

Les Etangs Littoraux de Corse

Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques



C. Fernandez, L. Ferrat, C. Pergent-Martini, G. Pergent



OFFICE DE L'ENVIRONNEMENT
DE LA CORSE



Février 2000

LES ETANGS LITTORAUX DE CORSE

Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques

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

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

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

Responsable de l'étude : C. Fernandez

Participants : O. Dumay
L. Ferrat
V. Pasqualini
C. Pergent-Martini
G. Pergent

Ce document doit être cité sous la forme :

Fernandez C., Ferrat L., Pergent-Martini C., Pergent G., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse & IFREMER, N° 98 3 581187 : 1-46.

PRESENTATION

1 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.

2 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).

3 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 du carbone, de l'azote et du phosphore, 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 ichthyologique 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 lacinis 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

privilegiées, 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).

➤ **Bio indicateurs**

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 & Watez (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).

4 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), (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, puis (iii) de suivre sur plusieurs mois ces peuplements de phanérogames.

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).

Au cours de la deuxième étape, des études cartographiques préliminaires des peuplements benthiques et type de fonds (en mettant l'accent sur les phanérogames aquatiques) de trois lagunes ont été réalisées. A l'issue de cette phase de repérage, des structures permanentes ont été mises en place et un suivi des peuplements de phanérogames aquatiques a été initié (Pergent-Martini *et al.*, 1999)

La troisième étape, objet du présent rapport, concerne le suivi, à moyen terme, de ce système de surveillance du milieu dans les trois « sites ateliers ». Il consiste en :

- ✧ un suivi précis de la répartition des herbiers de phanérogames aquatiques dans des zones tests (balisages et/ou transects permanents).
- ✧ une étude de quelques paramètres caractéristiques de l'état de santé de ces herbiers.

MATERIEL ET METHODES

1 SITES ET ESPECES ETUDIÉS

1.1 Présentation 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). Les 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 pozzì, 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).

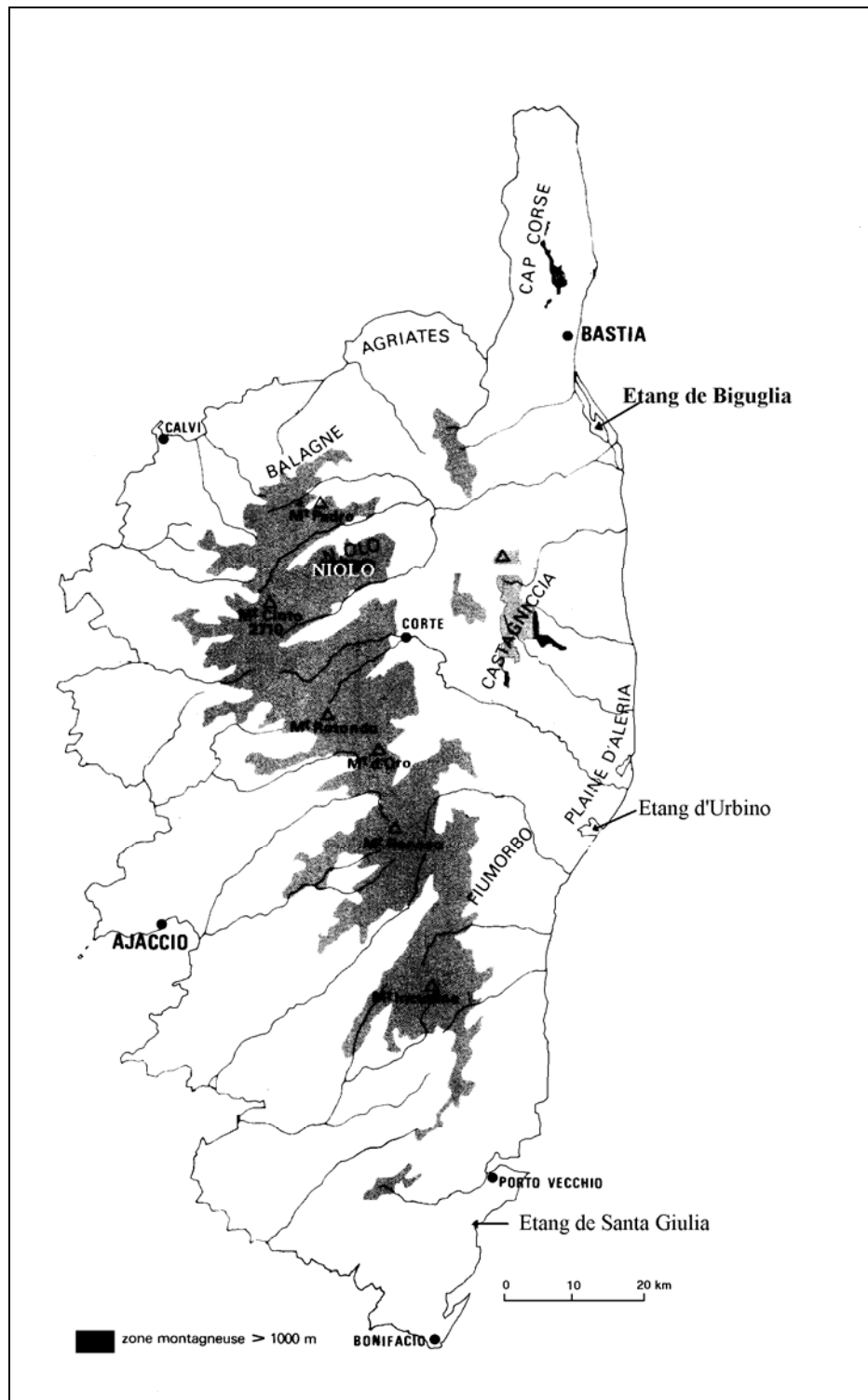


Figure 1 : Localisation des sites étudiés.

1.2 Présentation des espèces

Différentes espèces de phanérogames aquatiques ont été identifiées, dans les trois lagunes étudiées, lors de l'étude cartographique préliminaire (Agostini *et al.*, 1997 ; Figure 2). Il s'agit d'espèces de la famille des Zosteraceae (*Zostera noltii* Hornemann), des Zanicelliaceae (*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson), des Ruppiaceae (*Ruppia cirrhosa* ex *spiralis* (Petagna) Grande, *Ruppia maritima* Linné) et des Potamogetonaceae (*Potamogeton pectinatus* Linné).

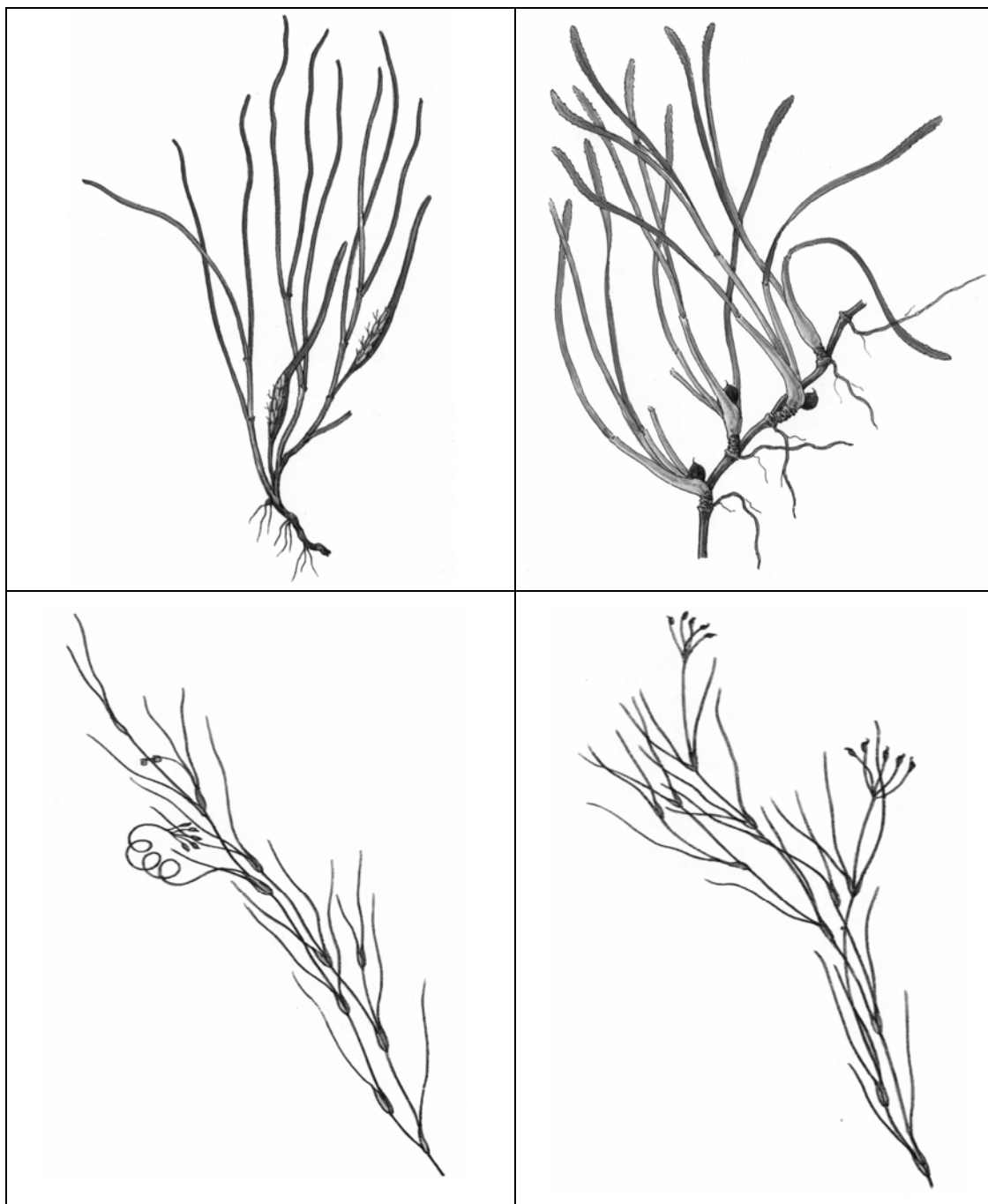


Figure 2 : Représentation de *Zostera noltii* (en haut, à gauche), *Cymodocea nodosa* (en haut à droite), *Ruppia cirrhosa* (en bas, à gauche) et *Ruppia maritima* (en bas, à droite ; Bonnier & Douin, 1990).

Au niveau des structures de surveillance, mises en place en juillet 1997, quatre espèces seulement de phanérogames ont été identifiées, et font l'objet d'un suivi régulier depuis janvier 1998. Il s'agit de *Zostera noltii*, au niveau des étangs de Biguglia et d'Urbino, *Cymodocea*

nodosa, au niveau de l'étang d'Urbino et *Ruppia cirrhosa ex spiralis*, et *Ruppia maritima* au niveau des étangs de Biguglia et Santa Giulia. Toutefois, au vue des difficultés de détermination de ces deux dernières espèces, en dehors de la période de floraison, et compte tenu de la similarité de leur preferanda écologiques (e.g. salinité, température, substrat), elles sont regroupées sous l'appellation de *Ruppia* sp. dans la suite de ce document.

2 SUIVI DU SYSTEME DE SURVEILLANCE

Le système de surveillance de la végétation aquatique est basé sur la mise en place de repères fixes (juillet 1997), et le suivi régulier de ces structures, à chaque saison (de janvier 1998 à juillet 1999). Toutefois, compte tenu du cycle de développement des phanérogames aquatiques, et de la quasi-absence de système épigé durant la période hivernale, les observations de janvier 1998 et janvier 1999 ne sont pas prises en compte.

Les techniques utilisées sont :

La technique du balisage, mise au point dans le cadre de la surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* (Sinnassamy *et al.*, 1991). Elle consiste à mettre en place, au contact de l'herbier, dix repères fixes (plots), espacés de 5m les uns des autres, et à relever très précisément, la position des repères (orientation et profondeur), de manière à établir une microcartographie (Pergent-Martini *et al.*, 1999).

La technique des transects permanents, issus des suivis de végétation terrestre (Corre, 1970) et adaptée aux milieux aquatiques (Orth & Moore, 1983). Elle consiste à positionner, le long d'un axe préalablement défini, dix piquets, distants de 10 m les uns des autres, et de relever les peuplements et types de fond, et la bathymétrie, sur une surface de 1 à 2 m de part et d'autre de cet axe.

Un balisage et un transect permanent ont été mis en place, au niveau de l'étang de Biguglia, deux transects, au niveau de l'étang d'Urbino et un, au niveau de l'étang de Santa Giulia (Pergent-Martini *et al.*, 1999 ; Figure 3).

3 CARACTERISATION DES HERBIERS

L'état de santé des herbiers est appréhendé, lors de la mise en place du système de surveillance (Pergent-Martini *et al.*, 1999) et à chaque saison, de janvier 1998 à juillet 1999, par le suivi de plusieurs paramètres (e.g. densité, biomasse, biométrie foliaire). Des mesures complémentaires sur la contamination métallique et la nature des sédiments sont effectuées conjointement.

Les prélèvements sont réalisés, à proximité des structures de surveillance, à l'aide d'un carottier cylindrique de 15 cm de diamètre et de 50 cm de haut. Cinq répliqués sont réalisés pour chaque paramètre, et chaque espèce.

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.

Phénologie : Elle correspond au comptage du nombre de feuilles par faisceaux et à la mesure des paramètres biométriques. Les mesures phénologiques sont réalisées sur la totalité des faisceaux prélevés, ou sur un maximum de 21 faisceaux par carotte. A l'issue du prélèvement, les faisceaux sont rincés et conservés (alcool dénaturé à 95 %) avant analyse au laboratoire. 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

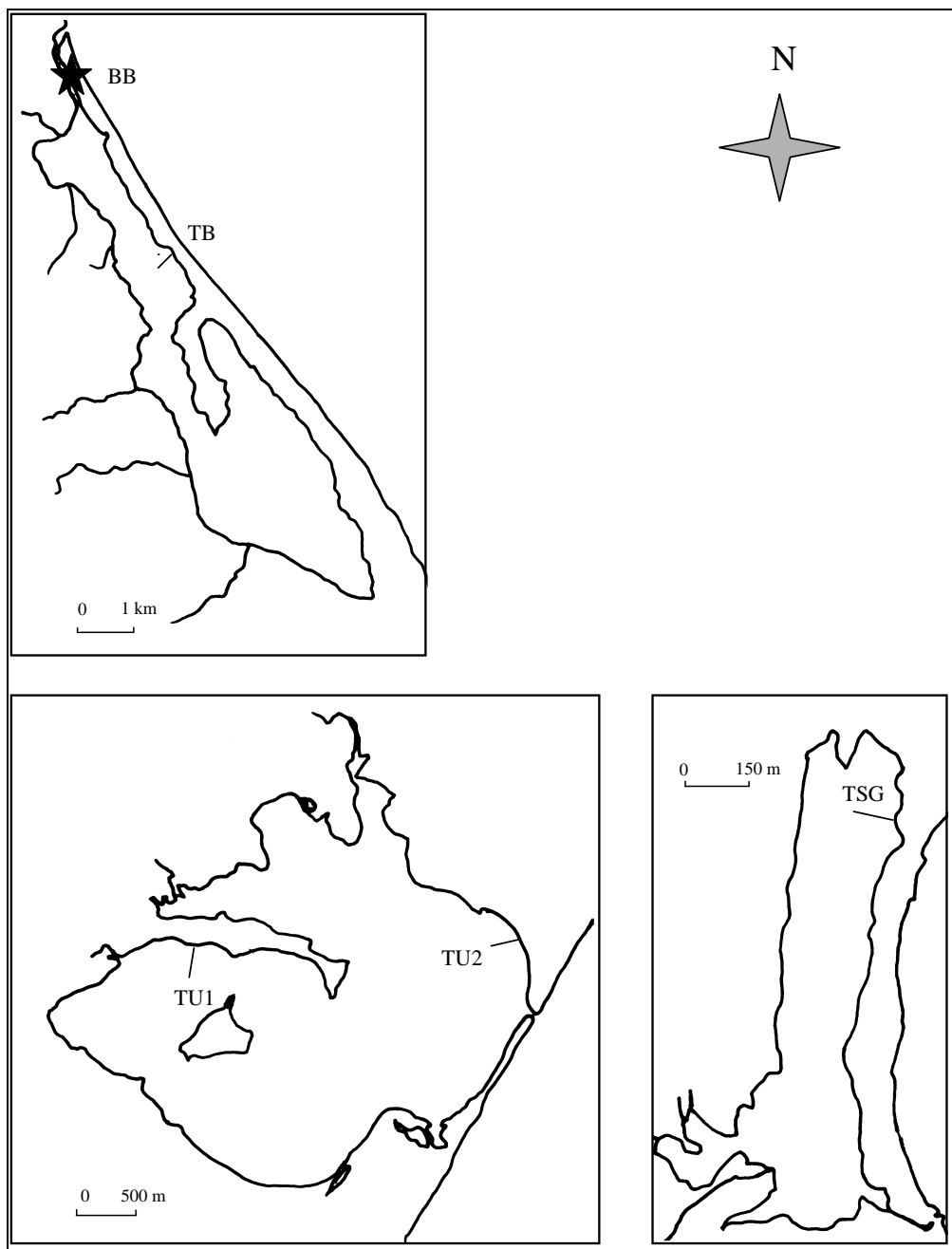


Figure 3 : Localisation des transects et du balisage, mis en place au niveau des étangs de Biguglia, Urbino et Santa Giulia (BB : Balisage Biguglia, TB : Transect Biguglia, TU1 : Transect Urbino N°1, TU2 : Transect Urbino N°2, TSG : Transect Santa Giulia).

la largeur totale 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.

