intermédiaires (en profondeur), qui orientent leur production primaire soit vers le développement de phytoplancton soit vers le développement de macrophytes.

Les zones humides 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. En effet, les zones humides, ont souvent été considérées comme des zones insalubres, qu'il convenait d'assécher et ont fait l'objet d'opérations de démoustication au moyen de pesticides, pouvant affecter alors la qualité de ces milieux (SOMIVAC & CTGREF, 1979).

Aussi actuellement, une gestion de ces zones passe par l'établissement d'un état des connaissances concernant le milieu à gérer (PERGENT-MARTINI, 2000). En effet, il n'existe, à l'heure actuelle, que très peu de données pour guider les collectivités locales et les organismes responsables de la gestion des milieux. Il semble donc que certaines démarches soient indispensables pour l'aménagement de l'espace et la protection du milieu littoral. Il convient de disposer dans un premier temps, des informations sur les ressources présentes (inventaires faunistique et floristique) ainsi que sur leur localisation (cartographies).

Dans cette optique, le programme Interreg II s'intéresse à plusieurs lagunes continentales et à 3 lagunes corses (Biguglia, Diana et Urbino). Il vise à développer, conjointement avec le programme PNOC II :

- ↳ l'acquisition des connaissances environnementales, qui doivent permettre de mettre en place des outils d'aide à la décision pour la gestion de ces 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 (DESLOUS-PAOLI, 1997).

Nous viserons au cours de notre étude, à caractériser les peuplements à phanérogames et les différents types de fonds des trois étangs corses avec :

- ↳ La réalisation de cartographies par traitement d'images (de manière à mettre en valeur les peuplements végétaux par rapport aux autres peuplements et types de fonds).

- ↳ La comparaisons de la répartition des peuplements aux données antérieures existantes

- ↳ Enfin, l'évaluation de la vitalité de ces herbiers de phanérogames par la prise en compte de paramètres inhérents à la plante (*e.g* biomasse et densité).

MATERIEL ET METHODES

1 SITES ETUDIÉS

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

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
Diana			26-44 ‰ (Euhalin)	Activités aquacoles Activités agricoles
Urbino	9.2 m	760	26-44 ‰ (Euhalin)	Activités aquacoles Activités agricoles

➤ **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 de Diane** est situé en bordure de la plaine orientale de la Corse, à 1 km au Nord de l'embouchure du fleuve Tavignano. Cette lagune d'une longueur de 4 km et d'une largeur de 2 km peut être divisée en deux bassins séparés par la presqu'île de Santa Maria (eaux peu profondes et inférieures à 3m de profondeur au Nord et eaux profondes au Sud). L'étang est soumis à l'influence prépondérante de la mer par l'intermédiaire d'un grau régulièrement entretenu au Nord.

➤ **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.

2 CARTOGRAPHIE DES PEUPELEMENTS ET TYPES DE FONDS

Le traitement d'images s'effectue en plusieurs étapes complémentaires (Figure 1).

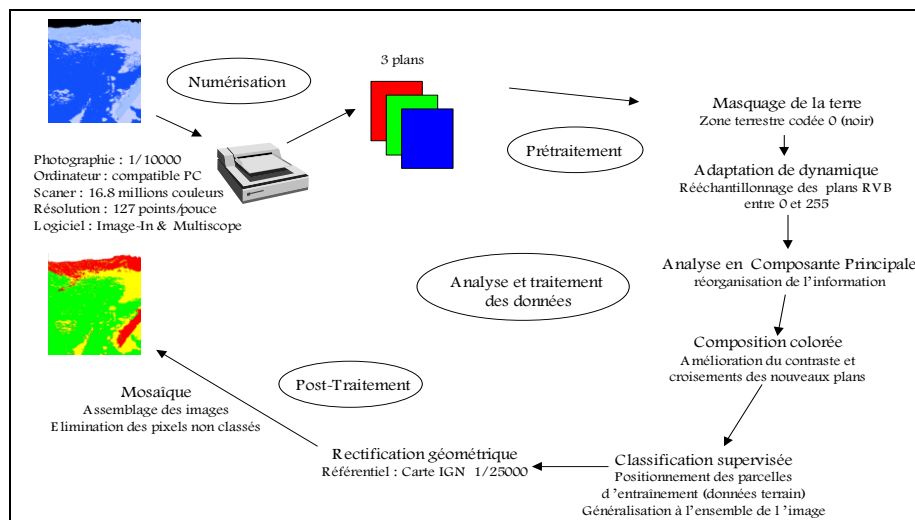


Figure 1 : Les étapes du traitement des photographies aériennes

2.1 Acquisition d'images

Les clichés photographiques utilisés proviennent d'une campagne effectuée en Juin 1999 (Compagnia Generale Ripresaere di Parma®). Ils sont au nombre de 12 pour l'étang de Biguglia, de 6 pour l'étang de Diane et de 5 pour l'étang d'Urbino, Ces photographies sont à l'échelle 1/10000.

Les photographies sont ensuite numérisées en 16,8 millions de couleurs, grâce à un scanner couleur (UMAX Mirage II), piloté par ordinateur (Pentium II MMX 350 MgHz). La numérisation est effectuée avec une résolution de 127 dpi (Image-in Scan & Paint®), de manière à obtenir un pixel¹ de 2 m de côté. La numérisation permet de décomposer l'image en couleurs naturelles selon trois plans correspondant aux 3 couleurs de base (rouge, vert et bleu - RVB).

2.2 Traitement des données

Le pré-traitement et le traitement des images sont réalisés à l'aide du logiciel Multiscope (version 2.4 et 3.01 Matra Système et Information®).

2.3 Pré-traitement

Dans un premier temps, la terre est éliminée de façon à ne pas perturber le traitement. Le masquage de la terre est effectué à partir de l'image brute. Chaque pixel appartenant à la terre est converti en noir (valeur 0).

On effectue ensuite une adaptation de dynamique dans chacun des plans (R,V,B), qui a pour but d'améliorer le contraste et la luminosité de l'image pour une meilleure visualisation des

¹ Pixel : Le plus petit élément de teinte homogène au sein d'une image (e.g. photographie, télévision, satellite)

peuplements et types de fonds. La codification de couleur varie selon une échelle de valeurs comprise entre 0 et 255, qui correspond à l'ensemble des niveaux de gris pour chaque plan. Seule une partie de cette échelle est initialement utilisée. La technique consiste à re-étalonner l'ensemble des valeurs numériques de l'image sur la totalité de l'échelle, à partir de l'histogramme de chaque plan (PASQUALINI, 1997).

2.4 Traitement des photographies en couleurs naturelles

⇒ Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une méthode statistique essentiellement descriptive, souvent utilisée en imagerie satellitaire et aérienne (BELSHER *et al.*, 1988 *in* PASQUALINI, 1997). L'analyse, appliquée à deux plans de l'image très corrélés entre eux, permet de créer de nouveaux plans (*e.g.* P1, P2), totalement décorrélés et dont le maximum d'informations est attribué à la première composante. L'ACP, appliquée aux plans V et B, est généralement utilisée en milieu marin (PASQUALINI, 1997). Le plan P1 permet une bonne distinction des peuplements localisés dans les zones profondes, alors que le plan P2 visualise préférentiellement les peuplements présents dans les zones superficielles (PASQUALINI, 1997).

⇒ Composition colorée

On effectue ensuite une composition colorée qui consiste à affecter, arbitrairement, une des trois couleurs de base aux trois plans superposables de l'image, et ce afin d'obtenir une nouvelle image polychrome en fausses couleurs (COUZY, 1981 *in* PASQUALINI, 1997). Cette technique permet d'obtenir une vue avec une meilleure discrimination des peuplements aquatiques. Plusieurs compositions colorées peuvent être utilisées, en fonction des secteurs étudiés, comme par exemple « P1/plan vert/plan bleu » ou encore « P2/plan vert/plan bleu ».

⇒ Classification supervisée

La classification consiste à regrouper des pixels avec le maximum de ressemblance et à les classer sous un même thème. Pour se faire, on positionne des parcelles d'entraînements manuellement sur la composition colorée choisie. Ces parcelles effectuées doivent contenir les pixels appartenant au même thème. La qualité du résultat dépend des données observations *in situ*, mais également de la précision du positionnement des parcelles et de leur nombre. Cet apprentissage est ensuite généralisé à toute l'image, grâce à une classification supervisée par hypercube.

⇒ Rectification géométrique

La transformation géométrique consiste à passer d'une géométrie d'acquisition à une géométrie de référence. En effet, les prises de vues aériennes présentent une déformation due à la courbure de la terre. Il s'agit donc de repérer des points remarquables, à la fois sur l'image de travail et sur la carte de référence (*e.g.* carte IGN). L'ensemble de ces points génère un polynôme de déformation, qui sera appliqué à l'ensemble de l'image à corriger.

⇒ Mosaïque et calcul de surface

Afin de reconstituer la cartographie complète de l'étang, on réalise une mosaïque des différentes images. Une homogénéisation permet d'éliminer ensuite les pixels isolés ou non classés. Un calcul de surfaces des peuplements et types de fonds est ensuite effectué sur l'ensemble de la cartographie de l'étang.

2.5 Données-terrain

Les données-terrains sont indispensables à tout traitement d'images. Elles s'avèrent importantes lors de l'interprétation des compositions colorées et de l'élaboration d'une classification. Elles sont également utilisées pour rectifier à la fin du traitement les pixels qui resteraient mal classés.

Les principales données-terrains, pour les trois étangs, ont été obtenues lors de campagnes de prélèvements en Juin 1999. Des compléments d'informations ont été réalisés en Juin 2000 (pour les étangs de Bigulia et Diane). Les identifications ponctuelles sont effectuées, soit depuis la surface au moyen d'un sceau de Calpha, lorsque la profondeur et la turbidité le permettent, soit en plongée en scaphandre autonome. Chaque point est localisé à l'aide d'un GPS différentiel (*Global Positioning System* : Valsat MLR), qui permet une précision de quelques mètres.

2.6 Fiabilité des cartographies

Quels que soient les résultats obtenus, il convient de s'interroger sur la fiabilité de la carte. En effet, la technique utilisée (traitement automatisé) conduit toujours à un résultat, mais ne laisse en rien préjuger de l'adéquation entre ce résultat et les données-terrain.

Aussi est-il nécessaire d'estimer le degré de fiabilité cartographique, qui influe sur l'utilisation potentielle de la carte en terme de gestion du milieu. La fiabilité est liée à des contraintes du milieu (*e.g.* pente, turbidité), comme aux méthodes et documents employées (PASQUALINI, 1997). La fiabilité est donc évaluée grâce à l'échelle de PASQUALINI *et al.* (1997).

