

Analyse biologique spatiale des étangs d'Urbino et de Palo



Rapport final

Novembre
2011



CONSEIL GÉNÉRAL
www.haute-corse.fr

Analyse biologique spatiale des étangs d'Urbino et de Palo : rapport final

- Novembre 2011 -

Etude commandée et financée par
Conseil Général de la Haute-Corse
Rond point du Maréchal Leclerc
20405 Bastia
Cedex 9

Réalisation de l'étude

Université de Corse - Pasquale Paoli
UMR CNRS 6134 Sciences Pour l'Environnement (SPE)
Campus Grimaldi
BP 52
20250 Corte

Responsable scientifique de l'étude

Vanina Pasqualini - Professeur, Université de Corse

Participants

Vanina Pasqualini – Professeur, Université de Corse
Marie Garrido – Doctorante, Université de Corse

Avec la collaboration

Agents du Conseil Général de la Haute-Corse
Céline Lafabrie – Docteur, Université de Corse
Guillaume Deliège – Technicien, CNRS

Crédit Photographique

Conseil Général de la Haute-Corse

Ce document doit être cité sous la forme :

Garrido M. & Pasqualini V., 2011. Analyse biologique spatiale des étangs d'Urbino et de Palo : rapport final. Contrat Conseil général de la Haute-Corse et Université de Corse / UMR CNRS 6134 SPE, Corte, 51 p.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier :

- les agents de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia (Conseil Général de la Haute-Corse) et notamment Jean-Louis Angelini et Paul Poli pour leur aide dans le cadre des missions de terrain.
- Céline Lafabrie et Guillaume Deliège de l'Université de Corse pour leur participation aux missions de terrain.
- les pêcheurs des étangs d'Urbino et de Palo pour leur accueil chaleureux sur site.

SOMMAIRE

I. Contexte et objectifs de l'étude	6
II. Présentation des sites d'étude	8
II.1. Etang d'Urbino	8
II.2. Etang de Palo	11
III. Recueil des données bibliographiques existantes concernant la cartographie des peuplements et types de fonds	15
III.1. Etang d'Urbino	15
III.2. Etang de Palo	18
IV. Cartographies actuelles et évolution des principaux peuplements et types de fonds	19
IV. 1. Matériel et méthodes	19
IV.1.1. Mesures <i>in situ</i>	19
IV.1.2. Traitements des photographies aériennes et des images	20
IV.2. Etang d'Urbino	21
IV.2.1. Peuplements, types de fonds et ressources naturelles associées	21
IV.2.2. Cartographie et évolution	27
IV.3. Etang de Palo	33
IV.3.1. Peuplements, types de fonds et ressources naturelles associées	33
IV.3.2. Cartographie et évolution	37
V. Paramètres physiques de l'eau et communautés phytoplanctoniques	39
V.1. Matériel et méthodes	39
V.2. Etang d'Urbino	39
V.3. Etang de Palo	44
VI. Conclusions	47
VII. Références bibliographiques	49

I. Contexte et objectifs de l'étude

La volonté de la collectivité départementale à s'inscrire dans un programme opérationnel transfrontalier a permis l'engagement du Conseil Général de la Haute-Corse, en tant que partenaire, dans le Programme de Coopération transfrontalière entre l'Italie et la France « Maritime », dont le chef de file est la région Sardaigne. Ce programme vise à évaluer l'impact des activités anthropiques sur la qualité environnementale, la biodiversité et le fonctionnement des zones humides et à terme permettra de rendre compatible l'activité anthropique et la protection des milieux naturels. C'est à travers le programme ZOUMGEST « *ZOne UMide : sistemi GESTionali per integrare le attività antropiche e la tutela della natura* » ou « *Zones humides : Systèmes de gestion visant à intégrer les activités anthropiques dans la sauvegarde de la nature* » que cette évaluation est rendue possible. Dans le cadre de ce programme, le Conseil Général de la Haute-Corse a souhaité améliorer l'état des connaissances des différents milieux lagunaires de Corse, en faisant appel aux laboratoires de recherches de l'Université de Corse.

La présente collaboration de recherche entre l'Université de Corse (UMR CNRS 6134 Sciences Pour l'Environnement) et le Conseil Général de la Haute-Corse a pour objectif la réalisation d'une analyse biologique spatiale des étangs d'Urbino et de Palo en Corse (Figure 1) et plus particulièrement la cartographie des principaux peuplements et types de fonds, couplée à des observations concernant les ressources naturelles associées.