Concentration en matière organique du sédiment : Elle est mesurée sur la tranche superficielle (0-10 cm) de sédiment. Le sédiment est pesé (Balance type METLER B à 0.001 g près), après séchage à l'étuve (60°C, poids constant). 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.

Concentrations en métaux-traces : Les mesures de concentrations sont réalisées sur 100 g de poids frais de feuilles, préalablement débarrassées de leurs épiphytes, et soigneusement rincées. Les échantillons sont lyophilisés (lyophilisateur Heto FD4-85, 24h), puis broyés afin d'obtenir une poudre homogène. La minéralisation est effectuée sur trois réplicats de 50 mg (± 2.5 %) de poudre, à l'aide de 5 ml d'acide nitrique à 69 % (Normapur 20 428.242 Prolabo) et 1 ml d'eau oxygénée à 30% (Normapur 23 619.297 Prolabo) en enceinte close (bombes CEM, résistantes à 13.8 bars), dans un four micro-onde (Mars V de CEM). Les minéralisats sont complétés à 25 ml avec de l'eau ultra-pure. Le mercure est dosé par spectrophotométrie d'absorption atomique en vapeur froide avec système d'injection de flux (FIMS 100, Perkin-Elmer). Le FIMS 100 est programmé pour effectuer trois mesures successives sur chaque échantillon.

Une calibration interne est effectuée afin de vérifier l'absence d'effet de matrice chimique, à l'issue de la minéralisation. Le dosage d'échantillons certifiés (CRM 60 à teneur en mercure de 340 (± 40) ng.g⁻¹ PS) fournit une valeur de 342 ng.g⁻¹ PS.

RESULTATS & DISCUSSIONS

1 SUIVI DU SYSTEME DE SURVEILLANCE

Sur l'ensemble des sites, le premier contrôle des structures fixes, réalisé en janvier 1998, a montré que, durant la période hivernale, les formations végétales benthiques étaient extrêmement réduites. Les faisceaux foliaires sont quasi inexistantes et seules persistent les formations endogées. Aussi, le suivi ultérieur n'a été effectué qu'aux trois autres saisons.

1.1 Etang de Biguglia

Le balisage, mis en place en juillet 1997, est positionné à la limite d'extension d'un herbier à *Zostera noltii*, à l'Est de l'étang, à proximité du grau (orientation Nord-Ouest/Sud-Est : 345° ; Figure 3). Cet herbier est très superficiel (0.8 m de profondeur) et relativement peu étendu (Pergent-Martini *et al.*, 1999).

Le suivi du balisage montre une régression de la limite d'extension de cet herbier, dès le mois d'avril 1998, régression qui s'est poursuivie et accentuée jusqu'en octobre 1998. En effet, à cette date, le recul atteint 7 m, au niveau de la balise 4. En outre, lors des observations *in situ*, on enregistre une importante turbidité des eaux (visibilité réduite à 50 cm environ) et la présence de nombreuses lentilles d'eau douce, qui expliquent peut-être les régressions observées. En Avril 1999, 5 balises n'ont pu être retrouvées. Au niveau des balises restantes, on enregistre un début de progression (balises 6, 7, 9 et 10). Toutefois, malgré la remise en place des repères manquants, cette progression n'a pu être confirmée lors du retour sur site en Juillet 1999, l'ensemble du balisage ayant alors disparu. De plus, la limite de l'herbier au mois d'avril 1999 reste en deçà de la limite observée en avril 1998. La régression semble principalement liée à des variations de salinité. *Zostera noltii*, est une espèce à affinité marine, sensible à une dessalure trop marquée (même si elle est capable de supporter des variations de salinité). De plus, elle est peu tolérante à la turbidité de l'eau (Riouall, 1972). Or, nous avons observé, en juillet comme en octobre 1998, au niveau de l'herbier balisé, une forte turbidité et un développement de lentilles d'eau. La salinité dans cette zone était de 17 ‰. Ces indications laissent supposer un apport d'eau douce important dans le secteur qui aurait eu un impact sur la répartition de cet herbier.

Le transect, d'une longueur de 100 m, suit une orientation de 240° et traverse un herbier à *Ruppia* sp. qui se développe sur une vase fine, mêlée à des débris coquilliers (Figure 5 ; Annexe A). Lors de la mise en place du transect, on observe un herbier clairsemé, mais régulièrement réparti, qui devient plus dense à partir de 90 m du rivage. Au printemps 1998, l'herbier occupe des surfaces plus réduites, mais présente une densité beaucoup plus importante, tout au moins dans la partie la plus proche du rivage. Des chlorophytes (en particulier *Ulva* sp.) sont présentes dans la deuxième moitié du transect et semblent entraîner une mortalité des *Ruppia* sp. Ceci est confirmé, lors des observations de juillet 1998. En effet, l'herbier continu à *Ruppia* sp. a disparu au profit d'un herbier très clairsemé avec quelques *Ulva* sp., dans la première partie ; le tapis de chlorophytes a régressé au profit d'un fond vaseux dépourvu de macrophytes. Cette situation perdure jusqu'en Octobre 1998, où il ne reste plus que quelques faisceaux épars de *Ruppia* sp. sur un fond vaseux, sur la quasi totalité du transect. Par contre dès le printemps 1999, on retrouve un herbier continu à *Ruppia* sp. sur la totalité du transect.

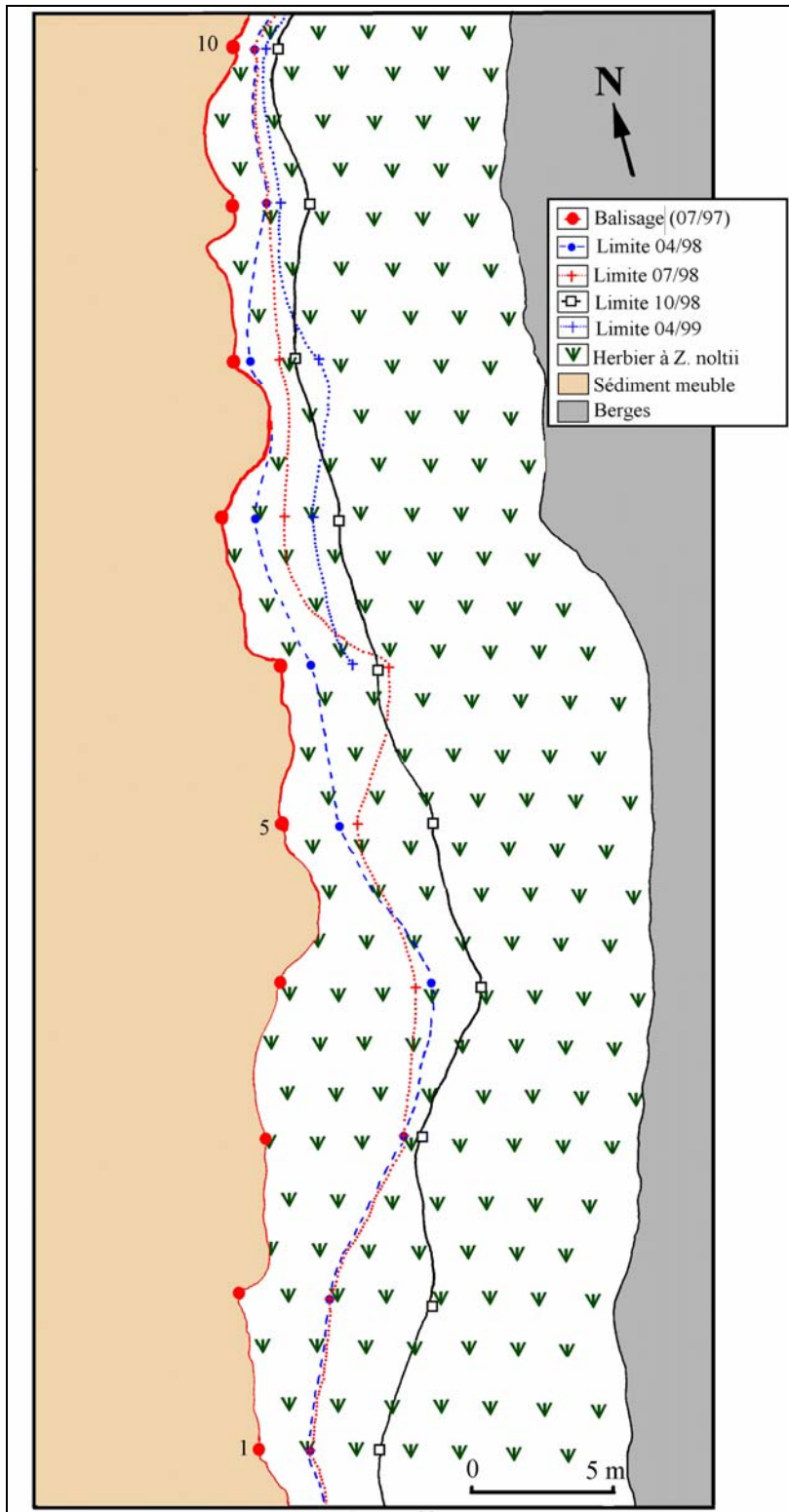


Figure 4 : Balisage et évolution de la limite de l'herbier à *Zostera noltii* dans l'étang de Biguglia de Juillet 1997 à Avril 1999.

Les observations, au mois de juillet 1999, confirment cette bonne vitalité de l'herbier à *Ruppia* sp. Toutefois, la disparition des repères fixes, installés deux années auparavant ne permet pas de fournir un suivi précis.

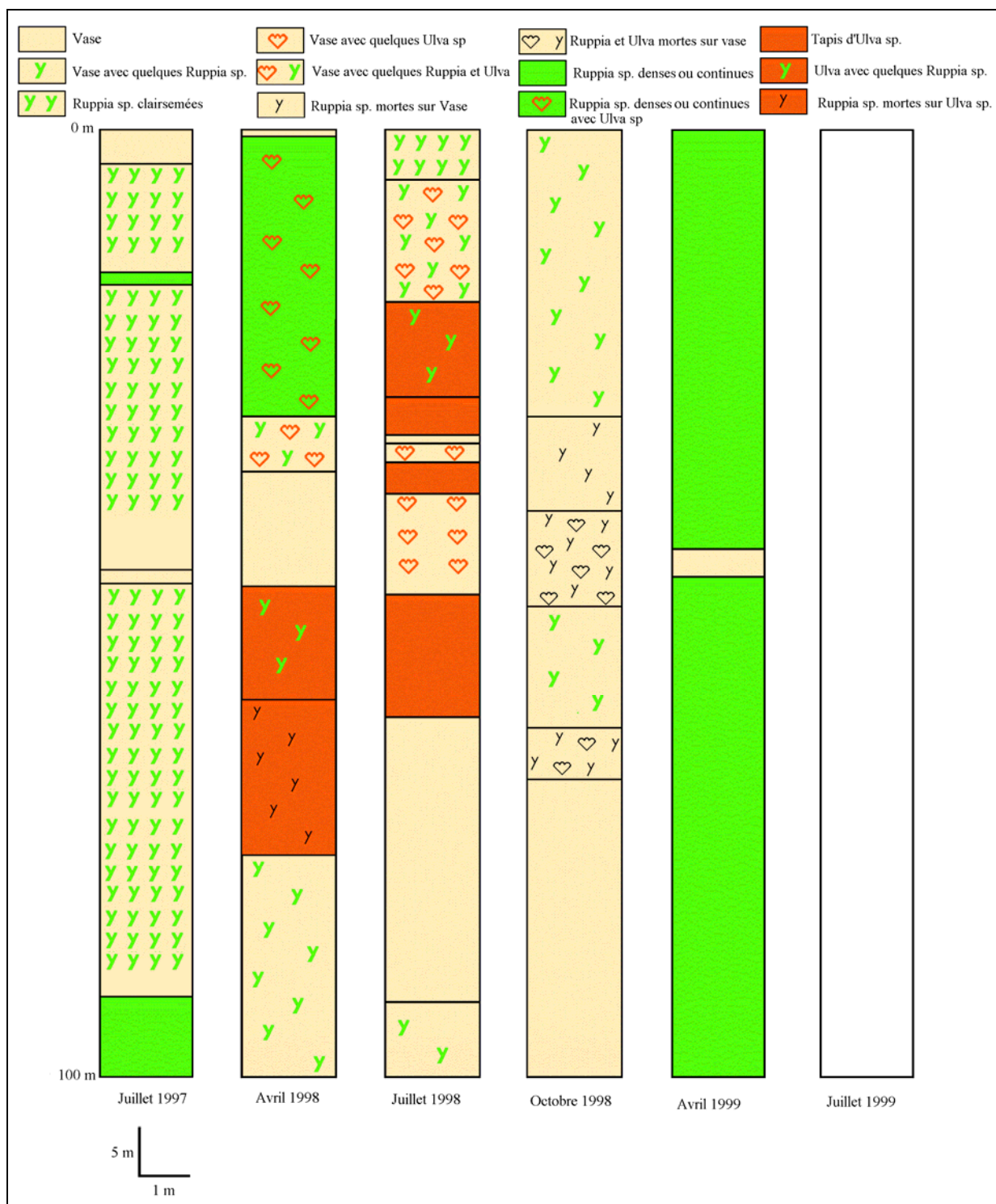


Figure 5 : Peuplements et types de fonds le long du transect de Biguglia (TB), en fonction de la saison.

L'année 1998 est donc caractérisée par une dégradation générale des herbiers à *Ruppia* sp., et le développement concomitant des chlorophytes (en particulier *Ulva* sp.), traduisant des phénomènes de compétitions entre ces macrophytes. De tels phénomènes ont déjà été décrits, tant au niveau de Biguglia (Chassany-de Casabianca, 1979), que dans d'autres lagunes côtières (Coffaro & Bocci, 1997 ; Casabianca *et al.*, 1997). En effet, un enrichissement du milieu (eutrophisation) peut provoquer une explosion démographique des peuplements à macroalgues,

qui créent un ombrage préjudiciable au développement des phanérogames (Hartog, 1994 ; Coffaro & Bocci, 1997). En outre, la multiplication de ces chlorophytes engendre, lors des phases de décomposition, l'apparition de conditions anoxiques qui peuvent être responsables d'asphyxie des herbiers (Hartog, 1994). A l'inverse, de telles phénomènes n'ont pu être observés au cours de l'année 1999. Il faut, sans doute, rechercher l'origine de ces fluctuations au niveau d'une perturbation des conditions environnementales, ou d'une variation de la teneur en sels nutritifs (en provenance du bassin versant), en 1998.

1.2 L'étang d'Urbino

Deux transects permanents (TU1 et TU2) ont été mis en place dans l'étang d'Urbino (Figure 6, Figure 7; Annexe A).