3 BIOMASSE ET DENSITE DES HERBIERS

L'état de santé des herbiers est appréhendé, par le suivi de deux paramètres : la densité et la biomasse des faisceaux .

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un carottier cylindrique de 15 cm de diamètre et de 50 cm de haut. Un minimum de cinq répliqués sont réalisés entre Avril et Juillet 1999.

Densité : elle correspond au nombre de faisceaux par m². Elle est déterminée sur une surface d'environ 700 cm². Le comptage des faisceaux est réalisé au laboratoire. Les valeurs obtenues sont ensuite ramenées au m².

Biomasse : Elle est mesurée après séparation des prélèvements, en tissus endogés (rhizomes et racines) et épigés (faisceaux foliaire). Chaque fraction est mise à l'étuve (60°C) jusqu'à obtention d'un poids constant (48h00) de façon à obtenir la biomasse de chaque compartiment.

RESULTATS ET DISCUSSION

1 ETANG DE BIGUGLIA

1.1 Espèces rencontrées

Lors des observations *in situ* effectuées à Biguglia, différentes espèces de phanérogames aquatiques ont été identifiées. Il s'agit d'espèces de la famille des *Zosteraceae* et des *Potamogetonaceae*.

On rencontre les *Zosteraceae*, sous forme d'herbiers mixtes à *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima*. Elles sont retrouvées aussi bien au Nord de l'étang (en dessous du chenal menant au grau), que dans l'anse de San Damiano, ainsi qu'au Sud (mais en formations plus éparses), sur un sédiment vaseux, à faible profondeur. En effet, d'après VERHOEVEN (1975 in PERGENT-MARTINI *et al.*, 1999), elles supportent d'importantes variations de salinité, puisqu'on les rencontre dans des milieux oligohalins à hyperhalins. Le genre *Zostera*, par contre, n'a été rencontré que ponctuellement (1 seule donnée-terrain). De plus, c'est un genre eurytherme et euryhalin, qui se développe en Corse, dans des biotopes superficiels (GOUBIN, 1990 in PERGENT-MARTINI *et al.*, 1999). Ce dernier, du fait de sa faible répartition, n'a pas été individualisé sur la carte.

Les *Potamogetonaceae* ne sont représentées que par *Potamogeton pectinatus*, retrouvé ponctuellement près du bord Sud-Ouest de l'étang. 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 (PERGENT-MARTINI *et al.*, 1999).

Les algues photophiles sont largement présentes dans l'étang, sous forme de nombreux massifs de gracilaires* (*Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss et *Gracilaria dura* (C. Agardh) J. Agardh) et d'ulves (*Ulva rigida* C. Agardh) et ce, dans différents secteurs. En effet, la faible profondeur de l'étang de Biguglia favorise la croissance de ces algues photophiles annuelles. Elles se retrouvent majoritairement sur les bords de l'étang, dans les endroits les plus abrités, et où la lumière pénètre facilement.

1.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement des photographies aériennes, nous obtenons une carte des peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia (Figure 2). Six thèmes ont été identifiés : le sable, la vase, les algues photophiles, les herbiers de phanérogames (*Ruppia sp.* et *Potamogeton pectinatus*) et la litière de *Posidonia oceanica*.

* La détermination des algues a été réalisée, pour partie par M. LAURET et B. MIMAULT, dans le cadre du mémoire de ce dernier (MIMAULT, 1999), pour partie à l'aide du guide de CABIOCH *et al.* (1992).

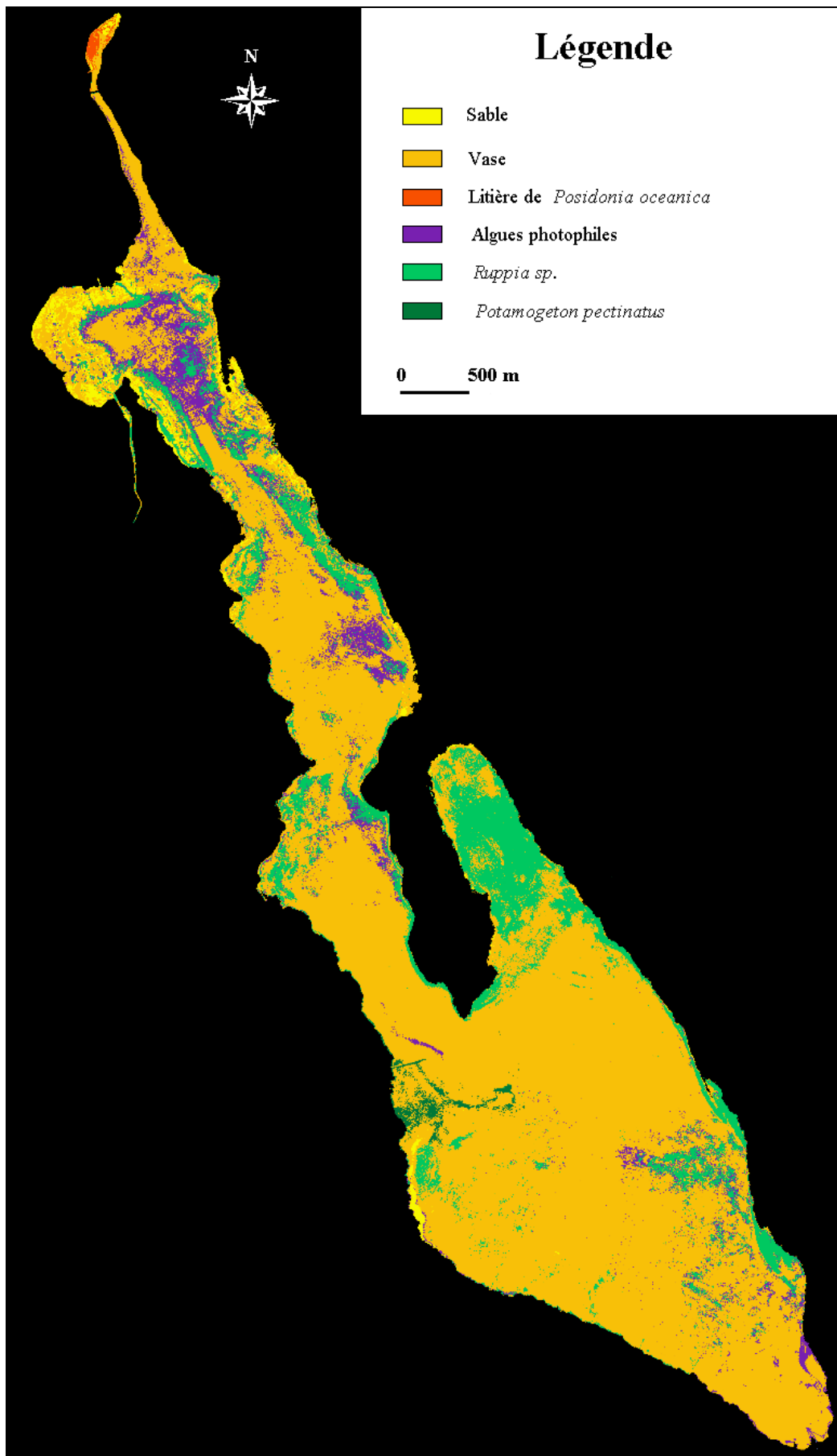


Figure 2 : Carte des peuplements et types de fond de l'étang de Biguglia.

L'analyse des résultats montre la faible superficie des herbiers de phanérogames (Tableau II) et la prédominance des fonds vaseux (77.0 %), surtout dans les zones centrales à turbidité élevée et au Sud de l'étang. Sur l'ensemble de l'étang, ce sont les herbiers à *Ruppia sp.*, qui sont les mieux représentés (13,2 %), les herbiers à *Potamogeton pectinatus* n'occupant que 0,7 % des fonds. Leur localisation respective semble en accord avec leur tolérance au sel. On observe également des massifs d'algues, d'une superficie relativement importante (6,5 %). Ces algues apparaissent sous forme de touffes, parmi les herbiers à *Ruppia sp.* Si le traitement d'images permet de bien les différencier des herbiers dans le secteur Nord de l'étang (au-dessous du grau), il apparaît difficile de les visualiser dans l'anse de San-Damiano, alors qu'elles sont largement présentes et forment de vastes mosaïques avec ces herbiers. *Posidonia oceanica*, espèce exclusivement marine est absente de l'étang et n'est observée que sous forme de litière en épave, dans la partie Nord, obstruant partiellement le grau.

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

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Sable recouvert de litière	2,35	0,17
Sable	33,22	2,47
Vase	1036,07	76,96
Algues photophiles	87,15	6,47
Herbiers à <i>Ruppia sp.</i>	177,61	13,19
Herbiers à <i>Potamogeton pectinatus</i>	9,87	0,73
Total	1346,27	100,00

1.3 Fiabilité cartographique

L'application de l'échelle de fiabilité, aux résultats obtenus sur l'étang de Biguglia, fournit une valeur de 81.8 % (

Tableau III). Le pourcentage de fiabilité de la carte semble assez bon. En effet, seule la forte turbidité de l'étang et la faible distinction de certains peuplements et types de fonds sont à l'origine de la réduction de fiabilité de cette carte, les polygones d'entraînements étant suffisamment nombreux pour avoir des thèmes relativement bien classés. Par contre, la date de prise de vues (en période de basses-eaux et de développement végétal maximal) est favorable à la discrimination des espèces benthiques.

Tableau III : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Biguglia.

FACTEURS	Etang de Biguglia
Site étudié	
Topographie : pente	Faible et constante = 3
Tranche bathymétrique	0 à 5 m = 3
Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fonds	50 % de la tranche bathymétrique étudiée = 1
Nature des peuplements et types de fonds	Proches = 1
Prise de vue	
Qualité	Très bonne = 3
Effets de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Effet de surface non situé sur la partie de l'image prise en compte = 2
Numérisation	

Taille du pixel	Pixel = 2m = 3
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre : Distribution	Nombre > 20 = 3 Dans les 4 directions = 3
Echelle du référentiel / Echelle de l'image	Référentiel < image = 1
Données-terrain	
Surface couverte par les données-terrain / Surface d'étude	10 % > Surface > 5 % de la surface d'étude = 2
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	15 > Nombre > 5 = 2
Somme	27/33
Pourcentage de fiabilité	81.8 %

En dehors de ces confusions, les écarts entre les dates de prise de vues et la réalisation des données-terrain sont à même d'altérer la qualité du résultat obtenu, et notamment lorsque l'on s'intéresse à des formations végétales présentant un développement saisonnier très marqué. Afin de minimiser cela, les données-terrain ont été effectuées entre le 25 Mai et le 10 Juin, période commune aux prises de vues aériennes.