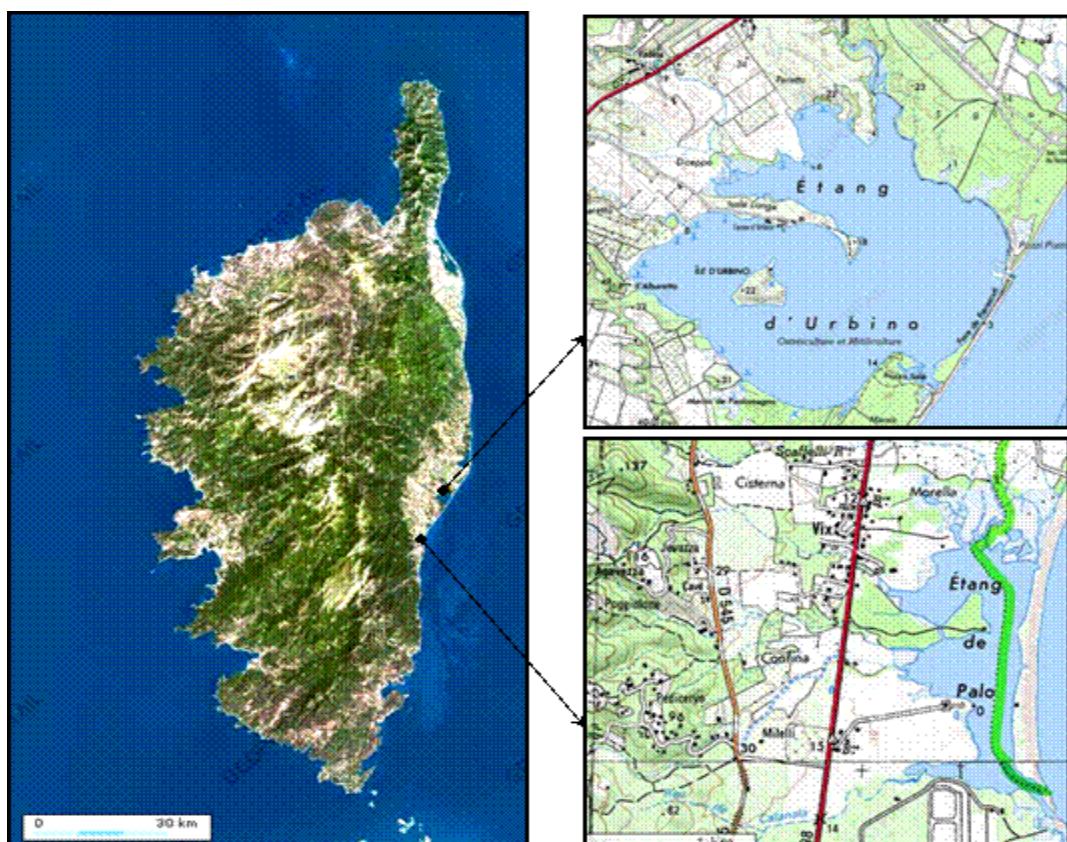


Figure 1 : localisation des étangs d'Urbino et de Palo en Corse
(Fonds de cartes : Geoportail et Top 25 IGN).

Les écosystèmes marins côtiers représentent près d'un tiers des richesses écologiques de notre biosphère. Les lagunes côtières font parties des zones les plus sensibles et les plus durement touchées par l'anthropisation. Les causes initiales de ces perturbations sont généralement plus ou moins bien identifiées : l'eutrophisation et les pollutions organiques à cause de l'agriculture et de l'urbanisation dans les bassins versants et en zones littorales, les installations portuaires, l'aquaculture, la turbidité et la sursédimentation (Giesen et al., 1990; Valiela et al., 1997; Bowen & Valiela, 2001; Cardoso et al., 2004). Ces plans d'eau littoraux sont caractérisés par la présence d'une communication avec la mer, plus ou moins permanente et dont les eaux saumâtres vont des eaux franchement marines, voire sursalées, aux eaux presque douces. L'importance de ces zones humides pour l'avenir de la planète est de plus en plus évidente. Quelle que soit leur typologie (e.g. lagunes côtières, marais salants, deltas), ces milieux sont caractérisés par une productivité et une diversité biologique exceptionnelle. Ainsi, ces écosystèmes d'interface ont des rôles écologiques et économiques majeurs (pêche, aquaculture, épuration), reconnus depuis longtemps et non négligeable pour les populations locales (Pearce & Crivelli, 1994). En effet, les lagunes méditerranéennes montrent de très fortes productions primaires et secondaires, qui rendent leur utilisation propice à la pêche et à l'aquaculture (Deslou-Paoli, 1997).

Les magnoliophytes aquatiques constituent une composante majeure des écosystèmes lagunaires (Sfriso et al., 2001, 2003; Duarte et al., 2002; Menéndez, 2002; Marzano et al., 2003; Plus et al., 2010). Ces plantes sont d'un intérêt particulier d'un point de vue écologique (Tamisier & Boudouresque, 1994) et économique (Pearce & Crivelli, 1994; Skinner & Zalewski, 1995). Elles contribuent également à l'équilibre sédimentaire (Skinner & Zalewski, 1995) et constituent un bioindicateur de qualité de l'eau (Meriaux & Wattez, 1980; Guilizzoni, 1991). Les herbiers de magnoliophytes sont en régression à travers le monde (Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Toutefois, la dynamique de ces magnoliophytes en réponse à des modifications du milieu (nouvelles perturbation et/ou amélioration de la qualité de l'eau) reste encore mal connue dans la plupart des milieux.

Une gestion efficace des milieux lagunaires passe nécessairement par l'établissement d'un état des connaissances concernant le milieu à gérer. A l'heure actuelle, il existe encore trop peu de données permettant d'aider les collectivités et les organismes en charge de la gestion de ces milieux. Dans le cadre d'une gestion durable et intégrée du littoral, il convient donc (i) de disposer d'inventaires avec la localisation des principaux peuplements et types de fonds (cartographies), (ii) de rassembler des informations sur les ressources naturelles associées présentes, (iii) mais également de comprendre le fonctionnement de ces écosystèmes face aux variables environnementales. Ces éléments visent à extraire des synthèses utiles à la prise de décision dans le cadre de la gestion.