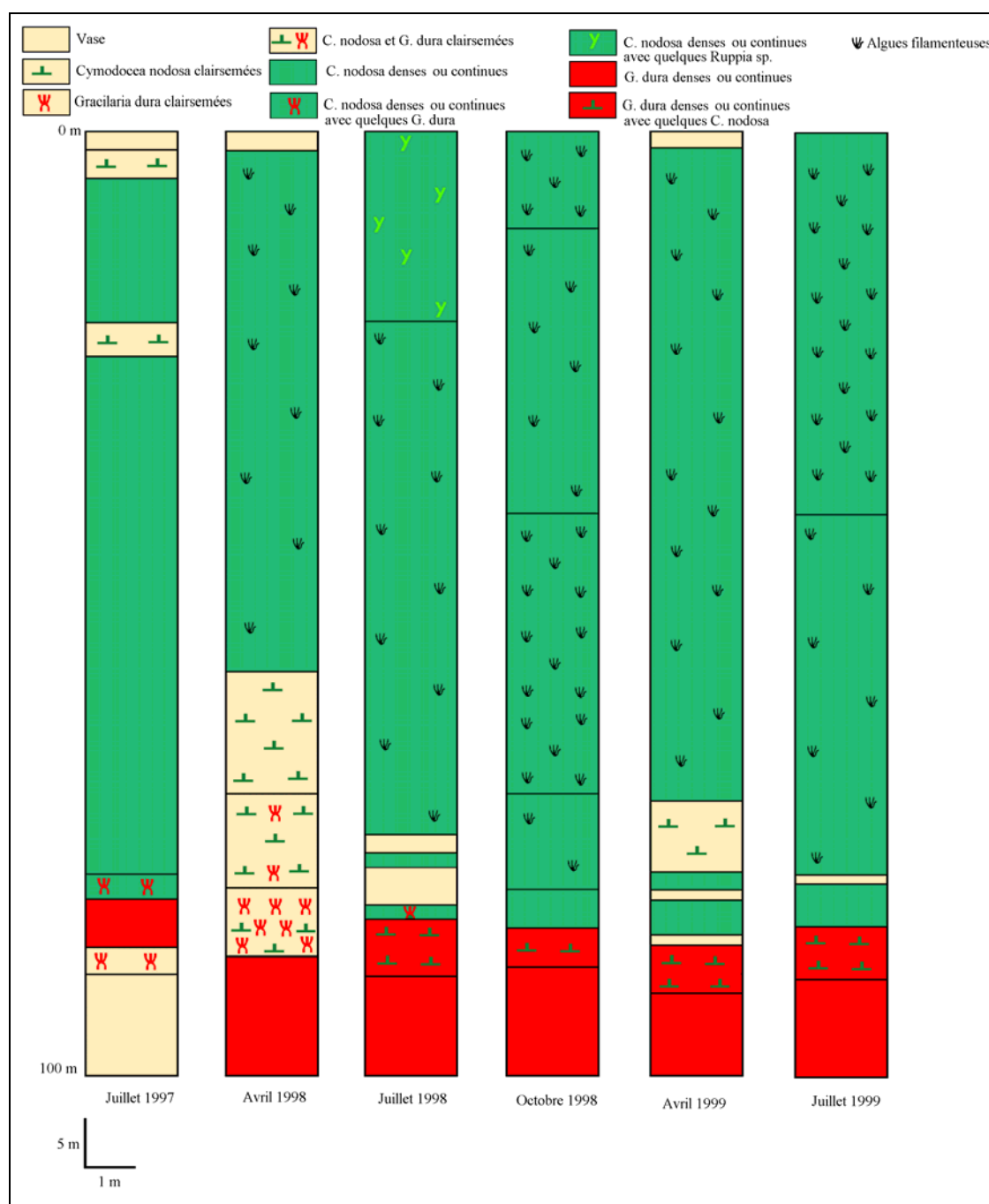


Figure 6 : Peuplements et types de fonds le long du transect d'Urbino (TU1), en fonction de la saison.

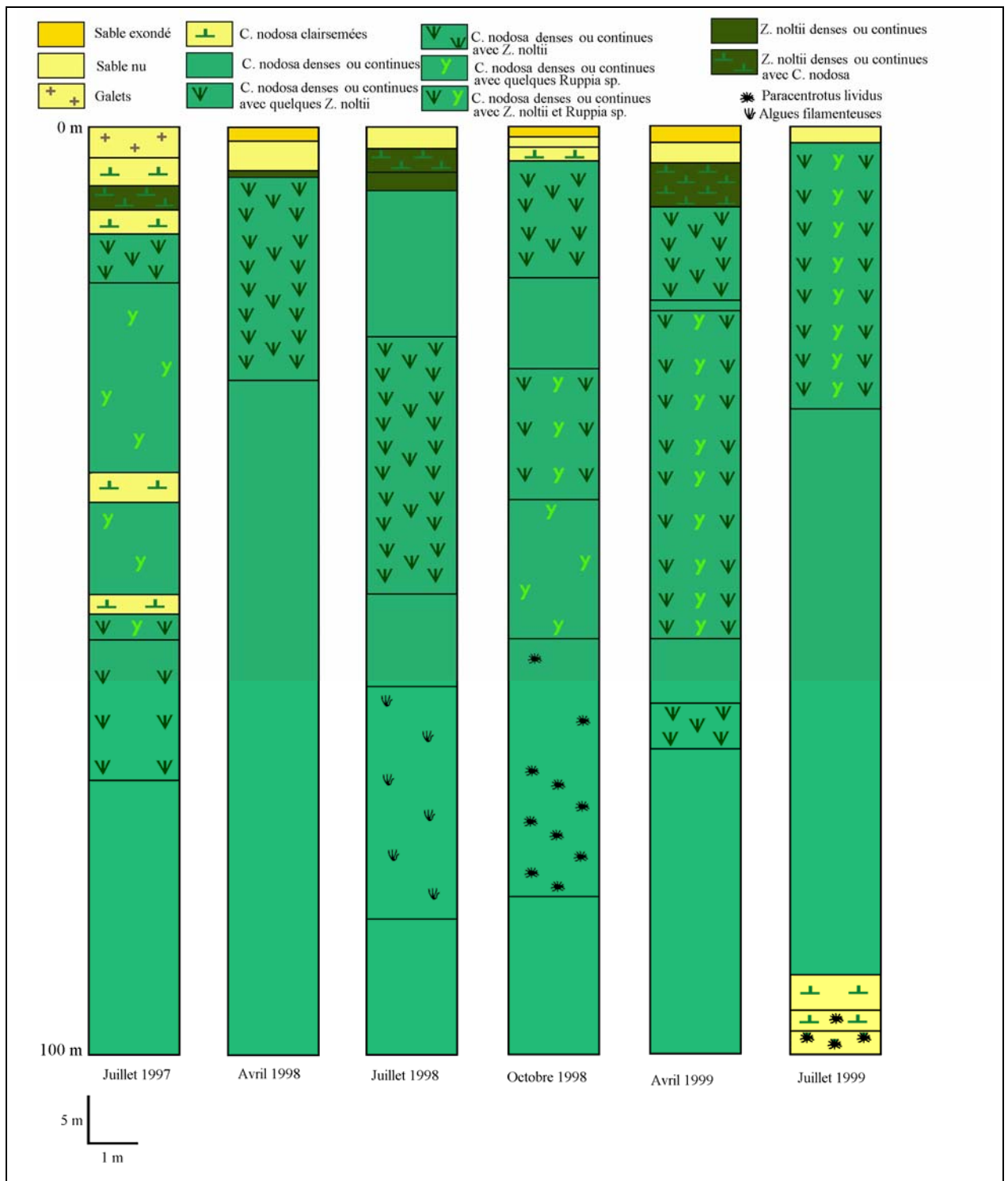


Figure 7 : Peuplements et types de fonds le long du transect d'Urbino (TU2), en fonction de la saison.

Le premier (TU1) a une orientation de 190°. Lors de sa mise en place, en Juillet 1997, on observe un herbier monospécifique continu à *Cymodocea nodosa*, le long de la quasi totalité du transect, qui cède la place à partir de 78 m à un herbier à *Cymodocea nodosa* colonisé par des touffes de *Gracilaria dura*, puis à un peuplement monospécifique à *Gracilaria dura* (Figure 6). L'extrémité du transect (de 89 à 100 m) est occupé par des fonds vaseux nus. L'extension bathymétrique maximale de l'herbier à *Cymodocea nodosa* est de 4.2 m de profondeur alors que le peuplement à *Gracilaria dura* atteint - 4.9 m. En avril 1998, l'herbier continu à *Cymodocea nodosa* est moins bien représenté le long du transect (de 1.7 à 57 m). En outre, il

est colonisé par des algues filamenteuses. Par contre, la limite *Cymodocea/Gracilaria* est restée stable, mais on note en profondeur une augmentation de la répartition des *Gracilaria dura*. A partir de juillet 1998, la position de l'herbier continu à *Cymodocea nodosa* reste stable et le peuplement à *Gracilaria dura* occupe la fin du transect (de 90 à 100 m). L'étude des données de la littérature montre qu'il est courant d'observer ces peuplements à gracilaires (SOMIVAC & CTGREF, 1979). Les espèces habituellement présentes sont *Gracilaria dura* et *Gracilaria bursa pastoris*. Ces peuplements peuvent être importants avec des biomasses atteignant 3000 g/m² (données Equipe Ecosystèmes Littoraux / IFREMER inédit, Mai 1999). Il semble que 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.*, 1997). En revanche, sur la période étudiée, l'herbier à *Cymodocea nodosa* est resté stable.

Le second transect (TU2), situé à proximité du grau, suit une orientation de 240°. En juillet 1997 on observe le long de ce transect un herbier mixte à *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia* sp. jusqu'à 70 m du rivage, avec une dominance marquée de *Cymodocea nodosa* (Figure 7). Au-delà, on observe un herbier continu monospécifique à *Cymodocea nodosa* et ce jusqu'à l'extrémité du transect. En Avril 1998, l'herbier monospécifique à *Cymodocea nodosa* occupe la quasi totalité du transect (de 27 à 100m) et l'herbier continu à *Zostera noltii* est pratiquement absent. En Juillet 1998, on retrouve une alternance d'herbier mixte à *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*, sur la première moitié du transect et un herbier continu à *Cymodocea nodosa* sur la deuxième moitié, avec la présence d'algues filamenteuses. Au mois d'octobre 1998, on note la présence, sur cet herbier épiphyté, de nombreux oursins (*Paracentrotus lividus*). Par rapport aux observations d'avril et de juillet, il convient de signaler la présence de faisceaux isolés de *Ruppia* sp. Au mois d'avril 1999, on retrouve, comme en juillet 1997, un herbier mixte à *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia* sp. sur les deux tiers du transect et un herbier continu monospécifique à *Cymodocea nodosa* sur la partie finale. En juillet 1999, l'herbier continu à *Zostera noltii* a totalement disparu et l'herbier mixte (*Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia* sp.) n'occupe plus que le premier tiers du transect. Enfin, on enregistre un raréfaction de la densité des faisceaux de *Cymodocea nodosa* à partir de 91 m puis la disparition de l'herbier à partir de 95 m. Dans le même temps, on note un front de *Paracentrotus lividus* avec des densités pouvant atteindre 40 individus/m². A partir du mois de mai 1999, nous avons observé un recul de la limite d'extension de l'herbier à *Cymodocea nodosa* (98.6 m en mai, 97 m en juin et 95 m en juillet). L'analyse de photographies aériennes montre une interruption de l'herbier et la présence d'une grande tache de sable (70 m × 180 m).

Sur l'ensemble de la période étudiée, on remarque que les différentes espèces de phanérogames sont très imbriquées les unes aux autres et que *Cymodocea nodosa* est l'espèce dominante. La présence de *Ruppia* sp. dans le peuplement n'est pas permanente (absence en avril et juillet 1998) et *Zostera noltii* est parfois présente sous forme d'herbier monospécifique continu sur de petites surfaces (avril et juillet 1998). Le changement le plus important est observé en juillet 1999 avec la disparition de l'herbier à *Cymodocea nodosa* au profit d'un substrat sableux nu à l'extrémité du transect. Les densités importantes de *Paracentrotus lividus*, observées en juillet 1999, peuvent être à l'origine d'une dégradation des herbiers (faciès de surpâturage ; Verlaque, 1987). En effet, *Cymodocea nodosa* est considérée comme une espèce préférée par *Paracentrotus lividus* (Traer, 1980). Ce broutage est pourrait être à l'origine du recul de l'herbier entre mai 1999 et juillet 1999. Néanmoins, il semble peu probable qu'une densité, même importante, d'oursins, puisse être à l'origine d'une surface nue d'aussi grande ampleur.

1.3 L'étang de Santa Giulia

Le transect permanent de Santa Giulia (TSG), suit une orientation de 280° (Figure 8).

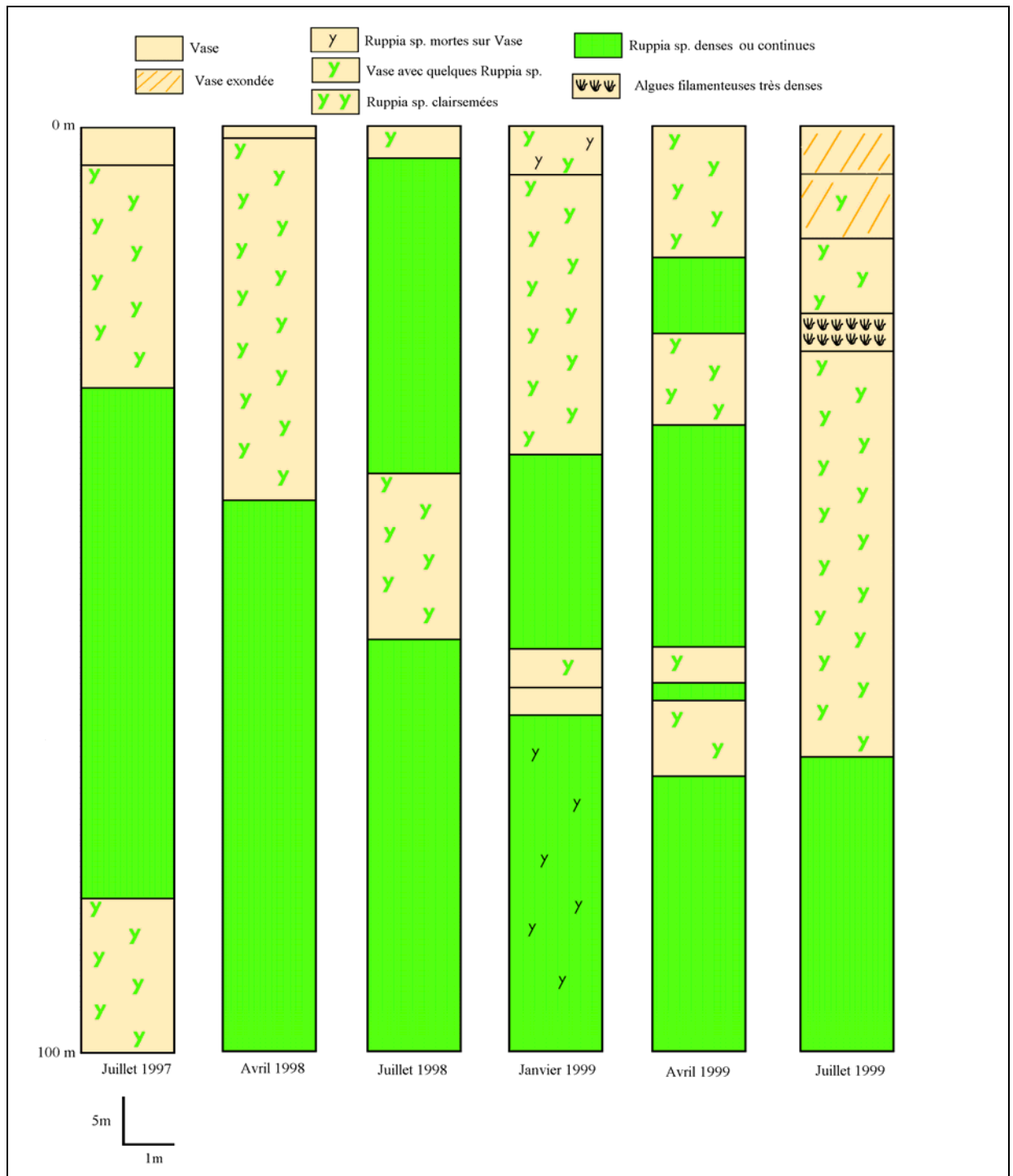


Figure 8 : : Peuplements et types de fonds le long du transect de Santa Giulia, en fonction de la saison.