1.4 Evolution des herbiers de l'étang de Biguglia

La comparaison de nos résultats aux données de la littérature, montre que l'on assiste à une régression des surfaces d'herbiers depuis plusieurs années. En effet, les données de CASABIANCA *et al.*, (1972-73 ; Figure 3) indiquent une colonisation quasi-totale de l'étang par les phanérogames. De même, la carte de FRISONI & DUTRIEUX (1992 ; Figure 4) fournit un recouvrement de plus de 50 % de l'étang.

Plus récemment ORSONNEAU (1994 ; Figure 5) fait état, dans le Nord de l'étang, au niveau de l'Anse du Fort, d'un herbier dense à *Zostera noltii*, qui a dû régresser, car il ne nous a pas été possible de l'observer.

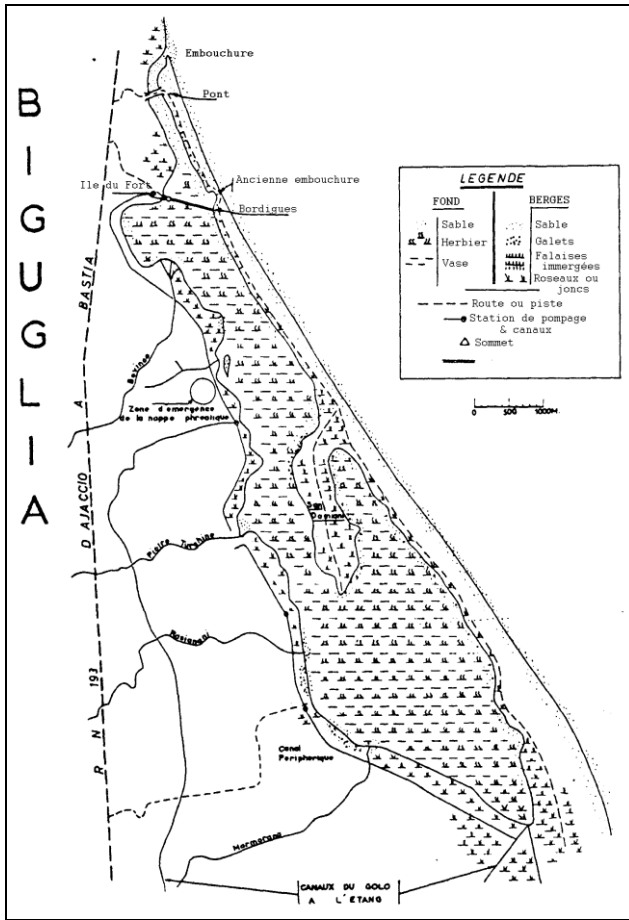


Figure 3 : Principaux biotopes de l'étang de Biguglia (CASABIANCA *et al.*, 1972-73).

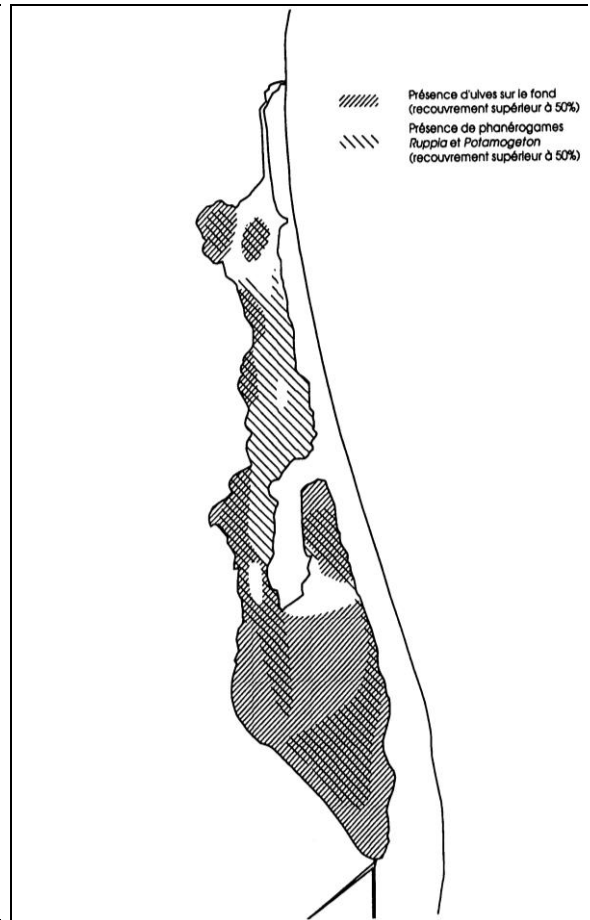


Figure 4 : Répartition de la végétation en mai 1991 (FRISONI & DUTRIEUX, 1992).

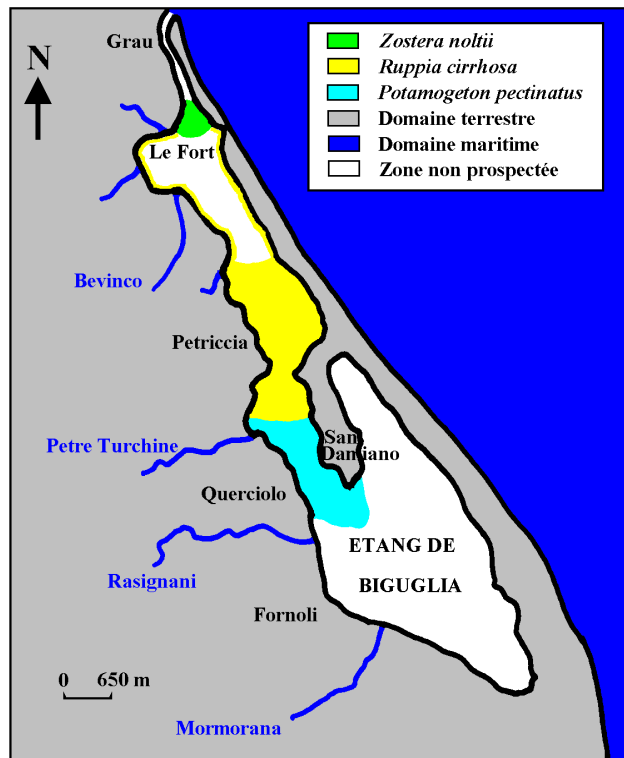


Figure 5 : Carte de végétation de l'étang de Biguglia (ORSONNEAU, 1994).

Les régressions les plus spectaculaires semblent donc être situées dans la zone centrale au Sud de l'étang où, actuellement ne subsiste que de la vase. Si la réalité d'un tel recul reste probable, il apparaît difficile de comparer ces différentes études, dans la mesure où les auteurs ne fournissent aucune indication quant à la technique de levée cartographique et à la fiabilité de leur carte. Seule ORSONNEAU (1994), qui a travaillé essentiellement sur la moitié Nord de l'étang, précise qu'elle a employé la méthode des transects.

La dernière carte levée sur cet étang, en dehors de ce travail, est celle effectuée, en 1997, par AGOSTINI *et al.* (1997). Elle présente l'avantage d'avoir été établie avec la même méthode (photographie aérienne et traitement d'images). Toutefois, il faut préciser que les clichés de 1996 sont, d'une part d'une qualité inférieure à ceux de 1999 et d'autre part réalisés à une échelle plus petite ; de plus, le nombre réduit de données-terrain et leur répartition très hétérogène sur l'ensemble de l'étang ne permet pas permis d'obtenir une carte très fiable. Les résultats obtenus sur cette carte, s'inscrivent néanmoins dans une dynamique de régression des herbiers (*Zostera noltii* et *Potamogeton pectinatus*) au profit des fonds de vase (Figure 6).

1.5 Caractérisation des herbiers de phanérogames

Les mesures de biomasses et de densité sont effectuées au niveau des formations dominantes de l'étang : les herbiers à *Ruppia sp.*

En ce qui concerne la densité des herbiers à *Ruppia sp.*, elle est en moyenne de 4188 faisceaux par m², dans l'étang de Biguglia (FERNANDEZ *et al.*, 2000). Ces valeurs s'avèrent plus faibles que celles mesurées dans la lagune de Santa Giulia (FERNANDEZ *et al.*, 2000). La biomasse moyenne totale (épigée + endogée) de *Ruppia sp.* est calculée à partir de mesures ponctuelles (réalisées en Mai 1999, dans différents secteurs de l'étang), et d'une valeur moyenne mesurée dans le cadre d'un suivi trimestriel (FERNANDEZ *et al.*, 2000) ; elle est de 471 g P.S. m⁻². Ces valeurs s'avèrent comparables aux données de la littérature (CONGDON & MC COMB, 1979). Les surfaces occupées par les herbiers étant de 1 776 100 m² environ, il est donc possible d'évaluer la biomasse des phanérogames au niveau de l'étang de Biguglia à **837 t.**