Au cours de cette étude, nous réalisons une analyse spatiale biologique des étangs d'Urbino et de Palo avec :

- le recueil des données bibliographiques existantes concernant la description, la localisation et les reports cartographiques des principaux peuplements et types de fonds,
- la réalisation de la cartographie actuelle des principaux peuplements et types de fonds par traitement de photographies aériennes et l'observation des ressources naturelles associées,
- l'évolution de la répartition des peuplements et types de fonds par rapport aux données antérieures existantes,
- enfin, le relevé des paramètres physiques de l'eau et l'observation des communautés phytoplanctoniques.

II. Présentation des sites d'étude

II.1. Etang d'Urbino

Propriété du Conservatoire du littoral depuis 2007 et désigné site Ramsar depuis 2009, l'étang d'Urbino est classé ZNIEFF, ZICO et ZSP. Il est le deuxième plus grand et plus profond étang de Corse, avec une superficie de 790 hectares et une profondeur maximale de l'ordre de 9 m (Figure 2).





Figure 3 : photographie de l'île d'Urbino se situant dans le bassin sud de l'étang.

La communication avec la mer s'effectue actuellement par un grau situé au Nord-Est (Figure 4). Les apports en eau douce se font surtout sur le côté Nord-Ouest de l'étang par de petits ruisseaux, dont le plus important débouche au Nord de la presqu'île (voir synthèse Pergent-Martini et al., 1997). Le bassin versant est peu important (31 km^2) et son débit est estimé à $8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ (CTGREF, 1978; CEMAGREF, 1986). La principale caractéristique hydrologique de ce plan d'eau est sa faible alimentation en eau douce et son renouvellement très limité (57 mois). D'après Vaulot & Frisoni (1981), le volume d'eau du bassin est estimé à $38.5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, les apports d'eau douce en provenance du bassin versant à $8.7 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, les apports d'eau de mer à $28.4 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ et le volume d'eaux lagunaires sortant à $33 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$.



Figure 4 : photographies du grau de l'étang d'Urbino.

Une étude approfondie de la lagune est actuellement en cours de réalisation par le Conservatoire du littoral et permettra de fournir les informations essentielles au fonctionnement hydrologique actuel de l'étang d'Urbino.

Concernant les caractéristiques physico-chimiques, l'étang d'Urbino représente un milieu voisin de la mer, mais qui peut avoir des situations hiver/été très contrastées (voir synthèse Pergent-Martini et al., 1997; Orsoni et al., 2001). On peut noter des chutes drastiques de l'oxygène dissous dans les eaux de fond en période estivale et les teneurs en ammonium, en azote et en phosphore restent supérieures à celles enregistrées en mer (Orsoni et al., 2001; Andral & Orsoni, 2007). Ces caractéristiques sont très largement tributaires des conditions météorologiques locales.

L'évolution des concentrations en chlorophylle *a* dans la lagune d'Urbino (<15 µg.L⁻¹) montrent la grande capacité de ces lagunes à produire du phytoplancton (Orsoni et al., 2001). La diversité spécifique phytoplanctonique est importante (voir synthèse Pergent-Martini et al., 1997). Les Dinophycées constituent une composante importante, voire dominante des assemblages phytoplanctoniques, indiquant des caractéristiques susceptibles de donner lieu à des efflorescences, dont certaines peuvent s'avérer toxiques. Le genre toxique *Dinophysis* est présent à certaines périodes avec des intensités variables. Plusieurs épisodes de toxicité ont été rencontrés en hiver (Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009). Le genre toxique *Pseudo-nitzschia* est également observé à Urbino particulièrement en hiver jusqu'au printemps. A partir des données d'évaluation de la DCE pour l'indicateur phytoplancton, les descripteurs biomasse, abondance et composition montrent que la qualité des eaux de la lagune d'Urbino est assez bonne (Andral & Orsoni, 2007; Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009; Soudant & Belin, 2010).

La diversité faunistique et floristique est très importante dans la lagune d'Urbino (Pergent-Martini et al., 1997). La richesse de l'étang est en partie liée à la présence d'herbiers de magnoliophytes assez denses (*Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, *Ruppia cirrhosa*), avec une large prédominance de *Cymodocea nodosa* (voir synthèse chapitre III). On retrouve une très grande diversité spécifique algale (Pergent-Martini et al., 1997 ; Andral & Orsoni, 2007). Toutefois, il est noté la présence d'algues opportunistes et dérivantes qui prolifèrent localement (*Gracilaria dura* et *Alsidium corallinum* ; Andral & Orsoni, 2007). Ainsi, à partir du descripteur macrophyte de la DCE, l'étang d'Urbino est classé de qualité moyenne (Andral & Orsoni, 2007).

Concernant les invertébrés, Pergent-Martini et al. (1997) et Orsoni & Laugier (2004) montrent également une grande diversité spécifique de cnidaires, annélides, bryozoaires, mollusques, crustacés, échinodermes et procordés. Si on s'intéresse plus particulièrement aux invertébrés benthiques rencontrés dans le sédiment, la qualité de la macrofaune benthique de l'étang d'Urbino est bonne suivant le secteur, en relation avec des enrichissements de matière organique, d'azote et de phosphore plus ou moins importants (Andral & Orsoni, 2007).