En juillet 1997, on observe le long du transect, un herbier clairsemé à *Ruppia sp.* sur vase qui n'est continu qu'entre 28m et 83 m du rivage. Sur l'ensemble de la période étudiée (d'avril 1998 à juillet 1999), on n'enregistre pas de différences notables quant à la nature des peuplements, mais plutôt des variations de la densité des herbiers à *Ruppia sp.* Il convient

toutefois, de signaler que, sur ce site, nous avons enregistré la disparition répétée des repères fixes matérialisant le transect. Ainsi en octobre 1998, il n'a pas été possible de retrouver aucun des repères du transect, qui a du être réinstallé au mois de janvier 1999. Les modifications les plus importantes sont enregistrées en juillet 1999, avec, du fait de la fermeture du grau, une baisse importante du niveau de l'eau et l'assèchement d'une partie de l'étang (Figure 8).

2 CARACTERISATION DES PEUPELEMENTS ET DU MILIEU

2.1 Densité des herbiers

La densité des herbiers à *Ruppia sp.*, varie en moyenne de 3 316 faisceaux par m², dans l'étang de Biguglia (juillet 1998), à 16 401 faisceaux par m², dans l'étang de Santa Giulia (octobre 1997 ; Figure 9).

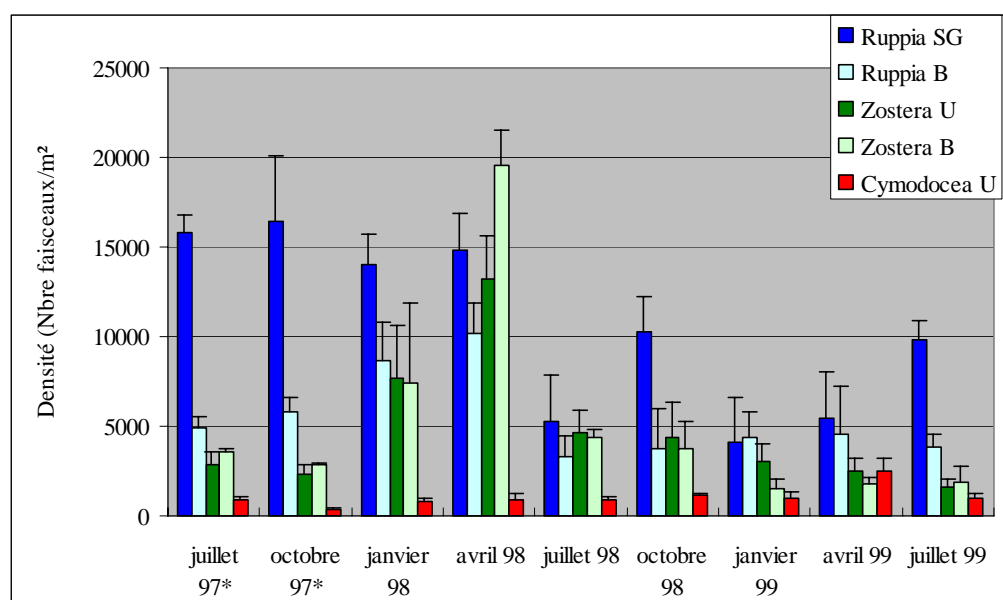


Figure 9 : Densité moyenne (et intervalle de confiance à 95%) des trois types d'herbiers, en fonction du site et de la saison. Ruppia SG : *Ruppia sp.* à Santa Giulia ; Ruppia B : *Ruppia sp.* A Biguglia ; Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

La comparaison entre site montre que les densités de *Ruppia sp.* sont significativement supérieures dans l'étang de Santa Giulia (à l'exception des mois de juillet 1998 et de janvier et avril 1999 ; tests de Mann & Withney, $p < 0.05$). Nous avons observé des variations de densité en fonction de la période de mesure et cela pour les deux sites étudiés (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Cependant aucune tendance saisonnière nette n'est observée. Les densités les plus élevées sont observées, pour les deux sites en janvier, et avril 1998 (tests NKS, $p < 0.05$). Les densités les plus faibles s'observent pour Biguglia, à partir de juillet 1998 (pas de différence significative entre les valeurs de juillet 1998 à juillet 1999), et pour Santa Giulia en janvier 1999. Cependant dans cet étang, les valeurs relevées à partir de juillet 1998 sont plus faibles que celle enregistrées entre juillet 1997 et avril 1998. Au niveau de l'étang de Biguglia on assiste à une augmentation de la densité de *Ruppia sp.*, de juillet 1997 à avril 1998, puis une diminution importante au mois de juillet 1998 et des valeurs stables mais faibles sur le reste de

la période de suivi. Cette diminution importante, enregistrée à Biguglia semble liée à des mécanismes de prolifération de macrophytes, dont la décomposition entraîne des phénomènes d'anoxie, préjudiciables aux phanérogames (c. f. suivi du Système de surveillance).

La densité des herbiers à *Zostera noltii* est également très variable avec un minimum de 1 585 faisceaux par m², observé dans l'étang d'Urbino (juillet 1999) et un maximum de 19 558 faisceaux par m², dans l'étang de Biguglia (avril 1998 ; Figure 9). Ces valeurs restent cependant comparables à celles rapportées dans la littérature (Tableau II).

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

Site	Prof.	Densité (faisceaux/m ²)	Référence
Ischia - Italie	4.0 m	71 - 1078	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Zandkreek - Pays-Bas	intertidale	11 000	Vermaat <i>et al.</i> , 1987
Banc d'Arguin - Mauritanie	1.0 m	2 224 - 4 424	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Villefranche sur Mer – France	2.5 m	3 540 – 6 733	Loques, 1990
Etang de Diane – France	0.2 à 4.0 m	89 - 4 044	Goubin, 1990
Banc d'Arguin - Mauritanie	intertidale	6 500 – 13 450	Van Lent <i>et al.</i> , 1991
Pays-Bas	intertidale	10 000 – 23 000	Vermaat & Verhagen 1996
Etang de Thau - France	1.5 m	134 - 2 272	Laugier, 1998
Lagune de Venise - Italie	0.6 m	2 030 - 14 617	Sfriso & Ghetti, 1998

Toutefois, les valeurs, relevées en avril 1998, dans les deux sites, sont parmi les plus fortes enregistrées pour cette espèce (Tableau II). Des différences significatives de densité des zostères sont observées entre les deux sites, en avril 1998 et en janvier et avril 1999. Cependant, les densités sont plus importantes à Biguglia qu'à Urbino, en juillet et octobre 1997, avril 1998 et juillet 99, alors que c'est l'inverse pour les autres mois, même s'il n'existe pas nécessairement de différences très marquées. Les variations de densité en fonction de la période de prélèvement sont également significatives (test de Kruskal-Wallis, p<0.05) avec des densités plus élevées pour les mois de janvier et avril 1998 que pour les autres mois de prélèvements. De manière générale, *Zostera noltii* présente des variations saisonnières marquées de la densité des faisceaux avec un maximum au printemps et en été et un minimum en automne et en hiver (Loques, 1990). Seuls Buia *et al.* (1985) observent à Ischia (Italie), en mer ouverte, des densités plus élevées en hiver qu'au printemps. En ce qui concerne, nos propres résultats, on note une augmentation globale de la densité de *Zostera noltii* de juillet 1997 à avril 1998, puis une diminution à partir de juillet 1998 jusqu'à juillet 1999. Il convient de souligner que cette diminution de la densité intervient conjointement à une diminution des surfaces occupées par cette espèce (c. f. suivi du Système de surveillance). Les herbiers à *Zostera noltii* semblent donc tout particulièrement menacés dans ces étangs.

D'autre part, l'évolution, au cours de la période de suivi, de la densité de *Zostera noltii* est comparable à celle de *Ruppia* sp. Ce phénomène semble à même de masquer les variations saisonnières habituellement observées.

La densité des herbiers à *Cymodocea nodosa*, phanérogame aquatique présente uniquement dans l'étang d'Urbino, est plus faible que pour les deux autres espèces avec des valeurs de 396 à 2 524 faisceaux par m², en moyenne. Ces densités sont comparables à celles habituellement rapportées dans la littérature (Tableau III). Les variations de densité en fonction de la période de prélèvement sont significatives (test de Kruskal Wallis, p<0.05) sans qu'une tendance saisonnière nette puisse être mise en évidence. Ceci diffère des données habituellement rapportées dans la littérature, où l'on note une augmentation de la densité entre les mois de juin à septembre (Reyes *et al.*, 1995a ; 1995b ; Rismondo *et al.*, 1997. En ce qui concerne l'étang

d'Urbino, seule la densité mesurée au mois d'avril 1999 est significativement supérieure à celles des autres mois (test NKS, $p < 0.05$).

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

Site	Prof.	Densité (faisceaux/m ²)	Référence
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

2.2 Biomasse

➤ Biomasse endogée

La biomasse endogée correspond à la biomasse des racines et rhizomes. Elle varie de 5 à 57 g PS.m² pour *Ruppia sp.*, 41 à 282 g PS.m² pour *Zostera noltii* et de 232 à 601 g PS.m² pour *Cymodocea nodosa* (Figure 10). Pour *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* les valeurs relevées sont comparables à celles rapportées dans la littérature (Tableau IV). La biomasse endogée de *Zostera noltii* apparaît relativement élevée si on la compare aux valeurs observées dans un site similaire (étang de Thau ; Laugier, 1998). A l'inverse les valeurs pour *Cymodocea nodosa* sont plus faibles que celles enregistrées dans la lagune de Venise (Rismondo *et al.*, 1997).

Les différences entre espèces, tous sites confondus, sont significatives avec les valeurs les plus faibles enregistrées pour *Ruppia sp.*, et les plus fortes pour *Cymodocea nodosa* et cela quelle que soit la période de prélèvement (tests Kruskal-Wallis et tests NKS, $p < 0.05$). Ces résultats traduisent l'importance du système racine-rhizome de *Cymodocea nodosa*, qui lui permet de consolider les sédiments des zones exposées à l'érosion (Sfriso & Ghetti, 1998).

Les variations observées en fonction de la période d'étude sont significatives pour *Ruppia sp.* et *Cymodocea nodosa* (tests Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Il semble que l'on ait une tendance cyclique avec un minimum en hiver-printemps et un maximum en été-automne pour *Cymodocea nodosa*. Bien que les résultats de Reyes *et al.*, (1995a) présentent également un maximum en automne, ces derniers, comme Rismondo *et al.* (1997), ne retiennent pas l'hypothèse d'une évolution saisonnière marquée.

➤ Biomasse épigée

La biomasse épigée correspond à la biomasse des faisceaux foliaires par m². Elle varie de 7 à 243 g PS.m² pour *Ruppia sp.*, de 11 à 88 g PS.m² pour *Zostera noltii* et de 11 à 152 g PS.m² pour *Cymodocea nodosa* (Figure 11).

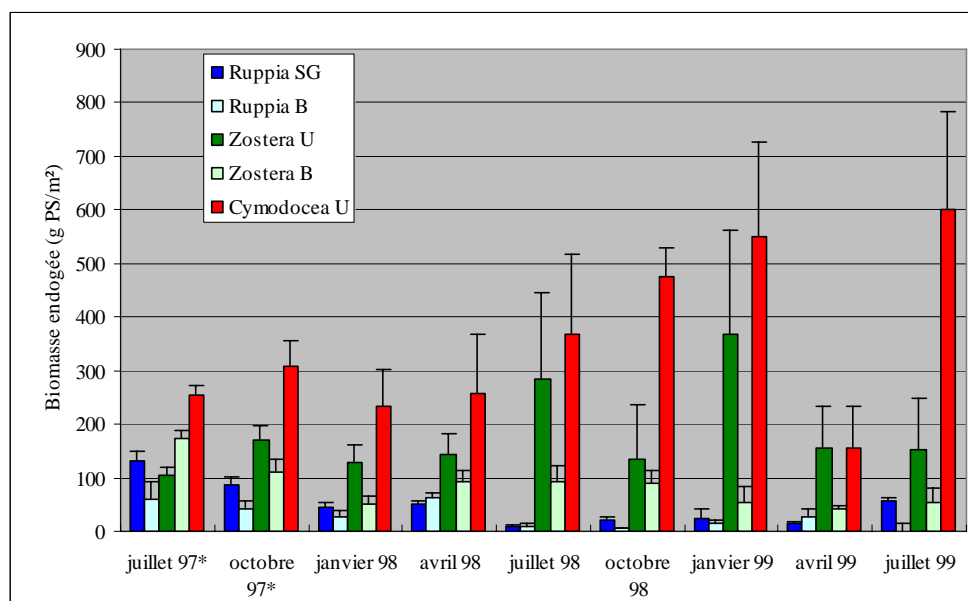


Figure 10 : Biomasse endogée (moyenne et intervalle de confiance à 95%) des trois types d'herbiers, en fonction du site et de la saison. Ruppia SG : *Ruppia sp.* à Santa Giulia ; Ruppia B : *Ruppia sp.* A Biguglia ; Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

Tableau IV : Biomasse épigée et endogée (en g de poids sec .m²) de *Ruppia sp.*, de *Zostera noltii* et de *Cymodocea nodosa*, en fonction des données de la littérature. * : Données citées in Congdon & Mc Comb, 1979 ;** : valeurs calculées à partir de poids frais

Site	Prof.	Biomasse endogée	Biomasse épigée	Référence
<i>Ruppia sp.</i>				
Estuaire de la Blackwood River – Australie	-	503.0 (biomasse totale)		Congdon & Mc Comb, 1979
Tuggerah lake - Australie	-	600.0 – 700.0 (biomasse totale)		Higgingson, 1967*
Fjord - Danemark	-	234.0 (biomasse totale)		Grøntved, 1958*
Nouvelle Angleterre - USA	-	50.0 – 1460.0 (biomasse totale)		Nixon & Oviatt, 1973*
Etang de Santa Giulia/ Biguglia – France	0.5 m	35.2 – 343.3 (biomasse totale)		Ce travail
<i>Zostera noltii</i>				
Zandkreek – Pays Bas	Inter.		98.0	Vermaat <i>et al.</i> , 1987
Banc d'Arguin – Mauritanie	1.0 m	140.0 – 736.0	29.2 – 100.0	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Mer de Waden – Pays Bas	-	10.0-110.0 (biomasse totale)		Philippart, 1995
Etang de Thau - France	1.5 m	19.0 – 146.0	25.0 – 291.0	Laugier, 1998
Venise – Italie	0.6 m	71.0	224.9	Sfrizo & Ghetti , 1998**
<i>Cymodocea nodosa</i>				
Ischia – Italie	4.0 m	11.8 – 104.3	9.6 – 25.1	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin – Mauritanie	1.0 m	57.6 – 374.4	33.6 – 100.8	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Mar menor - Espagne	0.5 m	50.0	18.0 – 170.0	Terrados & Ros, 1992
San Pietro – Italie	4.0 m		29.0 – 98.0	Mazzella <i>et al.</i> , 1993
Ebre – Espagne	3.0 m	396.0	20.0 – 200.0	Perez & Romero, 1994
Canaries – Espagne	6.0 m	181.0 – 385.0	55.0 – 249.0	Reyes <i>et al.</i> , 1995a
Venise - Italie	1.0 m	R : 72.0-290.0 Rh : 283.0-741.0	44.0 – 810.0	Rismondo <i>et al.</i> , 1997
Venise - Italie	1.0 m	129.7	526.0	Sfriso & Ghetti, 1998 **

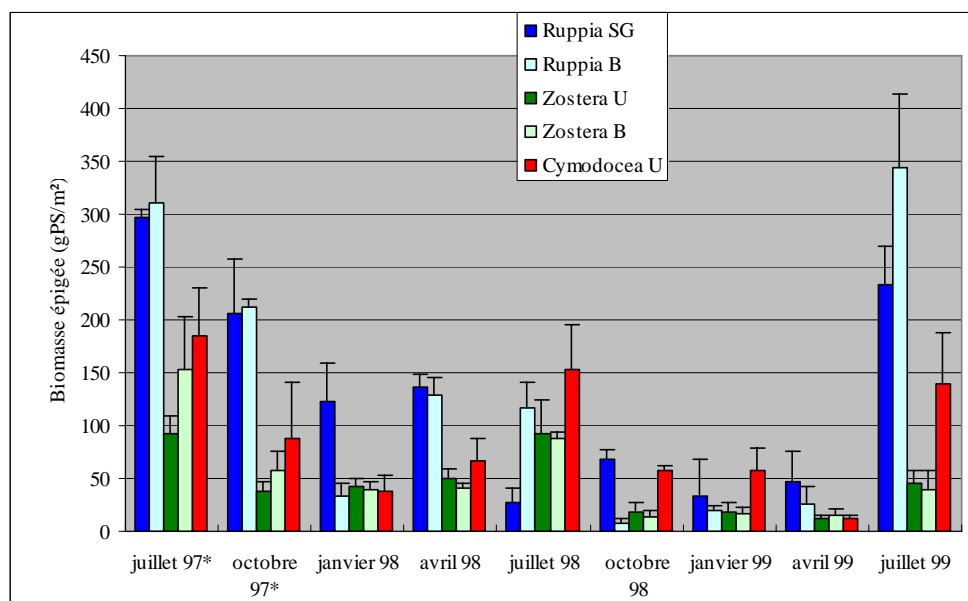


Figure 11 : Biomasse épigée (moyenne et intervalle de confiance à 95%) des trois types d'herbiers, en fonction du site et de la saison. Ruppia SG : *Ruppia sp.* à Santa Giulia ; Ruppia B : *Ruppia sp.* A Biguglia ; Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

Ces données sont conformes à celles de la littérature pour *Cymodocea nodosa* (Tableau IV). Par contre elles constituent des minima pour *Zostera noltii* (Tableau IV). En ce qui concerne *Ruppia sp.*, on ne dispose que de peu de données et pour lesquelles seule la biomasse totale est indiquée (Tableau IV).