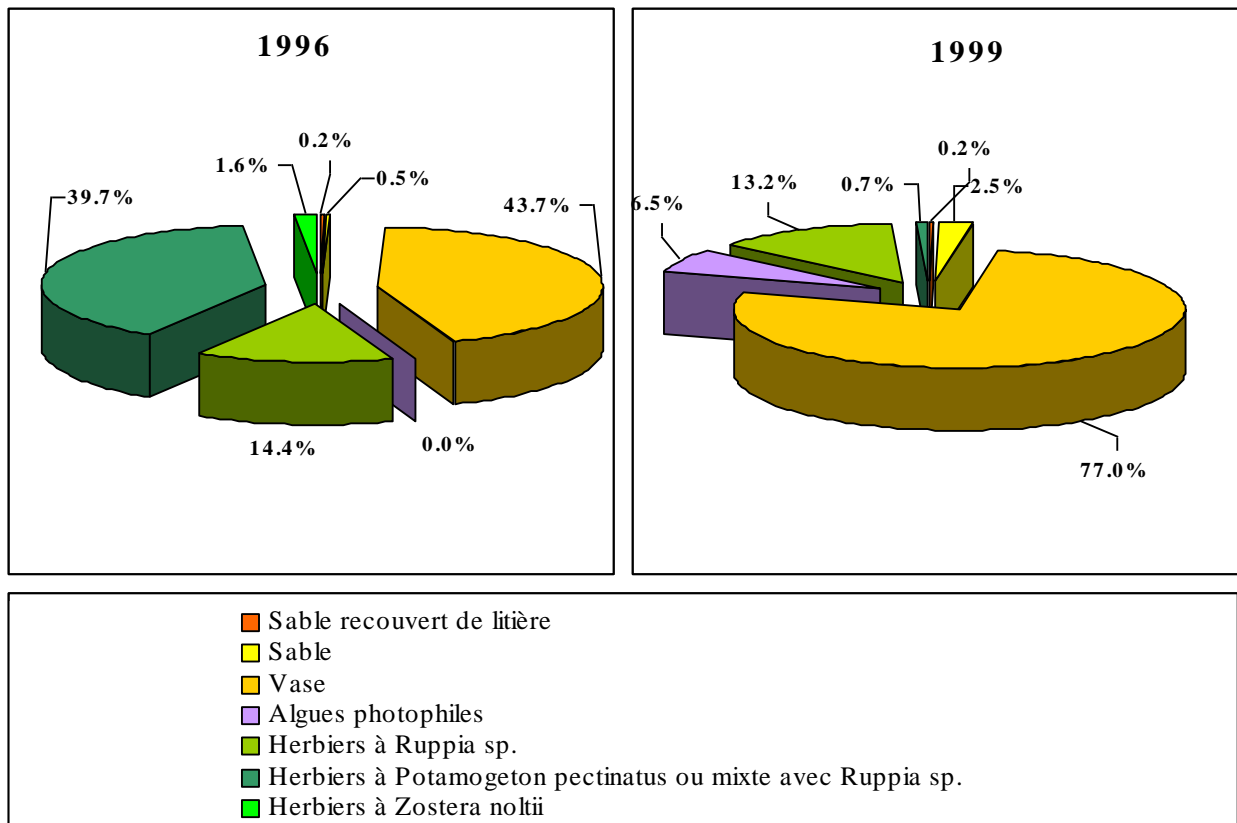


Figure 6 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia en 1996 (AGOSTINI *et al.*, 1997) et en 1999.

Outre les herbiers de phanérogames, lors des observations *in situ* d'autres macrophytes ont été identifiées dans l'étang de Biguglia (Tableau IV). Ces macrophytes sont présentes sur les différents types de substrat. Cette biomasse algale est être extrêmement variable (Tableau IV) et peut atteindre 2433 g. PS. m⁻².

Il faut noter que, lors de nos observations de terrain, nous avons pu identifier un vaste tapis d'ulves en épave, à la surface de la colonne d'eau, dans la partie Ouest de l'étang. Ceci n'est pas sans rappeler les phénomènes de « marées vertes » identifiés dans d'autres étangs méditerranéens (SEMROUD *et al.*, 1990). Ce tapis d'ulves recouvre l'ensemble des formations benthiques, dont les herbiers de phanérogames présents, et crée des mécanismes de compétition intense, essentiellement due à la réduction de la quantité de lumière disponible pour ces espèces. Cette compétition aboutit généralement à une régression des herbiers au profit des ulves, comme celle observée, le long d'un transect permanent, entre avril et juillet 1998 (FERNANDEZ *et al.*, 2000). L'origine de ces fluctuations est sans doute due à une plus forte concentration en matière organique des eaux dans ce secteur, ou, tout au moins, un enrichissement en provenance du bassin versant. Cet enrichissement est confirmé par les importantes teneurs en matières organiques des sédiments à cette période de l'année. Par contre, une telle évolution n'a pu être observée en avril et juillet 1999, du fait de la rareté des ulves. Il semble donc que cette prolifération des ulves soit variable d'une année à l'autre et dépendante de conditions environnementales particulières (*e.g.* température, apports nutritifs, précipitations et lessivage des sols). La biomasse algale ne peut être donc être considérée comme négligeable.

Tableau IV : Biomasse algale (en g de poids sec. m⁻²) de l'étang de Biguglia

Point de prélèvement	Espèce	Type	Biomasse (g/m ²)
1.1	<i>Monostroma obscurum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	0,23
1.2	<i>Monostroma obscurum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	52,90
1.2	<i>Lophosiphonia subadunca</i>	<i>Rhodophyceae</i>	184,90
1.2	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	1337,57
1.2	Non déterminée		652,50
2.2	<i>Monostroma obscurum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	162,46
2.2	<i>Lophosiphonia subadunca</i>	<i>Rhodophyceae</i>	35,84
2.3	<i>Monostroma obscurum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	120,90
2.3	<i>Lophosiphonia subadunca</i>	<i>Rhodophyceae</i>	12,28
2.3	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	3,93
3.6	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	231,08
4.9	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	180,07
4.9a	<i>Ceramium tenuissimum</i>	<i>Rhodophyceae</i>	1,91
4.9	<i>Ulva rigida</i>	<i>Rhodophyceae</i>	9,37
4.10	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	2433,50
5.8	<i>Ceramium tenuissimum</i>	<i>Rhodophyceae</i>	10,16
5.8	<i>Ulva rigida</i>	<i>Chlorophyceae</i>	94,99
5.11	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	170,00
6.9	Non déterminée		1930,00
6.10	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	167,50
7.11	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	420,00

La forte biomasse des herbiers de phanérogames de cet étang est à rapprocher du rôle trophique de ces derniers, notamment vis à vis de l'avifaune. En effet, il faut rappeler que Foulques et Fuligules se nourrissent largement des herbiers de phanérogames. Les fuligules se nourrissent également de la faune vagile (crustacés, gastéropodes, polychètes, larves de chironomes) qui est associée à ces herbiers (AGENC, 1989). Il est évident qu'une valeur de production serait beaucoup plus adaptée pour apprécier les quantités de nourriture potentielles apportées par ces phanérogames ; toutefois, l'importance des biomasses relevées confirme l'intérêt de ce compartiment dans le réseau trophique de cet étang. Néanmoins, seule une étude plus approfondie de l'éthologie de l'avifaune de cet étang permettrait d'appréhender la part des phanérogames et des autres macrophytes dans la répartition et la densité de ces espèces (e.g. Foulques macroules, Fuligules) et de mieux cerner le devenir de cette lagune côtière.

2 ETANG DE DIANA

2.1 Espèces rencontrées

Lors des sorties-terrain, deux types d'herbiers ont été observés : des herbiers à *Cymodocea nodosa*, largement majoritaires et quelques herbiers à *Ruppia sp.*, au Nord-Ouest de l'étang, au niveau de l'île de Diana. Par contre, bien que GOUBIN et LOQUES (1991) aient observé une abondance de *Zostera noltii* dans l'étang, cette espèce n'a pu être identifiée, que ce soit en 1999, comme en 2000. Toutefois, l'ensemble de l'étang n'ayant pu être prospecté de manière approfondie, nous ne pouvons conclure de manière formelle, quant à la disparition de cette espèce de l'étang de Diana.

2.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement d'images, on visualise quatre peuplements et types de fonds : les sables coquilliers, les sables fins, les herbiers de phanérogames et la vase (Figure 7).

La vase est présente majoritairement dans l'étang, avec une surface occupée supérieure à 88,0 % (Tableau V). Elle occupe la quasi totalité du secteur Nord et la partie centrale de l'étang. Les sables coquilliers sont situés sur le pourtour de l'étang. Ils marquent la limite avec la vase et occupent 36,8 ha, soit 6,9 % de la surface totale (Tableau V). Les sables fins sont localisés sur de très faibles surfaces. Ils ne représentent que 1,0 % de la surface globale et sont essentiellement développés dans le secteur Nord-est (Tableau V). Enfin les herbiers forment une ceinture discontinue sur le pourtour de l'étang. Ils occupent généralement une tranche bathymétrique comprise entre la surface et 3 m de profondeur. Toutefois, dans le secteur Ouest, ils peuvent atteindre localement 5 m de profondeur. Dans la partie Nord, on note la présence d'herbiers importants, localisés à la sortie du grau. Les herbiers occupent une superficie de 21,2 ha soit 4,0 % de l'étang (Tableau V).

Tableau V : Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1999

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Vase	469,5	88,10
Sable coquillier	36,8	6,90
Sable fin	5,1	1,00
Herbier de phanérogames	21,2	4,00
Total	532,6	100,00

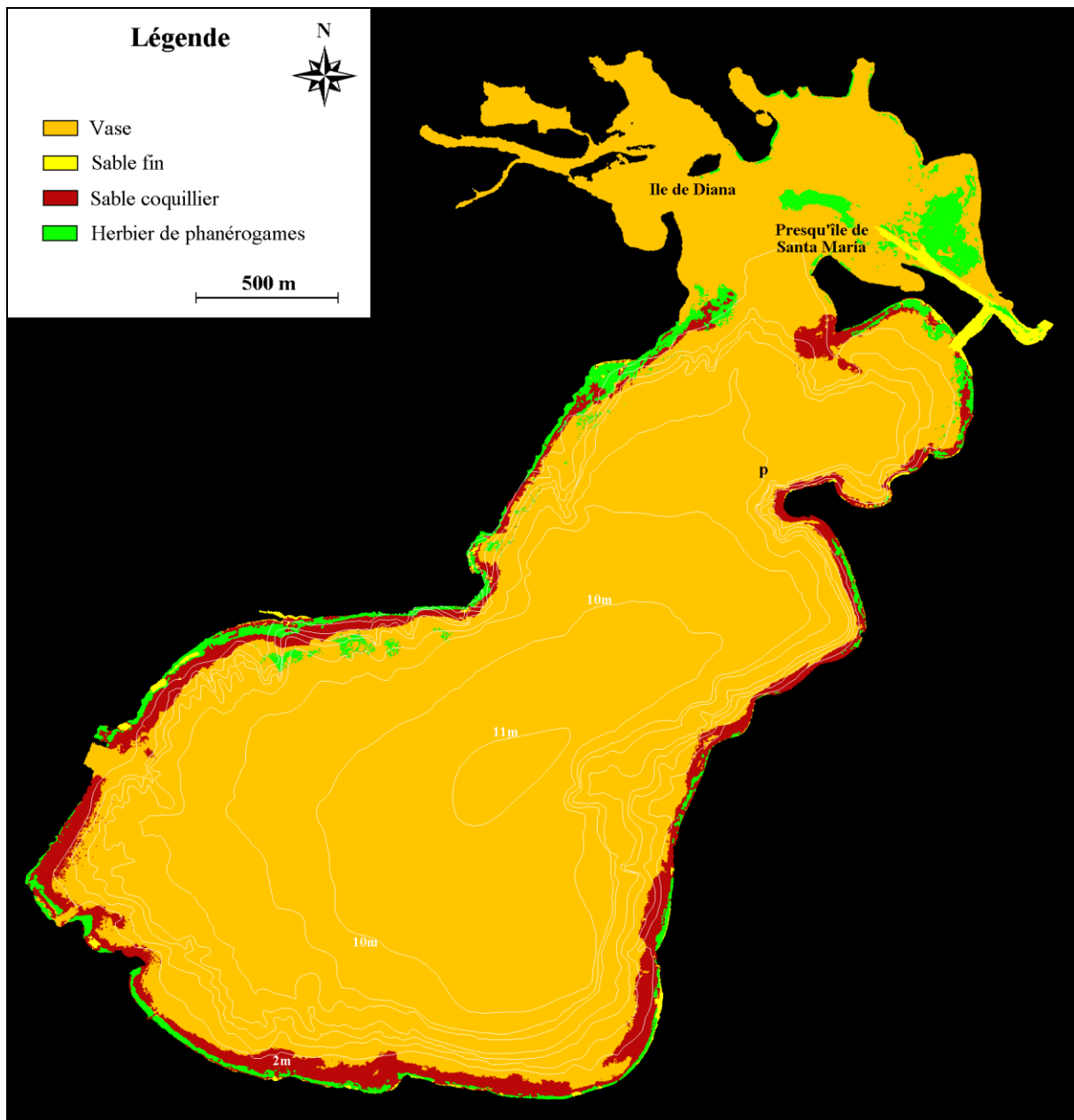


Figure 7 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Etang de Diana en 1999