Concernant les vertébrés, la diversité spécifique au niveau des poissons est également importante (Pergent-Martini et al., 1997). D'après Bouchoucha (2010), les captures réalisées en 2009 ont très largement été dominées par une seule espèce *Atherina boyeri* représentant 97 à 98 % du nombre total d'individus. L'indicateur poisson de la DCE met en évidence un état moyen pour l'étang d'Urbino, mais cet indicateur doit être validé et nécessite encore certains ajustements (Bouchoucha, 2010).

L'importante productivité biologique de l'étang d'Urbino a permis le développement d'activités halieutiques sur la lagune. Plusieurs sociétés se sont installées sur la lagune : la SARL « Isula d'Urbinu » qui produisait 40 tonnes de coquillage et la SARL « Les fermes marines de Corse/SCORSA » qui produisait sur deux sites (Diana et Urbino) 500 tonnes de loups et de daurades (Anonyme, 1997). Ces deux sociétés ne développent plus d'activités actuellement sur la lagune d'Urbino. Toutefois, la pêche est encore pratiquée à l'aide de filets maillants, verveux, ... L'effort de pêche varie beaucoup d'une année sur l'autre, mais la pression de pêche reste faible. Les difficultés d'entretien du grau ont un impact considérable sur les performances halieutiques (Jean-Louis Guaïtella, comm. pers.).

L'étang d'Urbino reste préservé de l'urbanisation, mais les activités agricoles autour de la lagune sont très présentes (viticulture). Certaines habitations, commerces ou établissements viticoles ne sont pas raccordés aux réseaux d'assainissements collectifs. Ils sont pour la plupart pourvus de systèmes d'assainissement autonomes avec enfouissement dans le sol des eaux usées. Toutefois, les niveaux rencontrés en contaminants sont généralement faibles, à l'exception de teneurs élevées en contaminants organiques (lindane, DDT ; Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009).

II.2. Etang de Palo

Propriété du Conservatoire du littoral, l'étang de Palo est un site Natura 2000 depuis 1998 et est désigné site Ramsar depuis 2008. Il est le plus petit des quatre grands étangs de Corse, avec une superficie de 110 hectares et une profondeur maximale de l'ordre de 1.5 m. Il est situé sur les communes de Ventiseri et de Serra di Fium'Orbu et est localisé à proximité de la base aérienne militaire de Solenzara. Allongé parallèlement au rivage et d'origine lagunaire, l'étang de Palo est limité à l'Est par un cordon littoral qui constitue le lido (Figure 5). Il possède une presqu'île arborée (Isola) qui part de la rive Ouest et le sépare en deux (Figure 5). Le fond de l'étang est constitué d'une vase riche en matière organique. Seules les rives comportent une phase grossière (sable à l'Est au niveau du lido, gravier à l'Ouest ; CEMAGREF, 1986 ; Canovas et al., 1996) et la partie Nord-Est constituée par des limons et des sols asphyxiés type solontchack (CTGREF, 1978).

La communication avec la mer est temporaire et se fait par l'intermédiaire d'un grau semi-naturel, situé à l'extrême Sud de l'étang et ouvert épisodiquement pour les besoins de l'activité halieutique (Figure 6). Une zone de débordement existe dans la partie médiane du lido (Canovas et al., 1996). L'étang est alimenté en eau douce par six petits ruisseaux qui recueillent les eaux du bassin versant (Figure 5 ; Canovas et al., 1996). La zone marécageuse au Nord le met en relation avec les marais adjacents à l'embouchure de l'Abatesco. Le bassin versant est peu important (34 km^2) et son débit est estimé à $9.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ (CTGREF, 1978). Le renouvellement des eaux de l'étang de Palo est extrêmement important, par rapport aux autres grands étangs du littoral corse. Une étude hydrologique théorique, réalisée par Canovas et al. (1996), fournit un temps de renouvellement de 20 jours de Novembre à Mars (le grau étant fermé) et un temps de renouvellement de 7 jours de Mars à Novembre (assuré essentiellement par l'eau de mer).

L'étang de Palo peut présenter des variations importantes de température (de 8 à 31 °C ; Casabianca De, 1967), de salinité (de 7.5 à 49.9 ‰, CTGREF, 1978 ; Canovas et al., 1996) et d'oxygène (de 0.06 à 39.4 mg/L ; Canovas et al., 1996). L'étang de Palo montre des caractéristiques hydrologiques de

bonne qualité d'après les critères de la DCE, sauf pour l'oxygénation et le taux de phosphore qui déclassent cette lagune en qualité moyenne (Andral & Orsoni, 2007).