La comparaison entre sites montre que, pour *Zostera noltii*, les valeurs sont identiques dans les deux étangs étudiés, à l'exception de juillet 1997 (tests de Mann & Withney, $p < 0.05$). Par contre pour *Ruppia sp.* il existe des variations significatives entre sites avec des biomasses épigées plus importantes à Santa Giulia qu'à Biguglia à l'exception des mois de juillet 1997, 1998 et 1999 où la tendance est inversée (Tests de Mann and Withney, $p < 0.05$).

Pour un même site, il existe des variations significatives de biomasse épigée en fonction de l'espèce avec toujours des biomasses plus faibles pour *Zostera noltii* que pour les deux autres espèces (Tests de Mann & Withney, $p < 0.05$).

Pour les trois espèces étudiées et pour chaque site, des variations saisonnières significatives sont observées avec une biomasse plus importante au printemps-été par rapport à l'automne-hiver (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Ces biomasses épigées importantes durant la période estivale sont classiques chez ces espèces et sont essentiellement dues à une taille maximale des feuilles durant cette période (Condon & Mc Comb, 1979 ; Loques, 1990 ; Sfriso & Ghetti, 1998).

Le rapport biomasse endogée / biomasse épigée est important aussi bien chez *Cymodocea nodosa* (de 1.3 à 13.5) que chez *Zostera noltii* (de 1.1 à 6.7 à Biguglia et de 1.1 à 20.0 à Urbino). En effet, chez *Cymodocea nodosa* ces valeurs vont de 1 à 7, pour la lagune de Venise (Rismondo *et al.*, 1997), et de 0.3 à 2.1 seulement chez *Zostera noltii*, pour l'étang de Thau (Laugier, 1998).

2.3 Paramètres phénologiques

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 à différencier, à certaines périodes de l'année, *Ruppia cirrhosa* de *Ruppia maritima*.

► Largeur et longueur des feuilles

La largeur et la longueur des feuilles chez *Zostera noltii* comme chez *Cymodocea nodosa* constituent des paramètres au caractère saisonnier marqué (Loques, 1990 ; Reyes *et al.*, 1995a ; Rismondo *et al.*, 1997 ; Laugier, 1998).

La largeur moyenne des feuilles de *Zostera noltii* varie de 1.1 à 1.9 mm (Figure 12) et ce quel que soit le site. Ces valeurs sont comparables aux données de la littérature (Tableau V).

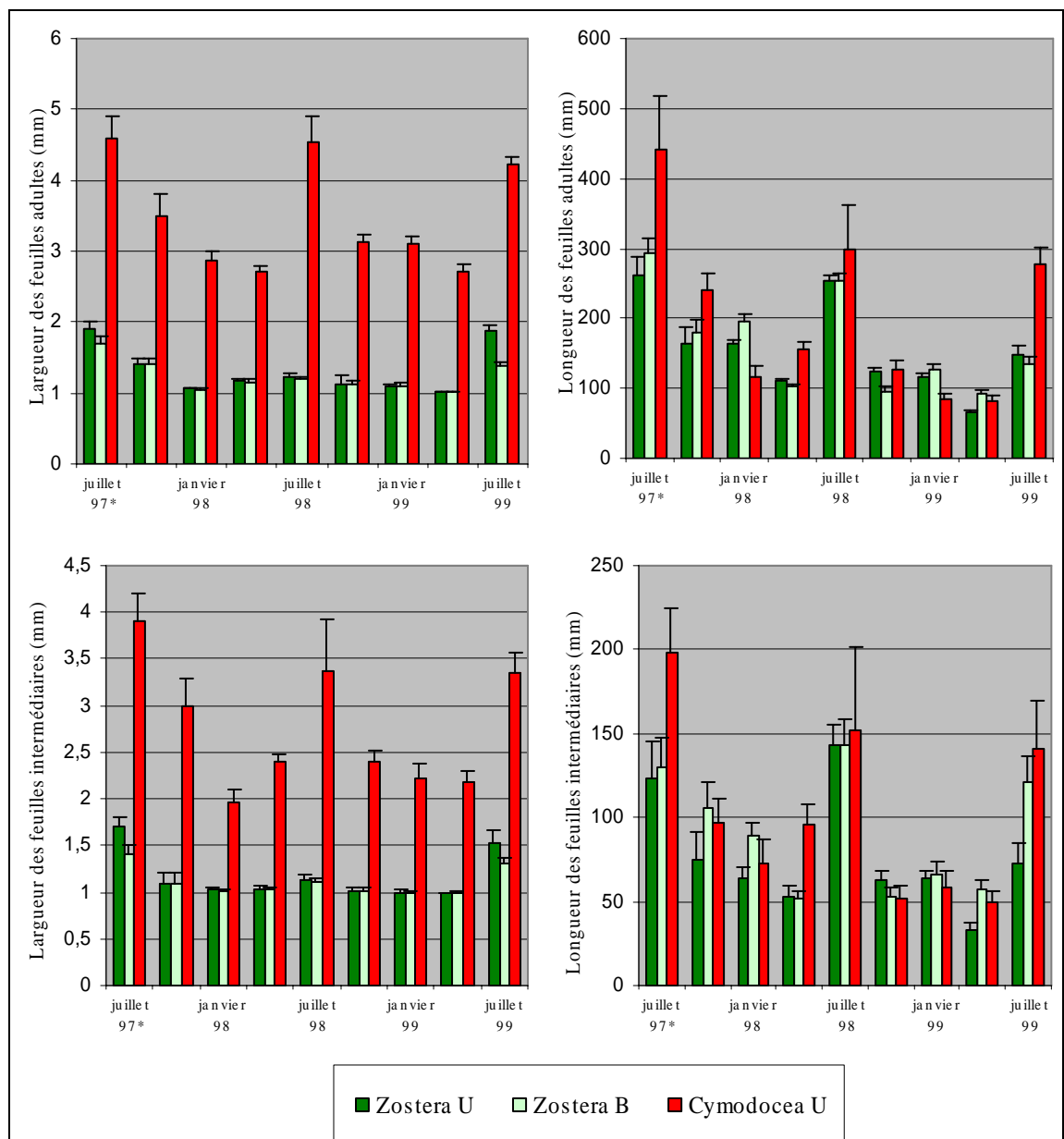


Figure 12 : Largeur et longueur moyenne (et intervalle de confiance à 95%) de *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*, en fonction du site et de la saison. Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

La largeur moyenne des feuilles de *Zostera noltii* sur l'ensemble de la période étudiée est de 1.3 mm pour les adultes et de 1.1 mm pour les intermédiaires. Il n'y a donc pas de différence marquées entre les deux types de feuilles.

Les variations saisonnières de la largeur des feuilles sont significatives, avec un minimum en hiver-printemps et un maximum en été.

De plus il existe des différences significatives dans la largeur des feuilles adultes et intermédiaires, avec une largeur plus importante à Urbino qu'à Biguglia, à plusieurs saisons (avril 1998, juillet 1998 et juillet 1999 ; test de Mann & Withney).

La longueur moyenne des feuilles de *Zostera noltii* dans les deux sites varie de 33.4 à 294.7 mm (Figure 12). Ces valeurs sont comparables à celles de la littérature (Tableau V). Toutefois, les maxima enregistrés sont supérieurs à ceux rapportés dans d'autres lagunes méditerranéennes (Goubin, 1990 ; Laugier, 1998).

Tableau V : Variation de la largeur et de la longueur des feuilles de *Zostera noltii* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	Taille	Référence
Largeur (en mm)			
Banc d'Arguin - Mauritanie	1.0 m	1.0	Pergent <i>et al.</i> 1988
Etang de Thau - France		1.1 – 3.2 (annuel)	Laugier, 1998
Longueur (en mm)			
Banc d'Arguin – Mauritanie	1.0 m	70 - 137	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Etang de Diane - France	0.5-4.0 m	98 - 105 (printemps) 150 - 245 (été)	Goubin, 1990
Villefranche sur Mer - France	2.5 m	88 - 121 (hiver) 110 - 153 (été)	Loques, 1990
Etang de Thau - France		12 – 271 (annuel)	Laugier, 1998
Venise, Italie	1.0 m	475 (été)	Sfriso & Ghetti, 1998

On note des différences importantes entre la longueur moyenne des feuilles adultes (160.2 mm) et la longueur moyenne des feuilles intermédiaires (83.8 mm) sur l'ensemble de la période de suivi.

De même, les variations saisonnières sont particulièrement marquées avec des longueurs plus importantes en été qu'aux autres saisons (test de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$, tests NKS, $p < 0.05$). Cette saisonnalité marquée de la longueur et de la largeur des feuilles est due aux relations allométriques qui lient ces deux paramètres (Laugier, 1998).

On note qu'à périodes de prélèvements équivalentes, les longueurs mesurées diminuent de 1997 à 1999, et ce, quel que soit le site.

La longueur moyenne des feuilles (adultes et intermédiaires) varie également en fonction du site étudié. Généralement les feuilles sont plus longues à Biguglia qu'à Urbino (Tests Mann & Withney, $p < 0.05$), à l'exception d'avril et octobre 1998. Cette différence s'explique peut-être par un pourcentage plus important de feuilles cassées à Urbino, soit du fait de conditions hydrodynamiques plus intenses, d'une colonisation épiphytique plus forte fragilisant les apex foliaires ou d'une pression de prédation plus marquée. La prédominance de l'un ou l'autre de ces paramètres pouvant s'expliquer par la position bathymétrique plus réduite de l'herbier à Urbino.

En ce qui concerne *Cymodocea nodosa*, la largeur moyenne des feuilles varie de 1.9 à 4.6 mm (Figure 12), ce qui est comparable aux données de la littérature (Tableau VI). La largeur

moyenne des feuilles sur l'ensemble de la période étudiée est de 3.5 mm pour les adultes et de 2.8 mm pour les intermédiaires. Il y a donc, contrairement à ce que l'on observe chez *Zostera noltii*, des différences significatives entre les deux types de feuilles (Test de Student, $p < 0.05$). Les variations saisonnières de la largeur des feuilles sont significatives, avec un minimum en hiver-printemps et un maximum en été (Tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$, tests NKS, $p < 0.05$), qui sont dues au rythme de croissance de cette espèce (Caye, 1989).

La longueur moyenne des feuilles varie de 49.2 à 442.7 mm (Figure 12). Ces valeurs sont similaires à celles rapportées dans la littérature, notamment pour d'autres étangs méditerranéens (Tableau VI).

On note des différences importantes entre la longueur moyenne des feuilles adultes (140.2 mm) et la longueur moyenne des feuilles intermédiaires (77.9 mm) sur l'ensemble de la période de suivi.

Les longueurs présentent également des variations saisonnières significatives, avec des valeurs minimales en hiver et maximales au printemps-été (Tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$, tests NKS, $p < 0.05$).

Tableau VI : Variation de la largeur et de la longueur des feuilles de *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	Taille	Référence
Largeur (en mm)			
Banc d'Arguin – Mauritanie	1.0 m	2.8 - 6.0 (annuel)	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Port-Cros – France	0.5 m	2.5 – 3.6 (annuel)	Caye, 1989
Canaries – Espagne	5.0-7.0 m	1.6 – 3.4 (annuel)	Reyes <i>et al.</i> , 1995
Longueur (en mm)			
Golfe de Tunis	-	127 – 187 (été)	Ben Alaya, 1972
Banc d'Arguin – Mauritanie	1.0 m	258 – 648 (annuel)	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Etang de Diane – France	0.5–4.0 m	107 – 164 (printemps) 233 – 457 (été)	Goubin, 1990
Port-Cros – France	0.5 m	132 – 320 (annuel)	Caye, 1989
Canaries – Espagne	5.0-7.0 m	96 – 310 (annuel)	Reyes <i>et al.</i> , 1995
Embiez – France	-	161- 171 (annuel)	Connolly & Butler, 1996
Venise - Italie	1.0 m	116 – 480 (annuel)	Rismondo <i>et al.</i> , 1997
Venise - Italie	1.0 m	601 (été)	Sfriso & Ghetti, 1998

➤ Nombre de feuilles par faisceau

Le nombre moyen de feuilles par faisceau varie de 3.1 à 3.8 pour *Zostera noltii* et de 3.4 à 4.8 pour *Cymodocea nodosa* (Figure 13 ; Tableau VII). Ces valeurs sont conformes aux données de la littérature, mais s'avèrent, pour *Cymodocea nodosa*, supérieures à celles habituellement rapportées en milieu lagunaire (Tableau VIII).

Le site de prélèvement n'a pas d'impact sur le nombre total de feuilles de *Zostera noltii* (test de Mann & Withney, $p < 0.05$).

Il existe des variations significatives en fonction de la période de prélèvement (pour les deux espèces et les deux sites, test de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Toutefois, ces variations ne présentent pas de tendance saisonnière bien marquée. Cette stabilité du nombre de feuilles par faisceaux, tout au long de l'année, a déjà été constatée chez *Zostera noltii* (Vermaat *et al.*, 1987 ; Laugier, 1998). Elle serait due à la chute régulière des feuilles tout au long de l'année (Laugier, 1998). Par contre, chez *Cymodocea nodosa*, Caye (1989) met en évidence un nombre

de feuilles maximal en juin lorsque le développement foliaire de cette espèce est à son maximum. Cette tendance ne se retrouve pas à Urbino.

Tableau VII : Nombre moyen total de feuilles par faisceau des deux phanérogames en fonction du site et de la saison. *Zostera U* : *Zostera noltii* à Urbino ; *Zostera B* : *Zostera noltii* à Biguglia et *Cymodocea U* : *Cymodocea nodosa* à Urbino.