2.3 Fiabilité cartographique

La fiabilité obtenue, pour la carte de l'étang de Diana, est estimée à 87,8 % (Tableau VI). Cette valeur est obtenue en ne prenant en compte que la tranche bathymétrique comprise entre 0 et 5 m de profondeur. En effet, du fait de l'absence d'herbiers au delà de 5 m de profondeur, il est possible de déterminer la fiabilité de la carte en faisant abstraction des zones profondes. La carte obtenue fournit donc une localisation des herbiers de phanérogames avec une précision de 2 m, qui s'avère satisfaisante dans l'optique de la mise en place d'un système de surveillance global de cette lagune.

Tableau VI : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Diana.

FACTEURS	Etang de Diana
Site étudié	
Topographie : pente	Faible et irrégulière = 2
Tranche bathymétrique	0 à 5m = 3
Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fond	75% de la tranche bathymétrique étudiée = 2
Nature des peuplements et types de fond	Différente = 2
Prise de vue	
Qualité	Très bonne = 3
Effet de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Effet de surface éloigné du site = 2
Numérisation	
Taille du pixel	Pixel =2 m = 3
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre	Nombre>20 = 3
: Distribution	Dans les quatre directions = 3
Echelle du référentiel/Echelle de l'image	Référentiel < image = 1
Données- terrain	
Surface couverte par les données terrain / Surface d'étude	10% > Surface > 5% de la surface d'étude = 2
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	30> Nombre > 15 = 2
Somme	29 / 33
Pourcentage de fiabilité	87.8 %

2.4 Evolution des herbiers de l'étang de Diana

Comme le signale GAZZOLA (1999), peu d'études ont été réalisées sur la répartition des peuplements de l'étang de Diana, et seuls quelques auteurs ont fourni des cartographies de ces herbiers (CASABIANCA *et al.*, 1972-73 ; SOMIVAC & CTGREF, 1979). Cet auteur conclut d'ailleurs, par comparaison avec ses propres observations, à une régression nette des herbiers depuis 1970. Dans la mesure où la technique cartographique, utilisée par cet auteur, est identique à la notre, il est possible de comparer les surfaces occupées (en pourcentage) par chaque peuplement et type de fonds (Figure 8). En effet, la différence de période de prises de vue (avril 1996 et juin 1999) se traduit par des écarts en terme de surfaces inondées et exondées, qui ne permettent pas une comparaison directe des surfaces (en hectares).

De manière générale, on note une diminution importante (près de 50 %) des sables fins et coquilliers entre 1996 et 1999, au profit des vases. Ces différences s'observent plus particulièrement dans le Sud de l'étang (Figure 7), où les fonds de sables de 1996 sont remplacés par des fonds vaseux en 1999. Si l'on compare aux données de LONGERE *et al.* (1972), on remarque que les sables ont pratiquement entièrement disparu. Il semble donc que l'on assiste depuis près de 30 ans à un envasement de l'étang, tout au moins dans sa partie la plus méridionale.

A l'inverse les surfaces occupées par les herbiers, sont quasiment identiques entre 1996 et 1999 (4,5 % et 4,0 % respectivement). Il convient de rappeler que, du fait de la signature spectrale très proche des diverses macrophytes aquatiques, il s'avère souvent impossible de les distinguer par traitement d'image et nous avons donc regroupés, sous le thème « herbier de phanérogames », des espèces éventuellement différentes (e.g. herbiers à *Cymodocea nodosa* et d'herbiers à *Ruppia sp.*). Toutefois, la localisation de ces différents herbiers peut être différente d'une année à l'autre. Ainsi les herbiers à *Ruppia sp.*, présents au niveau de l'île de Diana, étaient absents de ce secteur l'année passée (GAZZOLA, 1999). Il semble donc, que

pour cet étang, comme pour l'étang de Biguglia, on ait des fluctuations non négligeables des peuplements de phanérogames d'une année à l'autre. Les faibles diminutions des surfaces d'herbiers concernent essentiellement le secteur Nord et la partie la plus méridionale de l'étang (Figure 7). Les phénomènes d'envasement, préalablement décrits, sont peut-être à l'origine des réductions mineures, observées dans la partie Sud-Est.

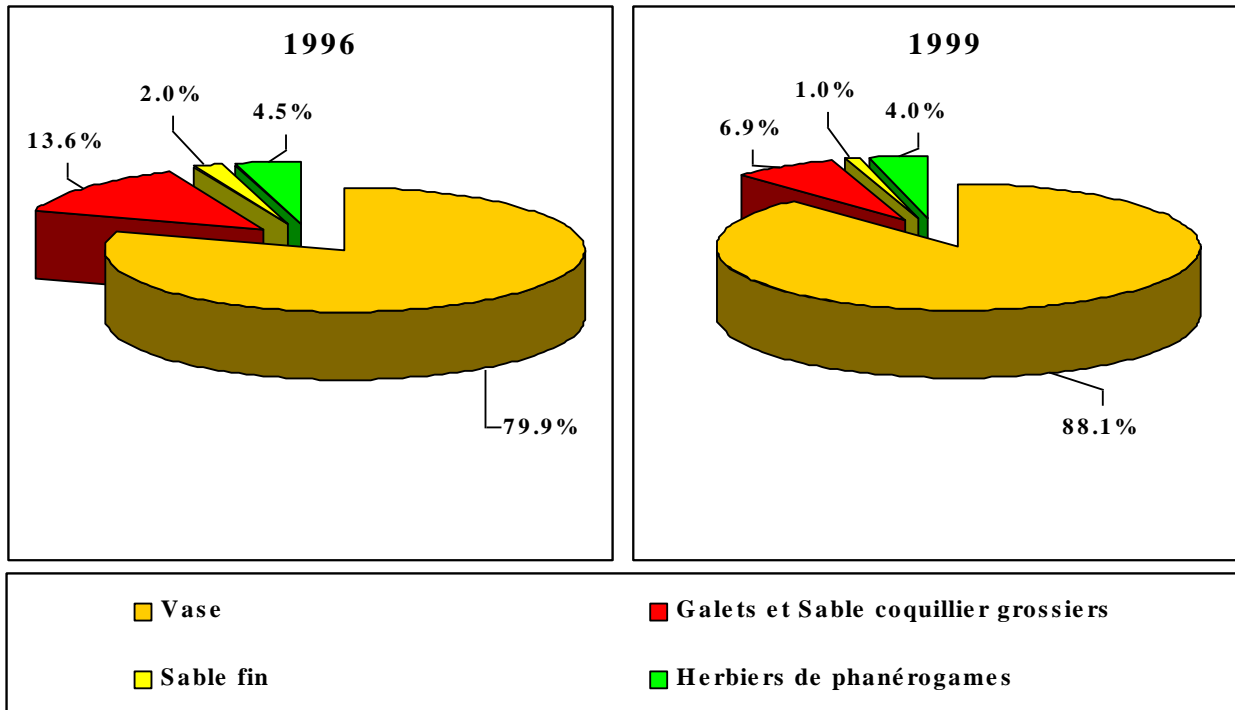


Figure 8 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1996 (GAZZOLA, 1999) et en 1999.

2.5 Caractérisation des herbiers à *Cymodocea nodosa*

Les mesures de biomasses et de densité sont effectuées uniquement sur les herbiers à *Cymodocea nodosa*, du fait de leur prédominance marquée dans l'étang de Diana.

La densité des herbiers varie entre 1019 et 4584 faisceaux par m², avec une valeur moyenne de 2613 ± 1049 faisceaux par m² (IC à 95 %). Ces densités sont comparables à celles habituellement rapportées dans la littérature tout en se situant dans les valeurs maximales généralement observées (Tableau VII). Toutefois, il faut rappeler le caractère saisonnier de ce paramètre. Nos résultats confirment l'augmentation de la densité de *Cymodocea nodosa*, observée depuis plusieurs années au sein de l'étang de Diana (GOUBIN, 1990; GAZZOLA, 1999), puisqu'en 10 ans, cette densité a quasiment doublée. Cette augmentation pourrait être liée à :

⇒ la disparition de *Zostera noltii*, qui peut apparaître comme un compétiteur de *Cymodocea nodosa*, ou à

⇒ la modification des caractères physico-chimiques environnementaux (e.g augmentation de la salinité, de l'envasement, ou de la circulation des eaux et de la courantologie de l'étang en relation avec l'entretien artificiel du grau).

Tableau VII : Variation de la densité de *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié (nb faisceaux/m², valeurs minimale et maximale).