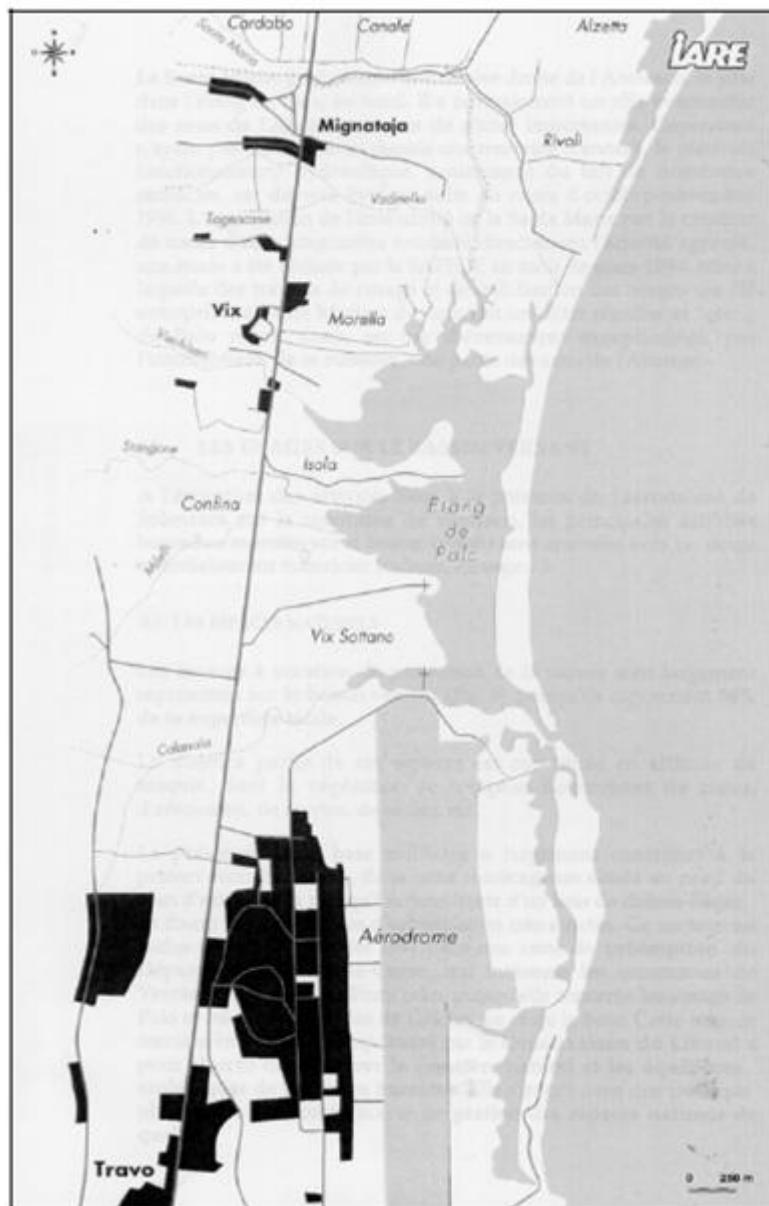


Figure 5 : géomorphologie et hydrologie de l'étang de Palo (Canovas et al., 1996).

La synthèse de Pergent-Martini et al. (1997) montrent la présence de Dinophycées, de Cyanophycées et de Diatomées dans la lagune de Palo. Les concentrations en chlorophylle *a* peuvent varier de 1.04 à 18.65 $\mu\text{g.L}^{-1}$ d'après Canovas et al. (1996) et sont estimées en moyenne à 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ au cours de l'été 2006 (Andral & Orsoni, 2007). A partir des données d'évaluation de la DCE pour l'indicateur phytoplancton, les descripteurs biomasse, abondance et composition montrent que la qualité des eaux de la lagune d'Urbino est très bonne (Andral & Orsoni, 2007).



Figure 6 : photographie du grau à l'étang de Palo.

Le plan d'eau, dont la profondeur moyenne est de 1 m, présente des fonds peuplés d'herbiers de magnoliophytes denses (*Zostera noltii*, *Ruppia cirrhosa*) qui jouent un rôle important dans son évolution écologique (voir synthèse chapitre III). Toutefois, ces herbiers sont fortement dégradés par des espèces opportunistes de macroalgues vertes *Cladophora* sp. et *Chaetomorpha* sp. (Andral & Orsoni, 2007) ou *Ulva rigida* (Canovas et al., 1996 ; Figure 7). A partir du descripteur macrophyte de la DCE, l'état de l'étang de Palo est défini comme médiocre, du fait du faible recouvrement des herbiers de magnoliophytes dégradés et de la présence de ces algues opportunistes (Andral & Orsoni, 2007). D'après Andral & Orsoni (2007), il suffirait de peu (réduction des apports trophiques, ouverture permanente sur la mer) pour améliorer la qualité de la lagune. À l'inverse, il suffirait d'un apport trophique un peu plus soutenu pour la dégrader complètement.



Figure 7 : photographie des macroalgues vertes opportunistes (*Ulva rigida*) à l'étang de Palo.

La lagune de Palo présente de nombreuses espèces d'invertébrés (cnidaires, annélides, mollusques, crustacés ; Pergent-Martini et al., 1997). Si on regarde plus particulièrement les invertébrés benthiques dans le sédiment, la qualité de la macrofaune benthique apparaît comme bonne au regard des critères DCE, mais il semble que, malgré des contraintes physiques modérées (principalement faible profondeur), il y ait un enrichissement organique qui n'est pas sans influence sur les populations (Andral & Orsoni, 2007).