	Cymodocea U	Zostera U	Zostera B
juillet 97	3.6	3.6	3.6
octobre 97	3.4	3.1	3.6
janvier 98	3.8	3.8	3.5
avril 98	4.3	3.7	3.5
juillet 98	3.8	3.7	3.6
octobre 98	3.6	3.3	3.2
janvier 99	3.7	3.5	3.6
avril 99	4.8	3.5	3.3
juillet 99	4.8	3.5	3.5

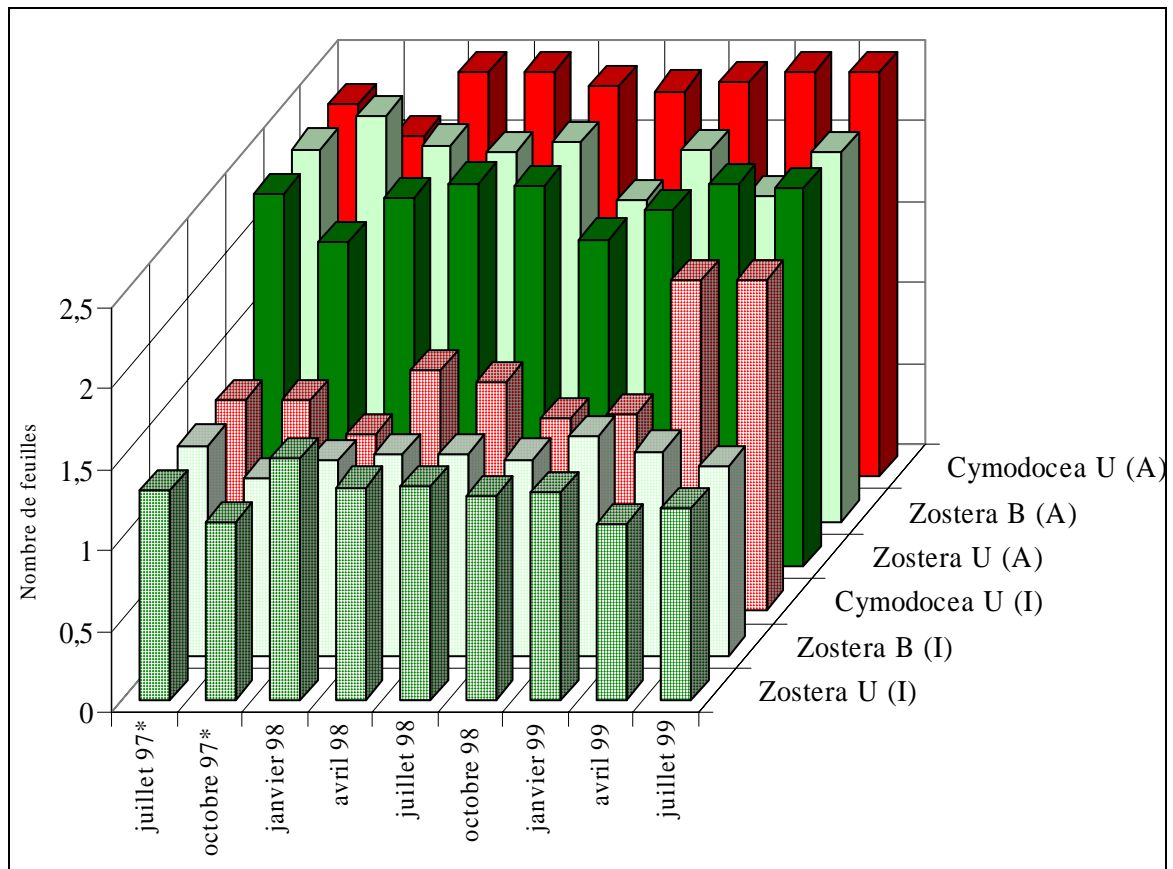


Figure 13 : Nombre moyen de feuille adultes (A) et intermédiaires (I) des deux phanérogames, en fonction du site et de la saison. *Zostera U* : *Zostera noltii* à Urbino ; *Zostera B* : *Zostera noltii* à Biguglia et *Cymodocea U* : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

Tableau VIII : Variation du nombre de feuilles par faisceau de *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié.

Site	Prof.	Nombre de feuilles par faisceau	Référence
<i>Zostera noltii</i>			
Mer du Nord – Pays Bas	-	2.4 - 2.5	Vermaat <i>et al.</i> , 1987
Banc d'Arguin – Mauritanie	1 m	3.3 - 4.1	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Villefranche sur Mer - France	2.5 m	3.7 - 4.2	Loques, 1990
Venise, Italie	1.0 m	2.2 (moy./ an)	Sfriso & Ghetti, 1998
Etang de Thau – France	0-3 m	2.4 - 3.7	Laugier <i>et al.</i> , 1999
<i>Cymodocea nodosa</i>			
Banc d'Arguin – Mauritanie	1 m	2.8 - 3.4	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Port-Cros - France	0.5	1.6 - 4.2	Caye, 1989
Mar menor - Espagne	0.5 m	1.8 – 4.0	Terrados & Ros, 1992
Canaries – Espagne	5.0-7.0 m	2.4 – 3.4	Reyes <i>et al.</i> , 1995
Venise, Italie	1.0 m	1.0 – 4.0	Rismondo <i>et al.</i> , 1997
Venise, Italie	1.0 m	2.1 (moy./ an) - 3.8 (max)	Sfriso & Ghetti, 1998

➤ Coefficient A

Le Coefficient « A » varie de 22.7 à 42.3 % pour *Zostera noltii* et de 29.8 à 67.6 % pour *Cymodocea nodosa* (Figure 14).

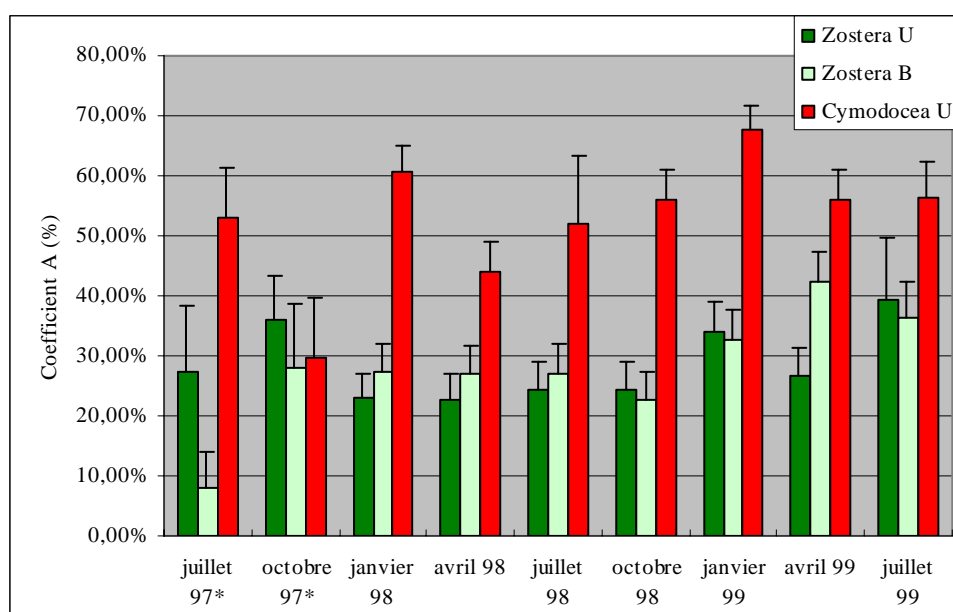


Figure 14 : Coefficient A moyen (et intervalle de confiance à 95%) des deux phanérogame en fonction du site et de la saison. Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

L'analyse statistique indique qu'il n'existe pas, pour *Zostera noltii*, de variation significative de ce paramètre en fonction du site étudié, à l'exception du mois de juillet 1997 (Tests de Mann & Withney, $p > 0.05$). L'hydrodynamisme ou la pression de prédation semblent donc identiques dans les deux étangs.

On note, par contre, pour un même site, des variations importantes en fonction de l'espèce prise en compte. En effet, à Urbino, le coefficient « A » de *Zostera noltii* est beaucoup plus faible que celui de *Cymodocea nodosa*. Cette prédominance des feuilles cassées chez cette dernière espèce s'explique peut-être par l'abondance de l'oursin *Paracentrotus lividus*, dans ce site

(Fernandez, 1996) et une préférence alimentaire marquée de cet oursin pour *Cymodocea nodosa* (Traer, 1980).

Des variations saisonnières du coefficient A sont observées (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), chez *Cymodocea nodosa*, avec des maxima en janvier. Ceci pourrait traduire une augmentation de l'hydrodynamisme en hiver.

➤ Indice foliaire

Le calcul de l'indice foliaire fournit pour *Zostera noltii*, des valeurs moyennes comprises entre 1.9 et 14.5 $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceaux}^{-1}$ (Figure 15). Les valeurs maximales observées sont nettement plus importantes que celles rapportées par Pergent *et al.* (1988) en Mauritanie (de 3.2 à 6.6 $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$).

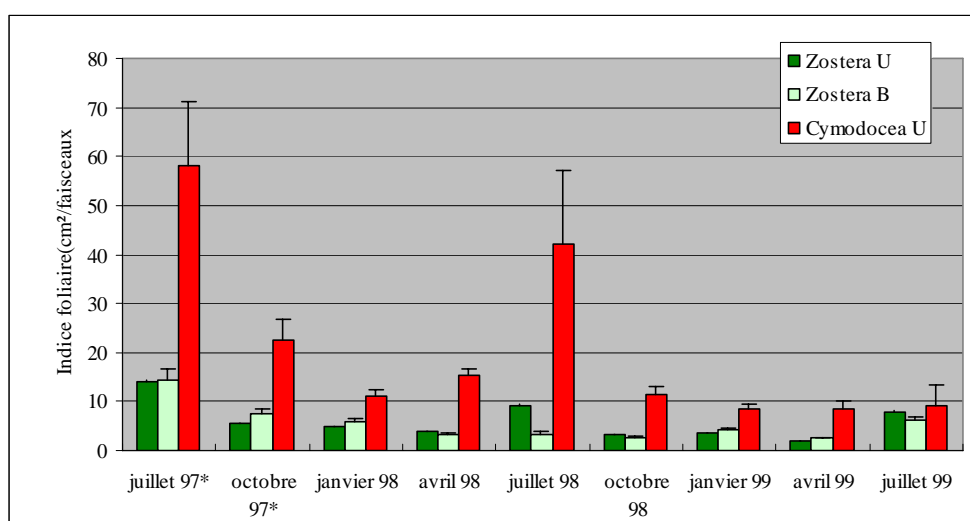


Figure 15 : indice foliaire ($\text{cm}^2 \cdot \text{faisceaux}^{-1}$) moyen (et intervalle de confiance à 95%) des deux phanérogames en fonction du site et de la saison. Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

La valeur moyenne enregistrée sur l'ensemble de la période étudiée est de 5.8 $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceaux}^{-1}$ et on ne note pas de différence entre les deux sites de Biguglia et Urbino.

Pour *Cymodocea nodosa*, les valeurs observées varient de 8.5 à 58.1 $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceaux}^{-1}$ (Figure 15). Ces valeurs apparaissent, là encore, élevées comparées à celles de Reyes *et al.* (1995), aux îles Canaries (de 4.6 à 22.0 $\text{cm}^2 \cdot \text{faisceau}^{-1}$).

Le Leaf area index ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) varie en moyenne de 0.3 à 22.4 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ pour *Zostera noltii* et de 0.4 à 5.2 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ pour *Cymodocea nodosa*. Si les valeurs, relevées dans la littérature pour *Cymodocea nodosa*, sont du même ordre de grandeur, tout au moins en milieu lagunaire, il convient de signaler que pour *Zostera noltii*, les maxima enregistrés en juillet 1997 sont tout particulièrement importants (Tableau IX).

Pour les deux espèces et les deux sites, les variations saisonnières de l'indice foliaire sont significatives (test de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), avec des maxima en juillet et des minima, en avril. Ces variations s'expliquent, pour partie, par les écarts relevés dans la longueur des feuilles.

Tableau IX : Leaf area Index (en m².m²) chez *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii* en fonction du site.

Site	Prof.	LAI	Référence
<i>Cymodocea nodosa</i>			
Ischia – Italie	2.0 - 4.0 m	0.44 – 0.84	Mazzella <i>et al.</i> , 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1.0 m	0.36 – 3.41	Pergent <i>et al.</i> , 1988
Antibes – France	2.0 m	0.32 – 3.90	Caye, 1989
Ischia – Italie	4.0 m	0.40 – 2.70	Mazzella, 1990
Mar Menor – Espagne	0.5 m	0.14 – 1.80	Terrados & Ros, 1992
San Pietro – Italie	2.0 - 4.0 m	0.20 – 3.50	Mazzella <i>et al.</i> , 1993
Ebre – Espagne	3.0 m	3.10 – 4.70	Perez & Romero, 1994
Canaries – Espagne	6.0 m	0.97 – 3.90	Reyes <i>et al.</i> , 1995
Venise - Italie	1.0 m	1.00 – 8.24	Rismondo <i>et al.</i> , 1997
<i>Zostera noltii</i>			
Banc d'Arguin - Mauritanie	1.0 m	0.89 – 2.48	Pergent <i>et al.</i> , 1988

2.4 Concentration en matière organique du sédiment

La concentration en matière organique du sédiment varie de 1.6 à 4.6 % au niveau des herbiers à *Ruppia* sp., de 1.2 à 2.1 % au niveau des herbiers à *Zostera noltii* et de 1.0 à 1.4 % au niveau des herbiers à *Cymodocea nodosa* (Figure 16).

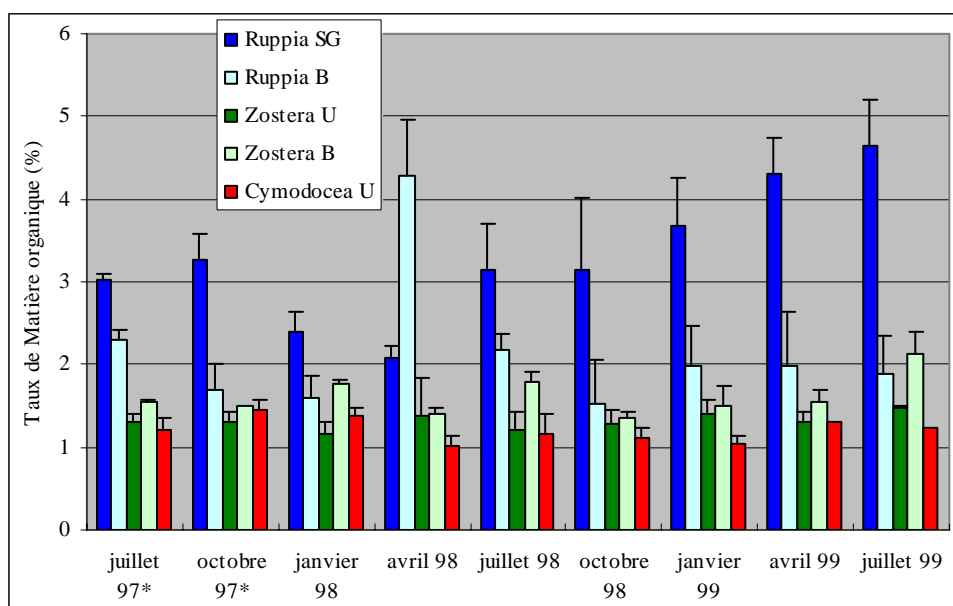


Figure 16 : Taux de matière organique du sédiment (moyenne et intervalle de confiance à 95%) au niveau des trois types d'herbiers, en fonction du site et de la saison. Ruppia SG : *Ruppia* sp à Santa Giulia ; Ruppia B : *Ruppia* sp. A Biguglia ; Zostera U : *Zostera noltii* à Urbino ; Zostera B : *Zostera noltii* à Biguglia et Cymodocea U : *Cymodocea nodosa* à Urbino. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

L'analyse statistique des résultats montre que, d'une manière générale, le taux de matière organique est plus faible à Urbino, intermédiaire à Biguglia et plus élevé à Santa Giulia (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$).

Aucune corrélation entre le taux de matière organique et la biomasse totale ou la biomasse endogée n'ont pu être mises en évidence et cela quelle que soit l'espèce testée.

Par contre, une corrélation significative entre le taux de matière organique et la biomasse épigée est enregistrée chez *Zostera noltii* à Biguglia ($r= 0.44$, $y = 43.52 x -34.08$). De même, il existe une relation entre le taux de matière organique du sédiment et la densité de *Ruppia* sp., pour les deux sites ($y = 1612.52 x + 1863.22$, $r=0.52$ pour Biguglia et $y = - 2314.24 x + 16721.9$, $r=-0.54$ pour Santa Giulia).

La relation entre le taux de matière organique et la nature des herbiers (espèces, densité, biomasse) n'a été que peu étudiée. Laugier (1998) note, chez *Zostera noltii*, une corrélation positive significative entre la biomasse épigée et le taux de matière organique ainsi qu'une absence de corrélation entre la biomasse totale et le taux de matière organique.

On note des variations de la teneur en matière organique du sédiment en fonction de la période de prélèvements et ce pour les trois espèces étudiées. Seuls les résultats observés au niveau des herbiers à *Zostera noltii*, à Urbino, sont stables sur l'ensemble de la période d'étude (Test de Kruskal Wallis, $p>0.05$). A Santa Giulia, la teneur en matière organique augmente significativement tout au long de l'étude (test NKS, $p<0.05$), ce qui pourrait être dû à la fermeture du grau.

2.5 Concentration en mercure

L'analyse des teneurs en mercure donne des valeurs moyennes comprises entre 100.1 et 148.5 ng.g^{-1} PS pour *Ruppia* sp., 59.5 – 86.9 ng.g^{-1} PS pour *Zostera noltii* et 66.5 - 76.1 ng.g^{-1} PS pour *Cymodocea nodosa* (Figure 17).