Site	Prof.	Densité	Références
Ischia - Italie	4,0 m	88 - 196	MAZZELLA <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1,0 m	192 - 577	PERGENT <i>et al.</i> , 1988
Antibes - France	2,0 m	1647 - 2067	CAYE & MEINEZ, 1985
Golfe Juan – France	-	1500 – 2500	CAYE, 1989
Etang de Diane – France	0,5-5,3 m	533 - 1955	GOUBIN, 1990
Ischia - Italie	4,0 m	380 - 1160	MAZZELLA, 1990
Mar Menor - Espagne	0,5 m	312 - 2314	TERRADOS & ROS, 1992
Ischia - Italie	4,0 m	188 - 1925	MAZZELLA <i>et al.</i> , 1993
Ebre - Espagne	3,0 m	1000 - 2000	PEREZ & ROMERO, 1994
Canaries - Espagne	6,0 m	934 -1928	REYES <i>et al.</i> , 1995a
Lagune de Venise – Italie	1,0 m	860 - 2302	RISMONDO <i>et al.</i> , 1997
Lagune de Venise – Italie	0,6 m	1650 - 3377	SFRISO & GHETTI, 1998

La biomasse totale est en moyenne de $1000,0 \pm 254,2$ g P.S. m⁻². La biomasse endogée varie entre 260,0 et 1130,2 g PS. m⁻² ($636,0 \pm 301,5$ g P.S. m⁻² en moyenne). La biomasse épigée présente des valeurs comprises entre 187,3 et 471,8 g PS. m⁻² ($335,9 \pm 90,0$ g P.S. m⁻² en moyenne). Les valeurs observées dans l'étang de Diane sont parmi les valeurs les plus importantes mesurées et comparables à ce que l'on observe dans une lagune comme Venise (SFRISO & GHETTI, 1998). Si l'on tient compte de la surface occupée par les herbiers et en supposant qu'il s'agit à 99 % d'herbiers à *Cymodocea nodosa*, la valeur de biomasse est de **212** tonnes de poids sec pour l'ensemble de l'étang.

Outre les herbiers de phanérogames, lors des observations *in situ* d'autres macrophytes ont été identifiées dans l'étang de Diana (Tableau VIII).

Tableau VIII : Biomasse algale (en g de poids sec. m⁻²) de l'étang de Diana

Latitude GPS	Longitude GPS	Substrat	Espèce	Type	Biomasse
42°07,421'	9°31,234'	S. Coquiller	<i>Enteromorpha compressa</i>	<i>Chlorophyceae</i>	552,22
42°08,124'	9°31,984'	S. Coquiller	<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	<i>Chromophyceae</i>	1122,50
42°07,804'	9°31,940'	Vase profonde	<i>Stictyosiphon sp.</i> + <i>Vaucheria sp.</i>	<i>Chromophyceae</i>	8,36
42°37,362'	9°31,879'	Vase superf.	<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	<i>Chromophyceae</i>	352,50
42°08,889'	9°32,470'	Vase superf.	<i>Acetabularia sp.</i>		16,64
42°08,889'	9°32,470'	Vase superf.	<i>Enteromorpha compressa</i>	<i>Chlorophyceae</i>	14,59
42°08,136'	9°33,346'	Vase profonde	<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	<i>Chromophyceae</i>	3,23
42°08,382'	9°32,970'	Vase superf.	<i>Stictyosiphon adriaticus</i>	<i>Chromophyceae</i>	1110,00

Ces macrophytes sont présentes aussi bien sur les sables coquillers que sur la vase. Cette biomasse algale peut être extrêmement variable (Tableau VIII) ; elle est, en moyenne, de $397,5 \pm 337,2$ g. PS. m⁻². Cette valeur est 2,5 fois plus faible que la biomasse de *Cymodocea nodosa*. Toutefois, eu égard aux substrats potentiels (e.g. vase, sables), cette biomasse ne peut être ignorée. En effet, il apparaît que même si les biomasses sont faibles (5,8 g. PS. m⁻²) sur les vases profondes, elles peuvent atteindre des valeurs de 1110,0 g. PS. m⁻² au niveau des vases superficielles.

3 ETANG D'URBINO

3.1 Espèces rencontrées

Les observations *in situ* ont permis d'identifier plusieurs espèces de phanérogames, dont des espèces) de la famille des *Ruppiaceae* (la différenciation entre *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima* n'a pu être effectuée), des *Zosteraceae* (*Zostera noltii*) ou des *Zanichelliaceae* (*Cymodocea nodosa*).

Ruppia sp. est présente sous forme d'herbiers monospécifiques à proximité des exutoires des cours d'eau. *Zostera noltii*, espèce surtout inféodée aux milieux poikilohalins, est présente, dans l'étang d'Urbino, sous forme d'herbiers monospécifiques de dimension très réduite, dans des secteurs très localisés (à proximité du grau). *Cymodocea nodosa* est l'espèce la mieux représentée dans cet étang. On la rencontre généralement en mer ouverte dans des sites abrités, mais également dans les lagunes côtières lorsque la salinité est suffisante (*e.g.* étangs de Diane et d'Urbino en Corse, étangs de Sardaigne). Les herbiers à *Cymodocea nodosa* sont présents sur tout le pourtour de l'étang, que ce soit sous forme d'herbiers monospécifiques ou d'herbiers mixtes, en association avec *Zostera noltii* ou *Ruppia sp.*

3.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement d'images, quatre peuplements ou types de fonds sont identifiés : les sables fins, les galets et sables coquilliers grossiers, les herbiers de phanérogames et la vase (Figure 9).

La surface totale de la lagune est d'environ 710 ha, si l'on exclue les zones marécageuses alentours. Les sables fins sont essentiellement représentés sur le pourtour de l'étang. Ils occupent 57,6 ha, soit 8,1 % de la surface totale (Tableau IX). Les galets et les sables coquilliers grossiers sont localisés sur de très faibles surfaces. Ils ne représentent que 1,1 % de la surface globale et sont essentiellement présents dans la partie Nord (Tableau IX). La vase est majoritairement présente dans l'étang, avec des surfaces supérieures à 70,1 % (Tableau IX). Elle occupe la quasi totalité de la partie centrale. Les herbiers forment une ceinture quasi-discontinue sur le pourtour de l'étang, sous forme d'une bande plus ou moins continue qui peut atteindre 300 m de large. Ils occupent généralement la tranche bathymétrique superficielle (entre la surface et 4 m de profondeur), ce qui représente une superficie de 147 ha, soit 20,7 % de l'étang (Tableau IX).

Tableau IX: Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1999

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Vase	497,2	70,10
Galets et Sables coquilliers grossiers	7,9	1,10
Sable fin	57,6	8,10
Herbier de phanérogames	147,0	20,70
Total	709,7	100,00

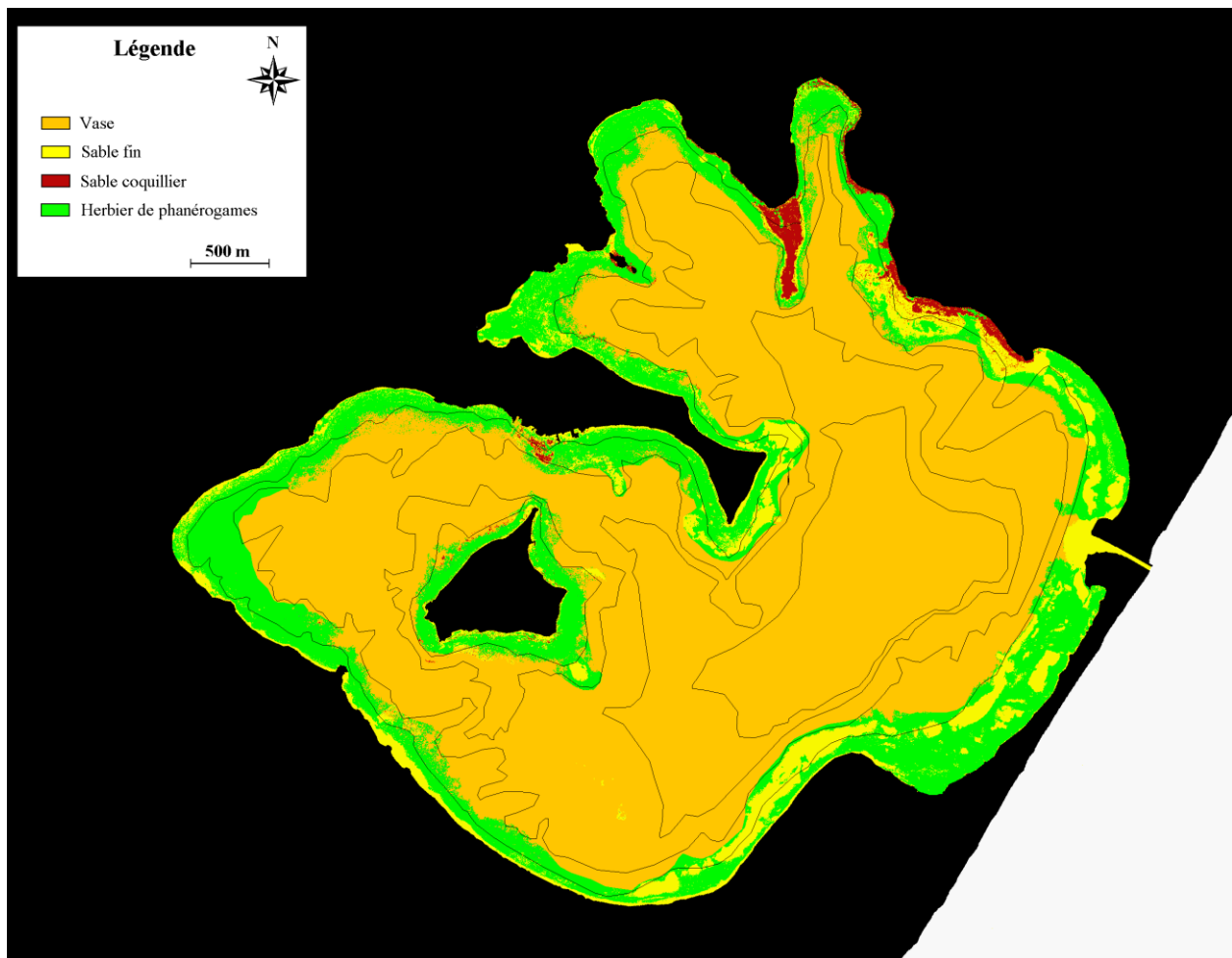


Figure 9 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Étang d'Urbino en 1999

3.3 Fiabilité cartographique

L'application de l'échelle de fiabilité, à la cartographie de l'étang d'Urbino, fournit une valeur de 87,8 % (Tableau X). Cette valeur est comparable à celle obtenue pour l'étang de Diana, et ce pour la même raison de répartition bathymétrique des herbiers. D'ailleurs ces deux étangs présentent des configurations semblables, que ce soit en terme de topographie, de nature des peuplements et types de fonds et de turbidité.