Concernant les vertébrés, l'étang de Palo présente de nombreuses espèces de poissons (Pergent-Martini et al., 1997). Comme pour l'étang d'Urbino, les captures réalisées en 2009 sur l'étang de Palo ont très largement été dominées par une seule espèce *Atherina boyeri*, représentant 83 à 84 % du nombre total d'individus (Bouchoucha, 2010). L'indicateur poisson de la DCE met en évidence un état moyen pour l'étang de Palo, mais cet indicateur doit être validé et nécessite encore certains ajustements (Bouchoucha, 2010).

L'étang de Palo fait l'objet d'une activité de pêche sur son bassin. Canovas et al. (1996) estiment la production annuelle entre 5.0 à 8.5 tonnes, dont 3.0 à 5.0 tonnes d'anguilles, 1.0 à 1.5 tonnes de muges et de mulets et 1.0 à 2.0 tonnes de poissons divers. En outre, ces auteurs signalent une production de 100 kg de boutargue (*a buttaraga* en corse).

L'urbanisation de la lagune est faible du fait du gel des terrains à proximité de la base de Solenzara (Canovas et al., 1996). L'industrialisation est limitée à quelques entreprises agro-alimentaires qui gardent un caractère artisanal. Toutefois, les cultures occupent la majeure partie de la plaine alluviale et représentent 23 % de la superficie du bassin versant (Canovas et al., 1996). L'étude des métaux-traces met en évidence une contamination significative des sédiments au niveau de l'embouchure du Calanala (au Sud), mais aussi à proximité de la base aérienne (Canovas et al., 1996). Les valeurs de contaminant relevées dans le sédiment évoluent de 0.5 à 12.6 ppm pour l'arsenic, de 0.2 à 0.3 ppm pour le cadmium, de 9.4 à 58.9 ppm pour le chrome et de 5.0 à 32.5 ppm pour le cuivre.

III. Recueil des données bibliographiques existantes concernant la cartographie des peuplements et types de fonds

III.1. Etang d'Urbino

Plusieurs cartographies des principaux peuplements de types de fonds existent sur la lagune d'Urbino. La première est celle réalisée par Casabianca De et al. (1972-1973 ; Figure 8) et la suivante et celle réalisée par SOMIVAC & CTGREF (1979 ; Figure 9). Ces deux cartographies ont été effectuées à l'aide de nombreuses observations *in situ*. Elles montrent la présence d'une ceinture d'herbiers de magnoliophytes plus ou moins continue, de la vase au centre, des galets et falaises au Nord de la lagune et au niveau de la presqu'île. Les espèces de magnoliophytes présentes sur l'étang d'Urbino en 1972-1973 et 1979 sont principalement *Cymodocea nodosa*, *Ruppia cirrhosa* et *Zostera noltii* d'après Casabianca De et al. (1972-1973) et SOMIVAC & CTEGREF (1979). Il est à noter la présence d'herbiers à *Codium* sp. et à *Gracilaria* sp. au Nord et à l'Ouest de la lagune (SOMIVAC & CTEGREF, 1979).