Sur l'ensemble de la période étudiée, les concentrations moyennes en mercure sont de 125.0 ng.g^{-1} PS pour *Ruppia* sp., 74.9 ng.g^{-1} PS pour *Zostera noltii* et 73.2 ng.g^{-1} PS pour *Cymodocea nodosa*. On a donc une accumulation significativement plus importante par *Ruppia* sp. que par les deux autres espèces, et ce, quel que soit le site considéré (test de Kruskal-Wallis, $p<0.05$).

Ces teneurs correspondent aux concentrations rapportées dans la littérature pour des sites peu anthropisés, tout au moins pour *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii* (Tableau X). En ce qui concerne *Ruppia* sp. les données sont identiques à celles mesurées au niveau de l'étang de Berre, qui est un site considéré comme fortement anthropisé.

Par contre, pour une espèce donnée aucune différence significative n'est observée, dans la teneur en mercure, en fonction du site de prélèvement. (test de Kruskal-Wallis, $p>0.05$).

L'étude de la concentration en mercure en fonction de la période de prélèvements montre une tendance saisonnière, avec des valeurs minimales en avril et maximales en janvier, pour *Zostera noltii*, et *Cymodocea nodosa*, à Urbino. A l'inverse, cette tendance ne se retrouve pas au niveau de l'étang de Biguglia, quelle que soit l'espèce prise en compte. Cette variabilité saisonnière des concentrations métalliques est rapportée chez *Cymodocea nodosa*, pour d'autres éléments métalliques (Pergent-Martini & Pergent, sous-pressé).

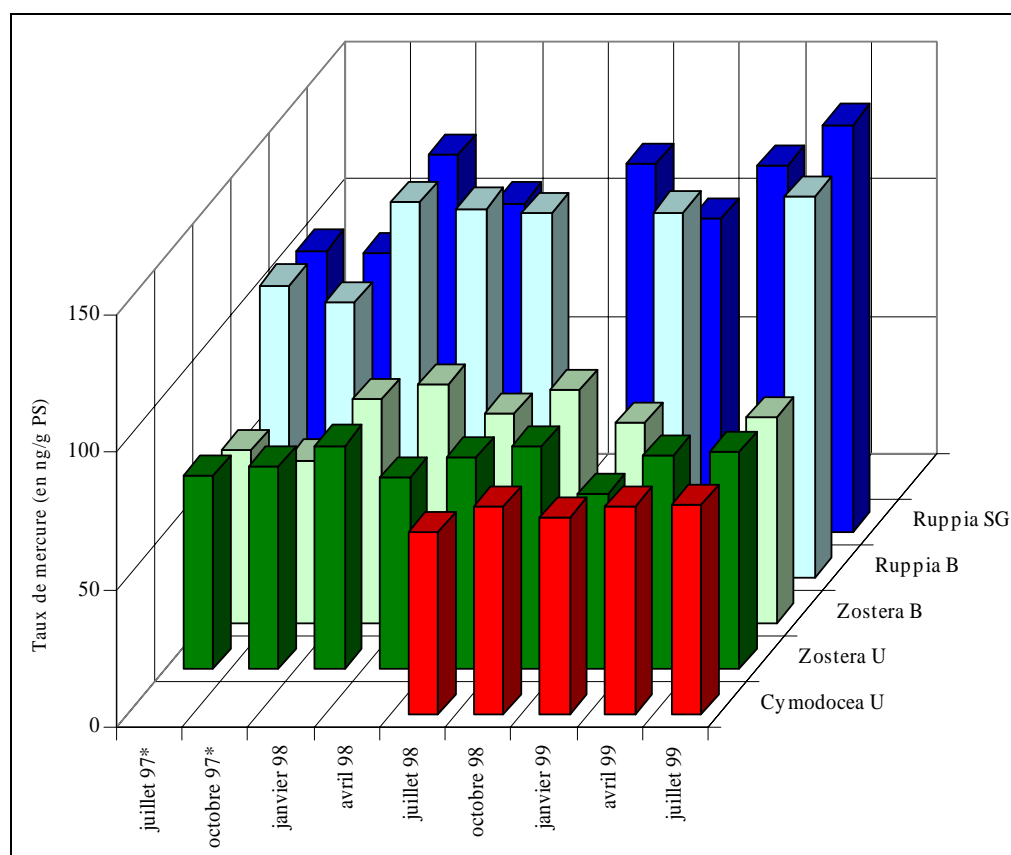


Figure 17 : Concentrations en mercure en ng/g de poids sec des feuilles de trois phanérogames, en fonction du site et de la saison. *Zostera U* : *Zostera noltii* à Urbino ; *Zostera B* : *Zostera noltii* à Biguglia et *Cymodocea U* : *Cymodocea nodosa* à Urbino ; *Ruppia B* : *Ruppia sp.* à Biguglia ; *Ruppia SG* : *Ruppia sp.* à Santa Giulia. * : données issues d'Agostini *et al.* (1997).

Tableau X : Taux de mercure chez *Ruppia sp.*, *Zostera noltii*, et *Cymodocea nodosa* en fonction du site.

Site	Nature du site	Concentration Hg (ng.g ⁻¹ PS)	Référence
<i>Ruppia sp.</i>			
Berre (BdR) France	Fortement Anthropisé	100 -170	Augier <i>et al.</i> , 1980
<i>Zostera noltii</i>			
Port Cros (Var) France	Peu Anthropisé	90	Augier <i>et al.</i> , 1976
Fos (BdR) France	Fortement Anthropisé	250	Augier <i>et al.</i> , 1978
<i>Cymodocea nodosa</i>			
Port Cros (Var) France	Peu Anthropisé	100	Augier <i>et al.</i> , 1976,1978
Alicante - Espagne	Peu Anthropisé	60 - 70	Sanchiz <i>et al.</i> , 1990

CONCLUSION

Dans le cadre du Programme de "Mise en valeur des Lagunes Méditerranéennes (PNOC II), un système de surveillance a été mis en place au niveau de trois lagunes du littoral corse, caractérisées par des conditions physico-chimiques et biologiques différentes : l'étang de Biguglia, l'étang d'Urbino et l'étang de Santa-Giulia. Dans le cadre de cette surveillance, menée durant deux années (de juillet 1997 à juillet 1999), trois espèces de phanérogames ont été plus particulièrement prises en compte : *Ruppia* sp., *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*.

L'analyse des résultats, obtenus au cours de cette période de suivi, tant au niveau des structures mises en places (balisage et transects permanents) que de l'analyse des paramètres phénologiques (densité, biométrie) permet d'appréhender, pour la première fois, l'état de ces herbiers et leur évolution saisonnière.

Les herbiers à *Ruppia* sp. sont essentiellement présents au niveau de l'étang de Biguglia et de l'étang de Santa Giulia. Ils se développent sur des sédiments, riches en matière organique. Leur répartition s'est révélée très variable d'une saison à l'autre avec, notamment à Biguglia, une quasi-disparition de ces formations d'avril à octobre 1998, puis une recolonisation à partir d'avril 1999 (Tableau 11), au niveau des structures permanentes. L'analyse des différents paramètres montre que la densité varie de manière importante, surtout au niveau de l'étang de Santa Giulia où l'on constate une diminution globale de ce paramètre à partir de juillet 1998 et jusqu'à la fin de la période d'étude. La biomasse totale des herbiers à *Ruppia* sp. dans les deux lagunes semble assez faible. Il semble que les herbiers à *Ruppia* sp. soient particulièrement sensibles aux changements environnementaux (e.g. apports en sels nutritifs) mais sont capables de se régénérer rapidement lorsque les conditions du milieu leurs sont favorables. Les mesures de concentrations en mercure montrent que cette espèce possède une capacité importante d'accumulation vis à vis de ce xénobiotique.

Tableau 11 : Evolution des différents paramètres étudiés chez *Ruppia* sp. au cours des deux années d'étude et dans les deux sites. → : stabilité, ↗ : augmentation, ↘ : diminution.

Etang de Santa Giulia									
	Jul. 97	Oct. 97	Janv. 98	Avr. 98	Jul. 98	Oct. 98	Janv. 99	Avr. 99	Jul. 99
Evolution des peuplements	Ref.	→	-	→	→	-	→	→	↘
Densité	Ref.	→	→	↗	↘	→	↘	→	↗
Biomasse endogée	-	↘	↘	→	↘	→	→	→	↗
épigée	-	↘	↘	→	↘	↗	→	→	↗
Teneur en matière organique	Elevée	→	↘	↘	↗	↗	↗	↗	↗
Teneur en Mercure	Elevée	→	→	→	→	→	→	→	→
Etang de Biguglia									
	Jul. 97	Oct. 97	Janv. 98	Avr. 98	Jul. 98	Oct. 98	Janv. 99	Avr. 99	Jul. 99
Evolution des peuplements	Ref.	→	-	↘	↘	↘	-	↗	-
Densité	Ref.	→	↗	→	↘	→	→	→	→
Biomasse endogée	-	↘	↘	↗	↗	→	↘	→	↗
épigée	-	↘	↘	↗	↗	↘	↘	↗	↗
Teneur en Matière organique	Moyen	→	→	→	→	→	→	→	→
Teneur en Mercure	Elevée	→	→	→	→	→	→	→	→

Les herbiers à *Zostera noltii* sont faiblement représentés, mais se rencontrent aussi bien au niveau de l'étang de Biguglia et de l'étang d'Urbino. L'herbier de l'étang de Biguglia occupait, dès 1997, une surface extrêmement réduite, à proximité du grau. Au niveau de l'étang d'Urbino, cette formation était essentiellement localisée, à faible profondeur (jusqu'à 0.4m de profondeur), dans la partie Nord-Est de l'étang, à proximité du grau. Au cours de la période d'étude, on note un recul significatif de la limite de l'herbier au niveau de l'étang de Biguglia et la quasi-disparition de cette formation, au niveau de l'étang d'Urbino (Tableau 12). Les paramètres phénologiques confirment cette diminution de la vitalité des herbiers à *Zostera noltii*, en particulier (i) au niveau de la biomasse épigée, qui est assez faible, (ii) de la densité ainsi que de la longueur des feuilles qui diminuent de 1998 à 1999. La contamination par le mercure semble faible, chez cette espèce et les teneurs relevées sont comparables dans les deux étangs étudiés. Les conditions environnementales, présentes dans les deux étangs ne semblent pas être des conditions optimales au développement des herbiers monospécifiques à *Zostera noltii*. (précaire) Compte tenu de leur faible répartition dans les lagunes, ils sont donc à surveiller particulièrement.

Tableau 12 : Evolution des différents paramètres étudiés chez *Zostera noltii* au cours des deux années d'étude et dans les deux sites. → : stabilité, ↗ : augmentation, ↘ : diminution.

Etang de Biguglia									
	Juil. 97	Oct. 97	Janv. 98	Avr. 98	Juil. 98	Oct. 98	Janv. 99	Avr. 99	Juil. 99
Evolution des peuplements	Ref.	→	-	↘	↘	↘	-	↗	-
Densité	Normale	→	↗	↗	↘	→	↘	→	→
Biomasse endogée épigée	Elevée Faible	→ ↘	→ →	→ →	→ ↗	→ ↘	→ →	→ →	→ ↗
Phénologie :									
Longueur des feuilles	Normale	↘	→	↘	↗	↘	→	↘	↗
Nombre de feuille	Normale	→	→	→	→	→	→	→	→
Coefficient A	-	→	→	→	→	→	→	→	→
LAI	Elevé	→	→	↘	↗	→	→	↘	↗
Teneur en Matière organique	Moyen	→	→	→	↗	↘	→	→	↗
Teneur en Mercure	Faible	→	→	→	→	→	→	→	→
Etang d'Urbino									
	Juil. 97	Oct. 97	Janv. 98	Avr. 98	Juil. 98	Oct. 98	Janv. 99	Avr. 99	Juil. 99
Evolution des peuplements	Ref.	→	-	→	→	↘	-	↗	↘
Densité	Normale	→	↗	↗	↘	→	→	→	→
Biomasse endogée épigée	Elevée Faible	→ ↘	→ →	→ ↗	→ ↗	→ ↘	→ →	→ →	→ ↗
Phénologie :									
Longueur des feuilles	Normale	↘	→	↘	↗	↘	→	↘	↗
Nombre de feuille	Normale	→	→	→	→	→	→	→	→
Coefficient A	-	→	→	→	→	→	→	→	→
LAI	Elevé	↘	→	↘	↗	↘	→	↘	↗
Teneur en Matière organique	Faible	→	→	→	→	→	→	→	→
Teneur en Mercure	Faible	→	→	→	→	→	→	→	→

En ce qui concerne les herbiers à *Cymodocea nodosa*, ils sont uniquement présents au niveau de l'étang d'Urbino, où ils constituent de vastes formations. Leur répartition semble stable et les différents paramètres étudiés ne présentent que de faibles variations saisonnières et en accord avec la biologie de cette espèce (Tableau 13). La biomasse et les densités sont constantes et ce dernier paramètre présente des valeurs élevées par rapport aux données

rapportées dans la littérature. La contamination par le mercure reste faible et comparable à celle observée dans des milieux peu anthropisés.

Tableau 13 : Evolution des différents paramètres étudiés chez *Cymodocea nodosa* au cours des deux années d'étude. → : stabilité, ↗ : augmentation, ↘ : diminution.

Etang d'Urbino									
	Juil. 97	Oct. 97	Janv. 98	Avr. 98	Juil. 98	Oct. 98	Janv. 99	Avr. 99	Juil. 99
Evolution des peuplements	Ref.	→	-	→	→	→	-	→	→
Densité	Normale	→	→	→	→	→	→	↗	↘
Biomasse endogée épigée	Normale	→	↘	→	↗	→	↘	→	↗
	Normale	↘	↘	↗	↗	↘	↘	↗	↗
Phénologie :	Longueur des feuilles	Normale	↘	↗	↗	→	↘	↗	↗
	Nombre de feuille	Elevé	→	→	→	→	→	→	→
	Coefficient A	Elevé	→	↗	↘	→	↗	↘	→
	LAI	Elevé	→	→	↘	↗	→	↘	↗
Teneur en Matière organique	Faible	→	→	→	→	→	→	→	→
Teneur en Mercure	Faible	→	→	→	→	→	→	→	→

L'ensemble des observations confirme l'importante variabilité temporelle des peuplements à macrophytes dans les étangs côtiers méditerranéenne particulièrement dans les lagunes de faible profondeur où le bassin versant présente une anthropisation importante comme Biguglia. Le suivi de ces différents paramètres, à plus long terme, 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.
- Agostini S., Pergent G., Capiomont A., Pergent-Martini C., 1997. Les étangs de Corse, état de référence 1997. Contrat Eq.E.L. - Université de Corse/office de l'Environnement de la Corse & Ifremer : 34p.
- Ben Alaya H., 1972. Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le Golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2 (3) : 331-416.
- 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.
- Casabianca M.L. De, Laugier T., Collart D., 1997. Impact of shellfish farming eutrophication on benthic macrophyte communities in the Thau lagoon, France. *Aquaculture International*, 5 : 301-314.
- 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.
- 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.
- Chassany de Casabianca M.L., 1979. Dynamique pluriannuelle des macrophytes en milieu lagunaire. *Rapp. P.V. Réun. Comm. int. Explor. sci. mer Médit.*, 25/26 (3) : 175-176.
- Coffaro G., Bocci M., 1997. Resources competition between *Ulva rigida* and *Zostera marina*: a quantitative approach applied to the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 102(1) : 81-95.
- 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.
- Connolly R.M., Butler A.J., 1996. The effects of altering seagrass canopy height on small, motile invertebrates of shallow Mediterranean embayments. *Marine Ecology PSZNI*, 17(4) : 637-652.
- Corre J., 1970. La méthode des transects dans l'étude de la végétation littorale. *Bull. Acad. Soc., lorr. Sci.*, 9(1) : 59-79.
- 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, 1994. Suffocation of a littoral *Zostera* bed by enteromorpha radiata. *Aquat. Bot.*, 47 : 21-28.
- 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.
- Laugier T., Rigollet V., deCasabianca M.L., 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z.noltii* Hornem., in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*, 63(1) : 51-69.
- 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.
- 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.
- McRoy C.P., Helfferich 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* ». Pesson éd., Gauthier-Villars, Paris, 225-242.
- Orth R.J., Moore K.A., 1983. Submersed vascular plants : techniques for analyzing their distribution and abundance. *Mar. technol. Soc. J.*, 17(2) : 38-52.
- 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., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1999. Les étangs de Corse - mise en place d'un système de surveillance des phanérogames aquatiques. Contrat Eq.E.L. - Université de Corse & IFREMER : 1-32.
- Pergent-Martini C., Pergent G., sous-presse. Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : an example from the Mediterranean. *Int. J. Environment Pollution*.
- 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.
- Philippart C.J.M., 1995. Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the Dutch Wadden Sea. *Netherland Journal Sea Research.*, 33(2) : 205-218.
- 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-Carrillo 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.
- Reyes J., Sanson M., Afonso-Carrillo J., 1995b. Distribution and Reproductive Phenology of the Seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary-Islands. *Aquatic Botany*, 50(2) : 171-180.
- 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.
- Riouall R., 1972. *Contribution à l'étude de la flore des étangs de Berre et de Vaine (Bouches-du-Rhône)*. Thèse de 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II : 1-528.
- Sacchi C., 1985. Le sel de La Palice : réflexion sur le paralin méditerranéen. *Mem. Biologia marina e di Oceanografia*, 15 : 71-89.
- 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.
- 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.
- SOMIVAC, CTGREF, 1979. Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana et Urbino. Rapp. SOMIVAC & C.T.G.R.E.F., Mission Interministérielle pour la Protection de l'aménagement de l'espace Naturel Méditerranéen : 1-59 + annexes.
- 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.
- Van Lent F., Nienhuis P.H., Verschuure J.M., 1991. Production and biomass of seagrasses *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascher. At the Banc d'Arguin (Mauritania, NW) : a preliminary approach. *Aquatic Botany* : 41 : 353-367.
- Verlaque M., 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lmk.) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles, Boudouresque C.F. édité., GIS Posidonie publ., Marseille : 5-36.
- Vermaat J.E., Verhagen F.C.A., 1996. Seasonal variation in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. : Coupling demographic and physiological patterns. *Aquatic Botany* : 52 : 259-281.
- Vermaat, J.E., Hootsmans, M.J.M., Nienhuis, P.H., 1987. Seasonal dynamics and leaf growth of *Zostera noltii* Hornem., a perennial intertidal seagrass. *Aquatic Botany*, 28 : 287-299.