3.4 Evolution des herbiers de l'étang d'Urbino

Contrairement à l'étang de Diana, la lagune d'Urbino a déjà fait l'objet de plusieurs études cartographiques (CASABIANCA *et al.*, 1972-73; SOMIVAC & CTGREF, 1979; COEURD'ACIER, 1987). Toutes, sont issues uniquement d'un travail de repérage sur le terrain, suivi d'une extrapolation empirique. Dans la mesure où les techniques utilisées sont différentes, il est difficile de comparer l'ensemble de ces résultats. Par contre, depuis 1990, plusieurs études ont été menées par traitement d'images à partir de photographies aériennes et notamment en 1990 (données inédites), 1994 (PASQUALINI *et al.*, 1997), et 1996 (AGOSTINI *et al.*, 1997). Ces données constituent donc un support fiable, dans l'optique d'un suivi temporel de l'évolution des peuplements et types de fonds (Figure 10).

Tableau X : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de d'Urbino

FACTEURS	Etang d'Urbino
Site	
Topographie : pente	Faible et irrégulière = 2
Tranche bathymétrique	0 à 5m = 3
Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fond	75% de la tranche bathymétrique étudiée = 2
Nature des peuplements et types de fond	Différente = 2
Prise de vue	
Qualité	Très bonne = 3
Effet de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Effet de surface éloigné du site = 2
Numérisation	
Taille du pixel	Pixel =2 m = 3
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre	Nombre>20 = 3
: Distribution	Dans les quatre directions = 3
Echelle du référentiel/Echelle de l'image	Référentiel < image = 1
Données- terrain	
Surface couverte par les données terrain/Surface d'étude	10% > Surface > 5% de la surface d'étude = 2
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	30> Nombre > 15 = 2
Somme	29 / 33
Pourcentage de fiabilité	87.8 %

Si l'on compare les pourcentages de l'ensemble des peuplements et types de fonds, entre l'année 1990 et l'année 1999, aucune différence notable n'est à signaler. Des variations apparaissent, cependant, au niveau de la localisation des herbiers de phanérogames, qui montrent, en 1999, une extension plus importante à la pointe de la presqu'île et une diminution dans la partie Nord et Ouest de l'Etang.

Par contre, on note un recul importante des surfaces de sables fins et d'herbiers de phanérogames, en 1994, au profit de la vase. Ces fluctuations sont peut-être à mettre en relation, avec les précipitations exceptionnelles, survenues en Corse, en Novembre 1993. En effet, ces précipitations correspondent à des flux exceptionnels (précipitations de type cinquantenaire, d'après les données Météo France). La quantité approximative d'eau douce, qui s'est déversée dans la lagune, est de $14 \times 10^6 \text{ m}^3$, ce qui correspond à 36 % du volume total de la lagune ($38.5 \times 10^6 \text{ m}^3$). L'arrivée de cette eau, très riche en matières en suspension, peut être à l'origine de l'augmentation des surfaces de vase relevées en Juin 1994.

En 1996 (Figure 10), on remarque une augmentation importante des herbiers de phanérogames aux dépens des sables (sable fin et coquillers) et galets. Cette surestimation des herbiers s'explique vraisemblablement par :

⇒ la prise en compte des marais alentours, ce qui n'a pas été le cas pour les autres années.

⇒ une confusion d'interprétation entre les galets et les sables coquillers grossiers et les herbiers. Cette confusion est liée à la colonisation partielle de ces substrats par des algues photohiles, qui ont une réponse spectrale proche de celles des phanérogames.

Enfin, il faut rappeler que les clichés de 1996 sont d'une qualité inférieure, à ceux des autres années, ce qui influe sur la fiabilité générale de la carte fournie.

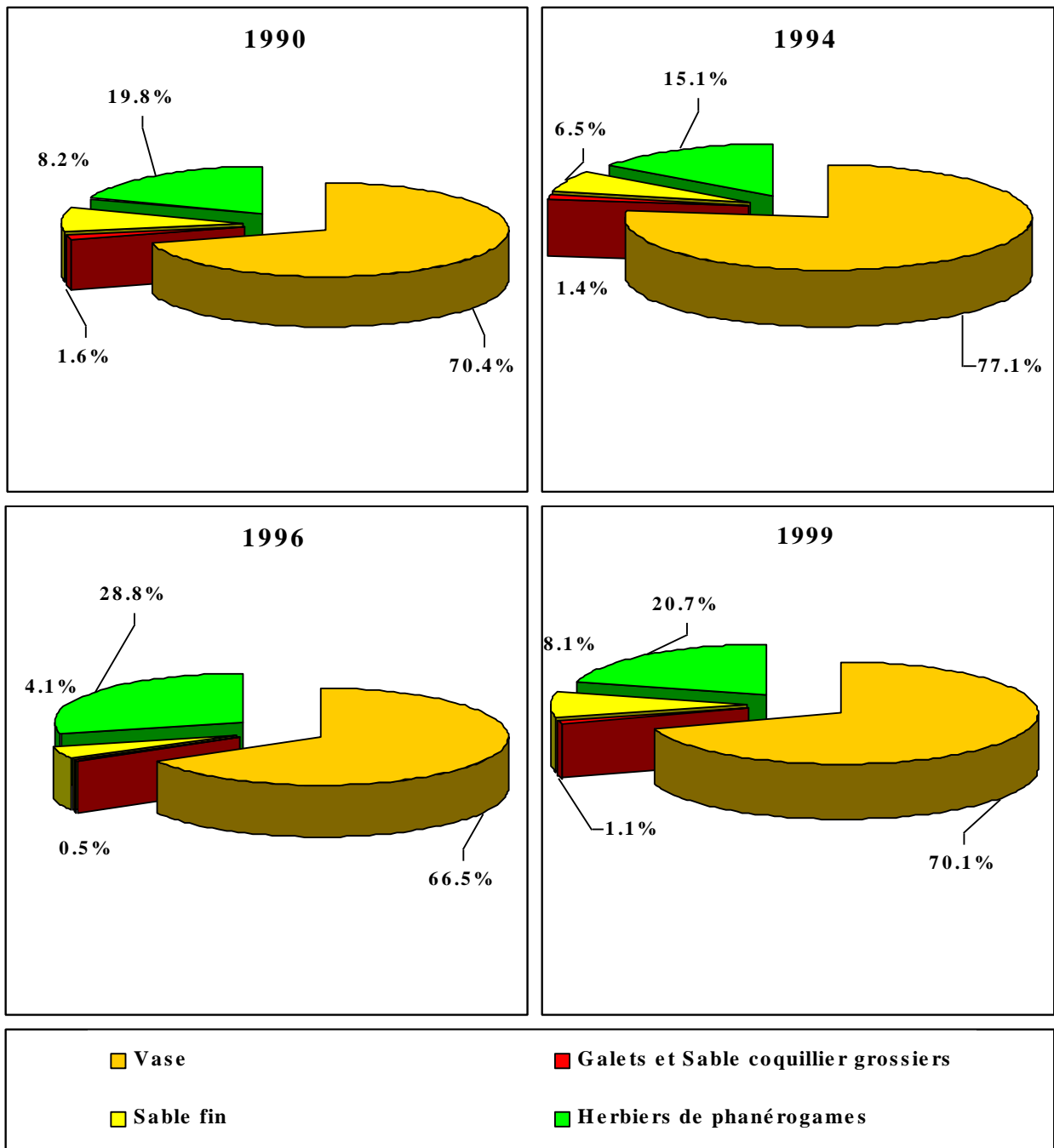


Figure 10 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1990 (données inédites), 1994 (PASQUALINI *et al.*, 1997), 1996 (AGOSTINI *et al.*, 1997) et 1999 (cette étude).

3.5 Caractérisation des herbiers à *Cymodocea nodosa*

Les mesures de densité et de biomasse n'ont été effectuées, comme pour l'étang de Diana, que sur *Cymodocea nodosa*. La densité des herbiers, dans l'étang d'Urbino, est en moyenne de 1490 ± 518 faisceaux par m^2 (IC à 95 %). Ces densités sont comparables à celles habituellement rapportées dans la littérature (Tableau VII). Par contre, ces valeurs s'avèrent plus faibles que celles mesurées à Urbino. Malgré la relative similarité de ces deux étangs,

plusieurs auteurs soulignent des différences dans la disponibilité en sels nutritifs (SOMIVAC, 1981a ; 1981b in PERGENT-MARTINI *et al.*, 1997).

La biomasse totale est en moyenne de $767,3 \pm 176,8$ g P.S. m^{-2} . La plus grande partie de cette biomasse est représentée par la biomasse endogée ($611,6 \pm 173,3$ g P.S. m^{-2} en moyenne). La biomasse épigée présente des valeurs plus faibles ($156,3 \pm 49,5$ g P.S. m^{-2} en moyenne). Les valeurs observées dans l'étang d'Urbino sont comparables à ce que l'on observe dans d'autres lagunes méditerranéennes (SFRISO & GHETTI, 1998), mais restent plus faibles que celles relevées au niveau de l'étang de Diana. En tenant compte des surfaces occupées par les herbiers et en supposant qu'il s'agit à 99 % d'herbiers à *Cymodocea nodosa*, la valeur de biomasse est de **1128** tonnes de poids sec, soit cinq fois plus qu'à l'étang de Diana. Cette biomasse globale plus élevée est essentiellement due à une répartition plus importante des herbiers à Urbino.

Outre les phanérogames aquatiques, plusieurs espèces de macrophytes ont été identifiées dans l'étang d'Urbino (Tableau XI). Elles colonisent la quasi-totalité des substrats présents dans l'étang. Cette biomasse algale est très variable (Tableau XI) et est, en moyenne, de $603,2 \pm 577,3$ g. PS. m^{-2} . Cette valeur est comparable à celle de la biomasse de *Cymodocea nodosa*. De plus, certaines espèces présentent des biomasses très élevées. C'est le cas notamment de l'algue rouge *Gracilaria dura*. Des peuplements importants à gracilaires ont déjà été signalés dans l'étang d'Urbino (CASABIANCA, 1972-73, SOMIVAC & CTGREF, 1979). Ces rhodophycées se développent préférentiellement lorsque les conditions environnementales ne sont plus favorables aux phanérogames, c'est à dire lorsque la granulométrie du sédiment et la lumière diminuent (CASABIANCA *et al.*, 1967). Ces peuplements sont importants en terme de production primaire et doivent être pris en compte pour appréhender le fonctionnement des milieux lagunaires.