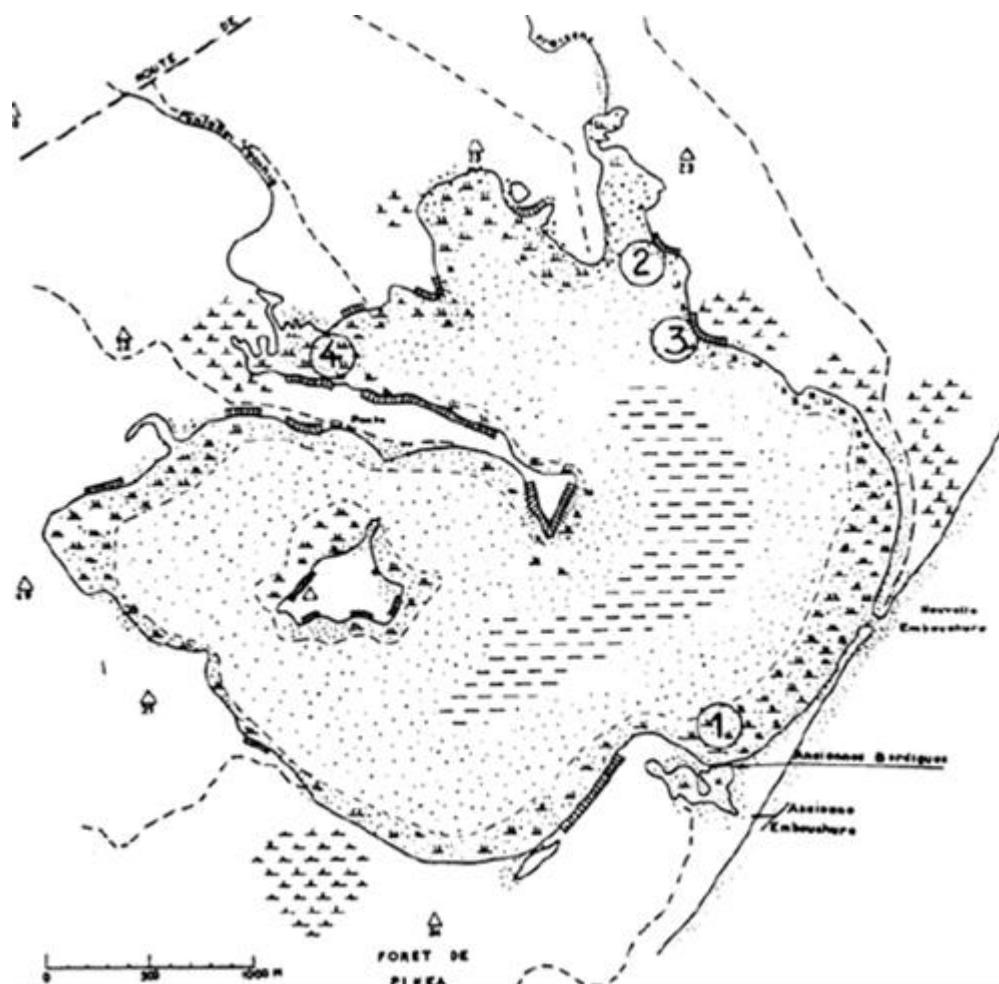


Figure 8 : carte des principaux biotopes de l'étang d'Urbino (Casabianca De et al., 1972-73).

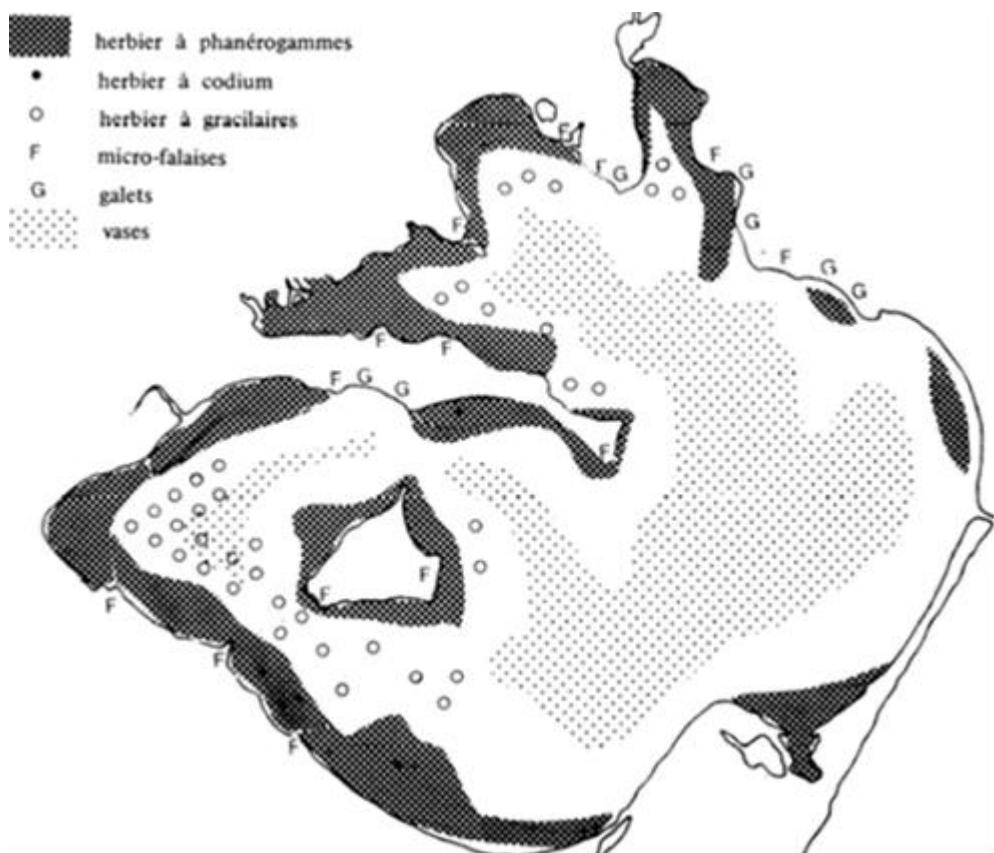
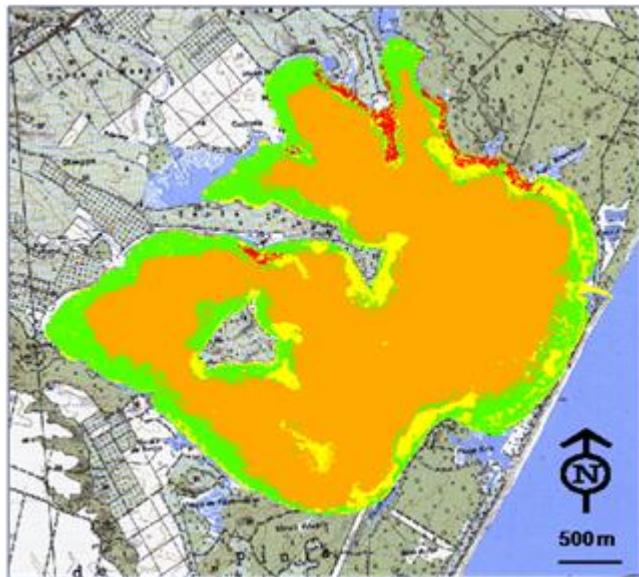
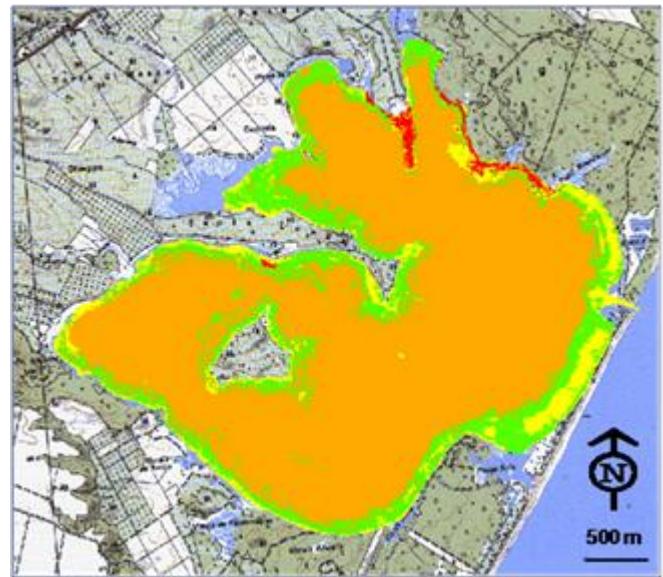