ANNEXES

Peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect permanent de Biguglia

Distance (en mètre)	Prof. (en mètre)	Peuplements et types de fonds
Juillet 1997 (Pergent-Martini <i>et al.</i> 1999)		
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 continu 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 continu à <i>Ruppia sp.</i>
Avril 1998		
0.0 à 0.8	0.5	Vase avec débris coquilliers
0.8 à 20.0	1.1	Herbier épiphyté à <i>Ruppia sp.</i> assez continu
20.0 à 30.0	1.4	Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i> accompagné d' <i>Ulva sp.</i> et de <i>Chaetomorpha sp.</i>
30.0 à 35.8	1.4	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> accompagné d' <i>Ulva sp.</i> et de <i>Chaetomorpha sp.</i> fond très vaseux
35.8 à 40.0	1.5	Vase avec débris coquilliers
40-48.1		Vase
48.1 à 60.0	1.6	Quelques touffes de <i>Ruppia sp.</i> ensevelies sous des dépôts d' <i>Ulva sp.</i>
60.0 à 76.5	1.4	<i>Ruppia sp.</i> en décomposition, dépôt d' <i>Ulva sp.</i> et de <i>Chaetomorpha sp.</i>
76.5 à 100.0	1.6	Rhizomes de <i>Ruppia sp.</i> sans feuilles sur fond vaseux
Juillet 1998		
0.0 à 5.0	0.8	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i>
5.0 à 18.0	1.2	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> avec dépôt d' <i>Ulva sp.</i> flottantes
18.0 à 27.9	1.2	Herbier très clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> avec dépôt importants d' <i>Ulva sp.</i>
27.9 à 32.0	1.2	Tapis d'Ulves en cours de décomposition
32.0 à 33.0	1.3	Vase avec débris coquilliers
33.0 à 35.0	1.3	Vase avec quelques touffes d' <i>Ulva sp.</i>
35.0 à 38.0	1.3	Tapis d'Ulves
38.0 à 49.0	1.4	Ulves éparses sur vase
49.0 à 62.0	1.5	Vase très fine tapis d'Ulve très épais (10 à 20 cm)
62.0 à 92.0	1.5	Fond vaseux avec taches de débris coquilliers
92.0 à 100.0	1.6	Quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i> sur vase
Octobre 1988		
0.0 à 5.4	0.8	Fond sablo-vaseux avec débris coquilliers et quelques touffes de <i>Ruppia sp.</i> éparses et très courtes (3-4 cm)
5.4 à 30.0	1.2	Fond vaseux avec débris coquilliers et quelques <i>Ruppia sp.</i>
30.0 à 40.0	1.2	Vase avec touffes de <i>Ruppia sp.</i> déracinées en décomposition
40.0 à 50.0	1.4	Fond vaseux avec débris coquilliers et quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i> et touffes de chlorophycées filamenteuses en décomposition.
50.0 à 63.0	1.5	Fond vaseux avec débris coquilliers et quelques <i>Ruppia sp.</i>
63.0 à 68.0	1.5	Vase quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i> et touffes de chlorophycées filamenteuses en décomposition.
68.0 à 77.0	1.5	Vase nue
77.0 à 100.0	1.6	Fond vaseux avec débris coquilliers
Avril 1999		
0-44	0.5	Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i>
44-47	1.4	Fond vaseux avec débris coquilliers
47-100		Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i>

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
Juillet 1997		
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 continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
10.0 à 20.0	0.9	Herbier continu et dense 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>Gracilaria sp.</i>
81.3 à 86.0	4.7	Herbier dense à <i>Gracilaria sp.</i>
86.0 à 88.9	4.9	Touffes isolées de <i>Gracilaria sp.</i>
88.9 à 100.0	5.5	Vase
Avril 1998		
0.0 à 1.7	0.3	Sable vaseux
1.7 à 15	0.4	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> sur fond vaseux avec présence importante d'épiphytes filamenteuses, de nombreuses jeunes moules et de petits gastéropodes
15.0 à 30.0	0.9	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> toujours épihytés sur fond coquillier présence de quelques échinodermes (holoturies, oursins).
30.0 à 57.0	0.9	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
57.0 à 70.0	3.8	Herbier clairsemé à <i>Cymodocea nodosa</i>
70.0 à 80.0	4.5	Herbier clairsemé à <i>Cymodocea nodosa</i> associée à des <i>Gracilaria dura</i>
80.0 à 87.5	4.8	Augmentation progressive des <i>Gracilaria dura</i>
87.5 à 100.0	5.5	Disparition complète des <i>Cymodocea nodosa</i> , Tapis continu de <i>Gracilaria dura</i> .
Juillet 1998		
0.0 à 20.0	1.0	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> sur la gauche présence de <i>Ruppia sp.</i> , présence de nombreuses anémones sur les cymodocées.
20.0 à 40.0	1.5	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> touffes d'algues vertes filamenteuses flottantes.
40.0 à 74.6	3.7	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> touffes d'algues vertes filamenteuses flottantes.
74.6.0 à 76.5	3.8	Tache de vase nue
76.5 à 78.0	3.9	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
78.0 à 80.2	4.0	Tache de vase nue
80.2 à 82.0	4.1	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
82.0 à 82.9	4.1	Tache de <i>Gracilaria dura</i> dans un herbier à <i>Cymodocea nodosa</i>
82.9 à 89.4	4.8	Mélange de quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> dans une formation à <i>Gracilaria dura</i>
89.4 à 100.0	5.5	Disparition de <i>Cymodocea nodosa</i> , Tapis continu à <i>Gracilaria dura</i>
Octobre 1998		
0.0 à 10.0	0.7	Sédiment vaseux , avec herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> présence de beaucoup d'anémones sur les feuilles, nombreuses chlorophytes filamenteuses en épaves flottant sur l'herbier.
10.0 à 40.0	1.5	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i> , nombreuses touffes de chlorophytes filamenteuses
40.0 à 70.0	3.5	Herbier à <i>Cymodocea nodosa</i> recouvert d'un tapis de chlorophytes filamenteuses flottantes, les feuilles de l'herbier sont à peine visibles.
70.0 à 80.0	4.0	Herbier assez continu à <i>Cymodocea nodosa</i> . Beaucoup moins d'algues

		présentes, les feuilles des cymodocées sont libres ; fond vaseux visible.
80.0 à 84.0	4.5	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
84.0 à 88.0	4.9	Nombreuses <i>Gracilaria</i> avec quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i>
88.0 à 100.0	5.5	Disparition des <i>Cymodocea nodosa</i> présence de <i>Gracilaria dura</i> en touffe sur fond vaseux
Avril 1999		
0.0 à 1.6	0.3	Vase
1.6 à 24.5	1.0	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes filamenteuses très denses
24.5 à 37.1	1.4	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes filamenteuses très denses
37.1 à 38.8	1.4	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes filamenteuses moins denses
38.8 à 70.4	3.6	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes filamenteuses très denses
70.4 à 78.1	3.8	Tache de vase avec quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i>
78.1 à 79.8	3.9	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
79.8 à 80.7	1.5	Herbier continu <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
80.7 à 81.3	4.2	Tache de vase avec quelques faisceaux de à <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
81.3 à 82.0	4.2	Herbier à <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
82.0 à 82.4	3.9	Tache de vase avec quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
82.4 à 85.1	4.2	Herbier continu <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
85.1 à 85.90		Tache de vase
85.9 à 88.60	4.9	<i>Gracilaria dura</i> avec quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
88.6 à 89.0	4.9	Tache de vase
89.0 à 91.0	5.1	<i>Gracilaria dura</i> avec quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> épiphytées
91.0 à 100.0	5.5	Tapis continu de <i>Gracilaria dura</i>
Juillet 1999		
0.0 à 40.0	1.0	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> présence de nombreuses anémones sur les cymodocées et touffes d'algues vertes filamenteuses flottantes. .
40.0 à 78.5	3.7	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes filamenteuses
78.0 à 79.4	4.0	Tache de vase nue
79.4 à 84.0	4.1	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec épiphytes
84.0 à 89.7	4.7	Mélange de quelques faisceaux de <i>Cymodocea nodosa</i> dans une formation à <i>Gracilaria dura</i>
89.7 à 100.0	5.5	Tapis continu à <i>Gracilaria dura</i>

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

Distance (en mètre)	Prof. (en mètre)	Peuplements et types de fonds
Juillet 1997 (Pergent-Martini et al., 1999)		
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 continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i>
20.0 à 30.0	0.8	Herbier continu 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 continu 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 continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i>
60.0 à 70.0	1.2	Herbier continu 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>
Avril 1998		
0.0 à 1.3	0.0	Sable exondé
1.3 à 4.7	0.3	Sable
4.7 à 4.8	0.3	Herbier à <i>Zostera noltii</i>
4.8 à 6.0	0.5	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i>
6.0 à 9.4	0.6	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
9.4 à 20.0	0.7	Herbier mixte continu à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
20.0 à 21.0	0.7	Herbier moins continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i>
21.0 à 27.0	0.8	Herbier mixte continu à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i>
27.0 à 100.0	1.3	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
Juillet 1998		
0.0 à 0.3	0.0	Sable
0.3 à 1.3	0.1	Petits galets sur Sable
1.3 à 2.0	0.2	Sable
2.0 à 4.5	0.3	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Zostera noltii</i>
4.5 à 6.5	0.3	Herbier à <i>Zostera noltii</i>
6.5 à 19.0	0.6	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
19.0 à 22.1	0.7	Herbier moins continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
22.1 à 50.0	0.9	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
50.0 à 60.0	1.0	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
60.0 à 85.6	1.3	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec présence d'algues filamenteuses (type Chaetomorpha)
85.6 à 100.0	1.4	Herbier dense et continu à <i>Cymodocea nodosa</i>

Octobre 1998		
0.0 à 1.0	0.0	Sable exondé
1.0 à 2.2	0.1	Sable nu
2.2 à 3.7	0.2	Faisceaux isolés de <i>Cymodocea nodosa</i> sur sable
3.7 à 16.0	0.7	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
16.0 à 24.8	0.7	Herbier à <i>Cymodocea nodosa</i> avec litière
24.8 à 40.0	0.7	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia sp.</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
40.0 à 54.0	1.0	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> , et <i>Ruppia sp.</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i> <i>Ruppia sp</i> très nombreuses vers 50 m
54.0 à 84.0	1.3	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> présence de nombreux oursins entre 60 et 70 m
84.0 à 100.0	1.4	Herbier continu et dense à <i>Cymodocea nodosa</i>
Avril 1999		
0.0 à 2.1	0.2	Sable exondé
2.1 à 3.7	0.3	Sable nu
3.7 à 8.7	0.5	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> , avec dominance de <i>Zostera noltii</i>
8.7 à 18.4	0.7	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
18.4 à 19.0	0.7	Herbier à <i>Cymodocea nodosa</i>
19.0 à 50.5	0.9	Herbier mixte continu à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i> avec présence de quelques faisceaux de <i>Ruppia sp.</i>
50.5 à 55	0.9	Herbier mixte continu à <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera noltii</i> avec presque que des <i>Cymodocea nodosa</i> , présence de très peu de faisceaux de <i>Ruppia sp.</i>
55.0 à 62.0	1.1	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
62.0 à 67.0	1.1	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i> avec quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i>
67.0 à 100	1.4	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
Juillet 1999		
0.0 à 1.5	0.1	Sable nu
1.5 à 30	0.8	Herbier mixte à <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia sp.</i> avec dominance de <i>Cymodocea nodosa</i>
30 à 91	1.3	Herbier continu à <i>Cymodocea nodosa</i>
91 à 95		Herbier clairsemé à <i>Cymodocea nodosa</i>
95 à 97		Limite de l'herbier à <i>Cymodocea nodosa</i> avec présence d'un front d'oursins <i>Paracentrotus lividus</i>
97 à 100	1.5	Fond de sable avec présence de nombreux <i>Paracentrotus lividus</i>

Peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect de Santa Giulia Juillet 1997.

Distance (en mètre)	Profondeur (en mètre)	Peuplements et types de fonds
Juillet 1997 (Pergent-Martini <i>et al.</i>, 1999)		
0.0 à 5.0	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 continu à <i>Ruppia sp.</i>
83.2 à 100	1.2	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
Avril 1998		
0.0 à 1.0	0.4	Vase
1.0 à 40.0		Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
40.0-100.0	0.8	Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i>
Juillet 1998		
		Disparition des repères fixes et remise en place
0.0 à 3.0	0.1	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
3.0 à 37.0	0.3	Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i>
37.0 à 65.0	0.5	Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
65.0 à 100.0	0.7	Herbier continu à <i>Ruppia sp.</i>
Octobre 1998		
		Disparition des repères fixes du transect
Janvier 1999		
		Remise en place du transect
0.0 à 5	0.1	Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase et débris coquilliers, avec amas de feuilles mortes
5.0 à 35	0.2	Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase et débris coquilliers.
35 à 56	0.3	Herbier continu à <i>Ruppia spiralis</i>
56 à 60	0.3	Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i>
60 à 63	0.5	Vase nue
63 à 100	0.8	Herbier continu à <i>Ruppia spiralis</i> couvert de feuilles mortes et d'algues filamenteuses
Avril 1999		
0.0 à 14.0	0.2	Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
14 à 22		Herbier continu à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
22 à 32		Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
32 à 53	0.5	Herbier très dense à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
53 à 60		Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
60 à 62	0.8	Herbier continu à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
62 à 70		Herbier clairsemé à <i>Ruppia spiralis</i> sur vase
70 à 100	1.0	Herbier très dense à <i>Ruppia spiralis</i>
Juillet 1999		
0.0 à 5.0		Sédiment sec
5.0 à 12		Sédiment gorgé d'eau et de sel avec quelques <i>Ruppia sp.</i>
12 à 20	0.1	Sédiment vaseux avec <i>Ruppia sp.</i> avec algues mousseuses
20 à 24		Algues filamenteuses
24 à 68		Herbier clairsemé à <i>Ruppia sp.</i> sur vase
68 à 100	0.15	Herbier moyennement. Continu à <i>Ruppia sp.</i>