Tableau XI : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang d'Urbino

Point de prélèvement	Espèce	Type	Biomasse(g/m ²)
1.2	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	252.50
1.2	<i>Dictyota linearis</i>	<i>Chromophyceae</i>	1537.50
1.3	<i>Lophosiphonia subadunca</i>	<i>Rhodophyceae</i>	11.87
1.3	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	3123.94
1.5	<i>Gracilaria dura</i>	<i>Rhodophyceae</i>	168.57
1.5	<i>Alsidium corallinum</i>	<i>Rhodophyceae</i>	68.09
2.2	<i>Polysiphonia elongata</i>	<i>Rhodophyceae</i>	1892.50
4.1	<i>Cladophora</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2.13
4.1	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	<i>Rhodophyceae</i>	5.82
4.2	<i>Polysiphonia elongata</i>	<i>Rhodophyceae</i>	110.00
4.4	<i>Polysiphonia elongata</i>	<i>Rhodophyceae</i>	2.61

CONCLUSION

Une productivité et une diversité biologique exceptionnelle font des lagunes côtières des sites de pêche et d'aquaculture privilégiés. Aussi, s'est-on intéressé, dans le cadre de programmes scientifiques (*e.g* PNOC I & II) à « la mise en valeurs des lagunes méditerranéennes ». Afin de mieux cerner le fonctionnement de ces milieux, nous nous sommes plus particulièrement focalisés sur les trois étangs les plus importants du littoral de la Corse : les étangs de Biguglia, de Diana et d'Urbino.

Au cours de cette étude, nous avons pu établir des cartes de répartition des principaux peuplements (essentiellement des phanérogames aquatiques) et types de fonds de ces étangs, grâce aux techniques actuelles de traitement d'images, appliquées à la télédétection aéroportée. Ceci nous a permis d'identifier et de localiser avec précision (pixel de 2m) les herbiers de phanérogames.

Au moins quatre espèces de phanérogames aquatiques ont été observées : *Zostera noltii*, *Ruppia* sp. et *Potamogeton pectinatus* à Biguglia, *Cymodocea nodosa* et *Ruppia* sp. à Diana et *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia* sp. à Urbino. Ces espèces forment généralement des herbiers monospécifiques qui sont dominants (en terme de surfaces occupées) et des formations plurispécifiques de tailles plus réduites. Ainsi les herbiers à *Ruppia* sp. sont majoritaires au niveau de l'étang de Biguglia, alors que ce sont les herbiers à *Cymodocea nodosa* au niveau des étangs de Diana et Urbino. De manière générale, les herbiers de phanérogames aquatiques sont bien représentés au niveau des étangs de Biguglia et d'Urbino, respectivement 13,8 % et 20,7 % de la surface totale, alors qu'ils apparaissent beaucoup plus réduits au niveau de l'étang de Diana (4,0 % de la surface totale).

Quel que soit l'étang considéré, et au regard des données disponibles, il apparaît que les herbiers montrent des fluctuations temporelles d'une année à l'autre, tant en terme de répartition d'une espèce donnée, qu'en ce qui concerne la nature des espèces présentes.

La prise en compte de paramètres, susceptibles de traduire la « vitalité » de la plante (*e.g.* : biomasse, densité foliaire), montre que la biomasse de *Cymodocea nodosa* est supérieure dans l'étang de Diana, comparée à l'étang d'Urbino, alors que l'on observe le phénomène inverse pour la densité. Les valeurs de biomasse de *Ruppia* sont très variables d'un secteur à l'autre de l'étang de Biguglia mais restent comparables aux données de la littérature.

Si l'on extrapole, ces valeurs de biomasse par espèces, à la surface occupée il apparaît que la biomasse totale de phanérogames aquatique serait de 837 t à Biguglia, de 212 t à Diane et de 1128 t à Urbino. Toutefois, la biomasse végétale ne peut être réduite à la seule biomasse des phanérogames. En effet, les biomasses algales sont extrêmement variables en fonction de l'espèce et du site, mais peuvent être plus importantes que celles des phanérogames (*e.g.* à Urbino).

Cette étude confirme donc la vitalité importante des herbiers au niveau des étangs corses et explique vraisemblablement la forte productivité qui y est enregistrée (FRISONI, 1980). Toutefois, les signes d'envasement, mis en évidence à Biguglia et à Diana, doivent être activement surveillés. En effet du fait de leur impact probable sur les peuplements de phanérogames, leur origine doit être recherchée afin de vérifier s'ils correspondent à des

phénomènes météorologiques ponctuels et réversibles (à moyen terme) comme ceux enregistrés en 1994 à Urbino, ou s'inscrivent dans une dynamique de comblement des étangs.

La technique du traitement d'image, mise en œuvre au niveau de ces étangs, confirme les potentialités d'un tel outil dans le cadre d'une gestion des écosystèmes lagunaires. En effet, elle permet d'envisager un suivi global, relativement précis des formations à macrophytes, particulièrement utile dans le cadre d'une surveillance de ces milieux, et pourrait être, à ce titre, étendue à d'autres lagunes côtières méditerranéennes.

BIBLIOGRAPHIE

- ❖ AGENC, 1989. Etang de Biguglia, Haute Corse. Dossier scientifique, Propositions pour la création d'une réserve naturelle. Rapp. AGENC, IARE, SRAE & Club Ornithologique Association des amis du PNRC : 110p.
- ❖ AGOSTINI S., PERGENT G., CAPIOMONT A., PERGENT-MARTINI C., 1997. Les étangs de Corse, Etat de référence 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & IFREMER : 34p.
- ❖ CABIOC'H J., FLOC'H J.Y., LE TOQUIN A., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., VERLAQUE M., 1992. Guide des algues des Mers d'Europe. Delachaux & Niestlé édit., Paris : 231p.
- ❖ CASABIANCA M.L. De, 1967. Etude écologique des étangs de la côte orientale (Corse). *Bull. Soc. Sci. Hist. Nat. Corse*, 1 : 41-74.
- ❖ CASABIANCA M.L. De, KIENER A., HUVE H., 1972-73. Biotopes et biocénoses des étangs saumâtres corses : Biguglia, Diana, Urbino, Palo. *Vie Milieu*, 23(2C) : 187-227.
- ❖ CAYE G., 1989. *Sur la morphogenèse, 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.
- ❖ CAYE G. MEINESZ, 1985. Observations of the vegetative development, flowering and seeding of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the mediterranean coast of France. *Aquatic Botany*, 22 : 277-289.
- ❖ COEURDACIER P., 1987. Rapport d'activité sur les étangs de Diana et d'Urbino. IFREMER Santa Maria di Poggio : 14-24.
- ❖ CONGDON R.A., MC COMB A.J., 1979. Productivity of *Ruppia* : seasonal changes and dependence on light in an Australian estuary. *Aquatic Botany*, 6 : 121-132.
- ❖ DESLOUS-PAOLI J.M., 1997. Proposition de programme 1997-2000. Programme P.N.O.C.II, Atelier : Lagunes Méditerranéennes. IFREMER : 52p.
- ❖ FERNANDEZ C., FERRAT L., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 2000. Les étangs littoraux de Corse – Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques. Contrat EqEL, Université de corse & Ifremer N°983581187 : 1-46.

- ❖ FRISONI G.F., 1980. Les zones humides du littoral oriental Corse. In : Colloque National des Zones Humides Littorales, "Aquaculture et Faune Sauvage", Montpellier, 17-19 juin 1980, *Bull. Mens. Off. Natl. Chasse* : 49-54.
- ❖ FRISONI G.F., DUTRIEUX E., 1992. L'étang de Biguglia - Diagnostic écologique 1991-1992. Rapp. IARE : 167p.
- ❖ GAZZOLA R., 1999. *Caractérisation des peuplements et types de fonds de l'étang de Diana (Corse-méditerranée)*. Mém. IUT "Génie de l'Environnement", Univ. Corse : 1-31 + Ann.
- ❖ 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.
- ❖ GOUBIN C., LOQUES F., 1991. Germinating *Zostera noltii* Hornemann found in the Etang de Diana, Corsica. *Aquat. bot.*, 42(1) : 75-79.
- ❖ LONGERE P., DOREL D., MARIN J., 1972. Etude bathymétrique et sédimentologique des étangs de Diane et d'Urbino en Corse. *Rev. trav. Inst. Pêches marit.*, 36 (1) : 31-45.
- ❖ 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.
- ❖ MAZZELLA L., GAMBI M.C., SCIPIONE M.B., BUIA M.C., LORENTI M., ZUPO V., RUSSO G.F., CANCEMI G., PROCACCINI G., 1993. An overview on functioning mechanisms of the Posidonia ecosystem in the mediterranean sea. In "*International workshop on seagrass biology*", Kominato 24-26 August 1993.
- ❖ MIMAULT B., 1999. *Les macrophytes comme indicateurs du niveau trophique lagunaire*. Rapp. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens », Univ. Corse : 51 p + Ann.
- ❖ ORSONNEAU S., 1994. *Contribution à la connaissance du milieu littoral marin en Corse. Création d'une banque de données bibliographique. Elaboration d'un protocole d'étude*. Mém. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens », Univ. Corse : 56p. + Ann.
- ❖ PASQUALINI V., 1997. *Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral corse (Méditerranée, France)*. Thèse de Doctorat « Ecologie marine », Univ. Corse : 180p+Ann.

- ❖ PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., PERGENT G., 1997. The use of airborne remote sensing for benthic cartography : advantages and reliability. *International Journal Remote Sensing*, 18(5) : 1167-1177.

- ❖ 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-MARTINI C., FERNANDEZ C., AGOSTINI S., PERGENT G., 1997. Les étangs de Corse, Bibliographie – Synthèse 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & IFREMER : 269 p.

- ❖ PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., AGOSTINI S., PERGENT G., 1999. Les étangs de Corse, mise en place d'un système de surveillance de phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse & IFREMER / 1-32.

- ❖ RAMADE F., 1990. La conservation des écosystèmes littoraux méditerranéens. *Bull. soc. Zool. France*, 114(3) : 121-136.

- ❖ REYES J., SANSON M., AFONSO-CARILLO J., 1995a. Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Medano (south of Tenerife, Canary Islands). *Botanica Marina*, 38 : 457-465.

- ❖ RISMONDO A., CURIEL D., MARZOCCHI M., SCATTOLIN M., 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58(1) : 55-64.

- ❖ 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., BERTRANDY 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.

- ❖ SFRISO A., GHETTI P.F., 1998. Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61 : 1-17.

- ❖ SOMIVAC, CTGREF, 1979. Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana et Urbino. Rapp. SOMIVAC & CTGREF / Mission Interministérielle pour la Protection et l'Aménagement de l'Espace Naturel Méditerranéen : 1-59 + annexes.

- ❖ 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.