Figure 9 : répartition des milieux de l'étang d'Urbino (SOMIVAC & CTGRF, 1979).

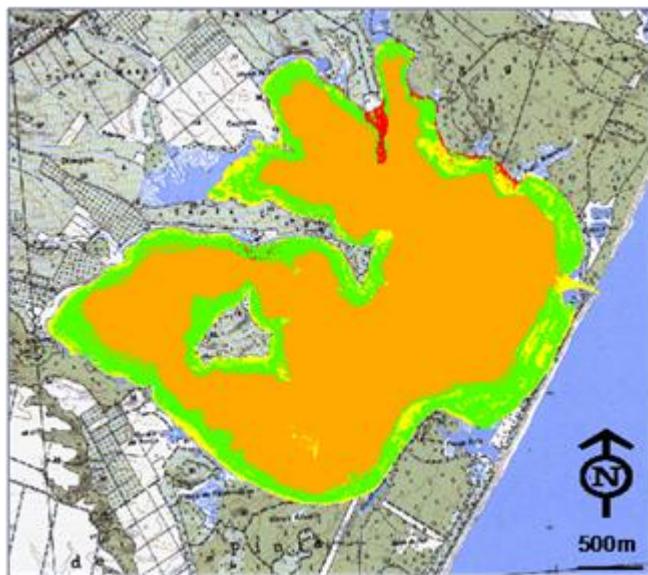
D'autres cartographies plus récentes ont été réalisées dans les années 90 (1990, 1994, 1996 et 1999) par une méthode de traitement d'images à partir de photographies aériennes, couplée à des observations de terrain (Figure 10; Fernandez et al., 2006). Cette méthode de traitement d'images, largement utilisée en milieu marin côtier, présente l'avantage d'être plus précise, notamment au niveau des limites de répartition des peuplements et différents types de fonds considérés et a également été approuvée en milieu lagunaire (Pasqualini et al., 1997). Ces cartographies précises confirment la présence d'une ceinture d'herbiers de magnoliophytes dans la lagune d'Urbino, de la vase au centre dans les parties profondes, du sable fin sur le pourtour et des zones de substrats grossiers, tels que des galets et des substrats grossiers coquilliers. Durant les années 90, les différents auteurs révèlent la prédominance d'un herbier de *Cymodocea nodosa*, associé localement à des herbiers de *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa* (Pergent-Martini et al., 2005 ; Pasqualini et al., 2006 ; Pergent et al., 2006 ; Fernandez et al., 2006).



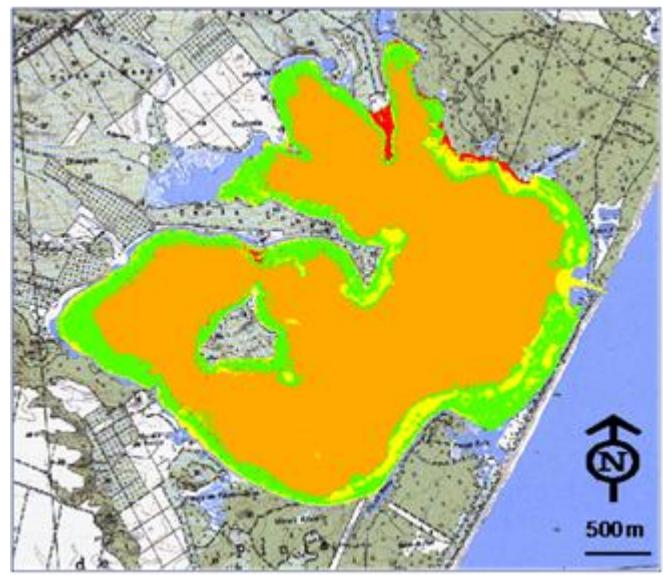
1990



1994



1996



1999

Figure 10 : cartographies des principaux peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino
(**Vert: Herbier de magnoliophytes** ; **Orange: Vase** ; **Jaune: Sable fin** ; **Rouge: Substrat grossier** ;
Fernandez et al., 1996 ; Fond de carte : TOP 25 IGN).

III.2. Etang de Palo

Deux cartographies des principaux peuplements de types de fonds ont été réalisées sur la lagune de Palo. La première est celle réalisée par Casabianca De et al. (1972-1973 ; Figure 11) et la suivante celle réalisée par Canovas et al. (1996 ; Figure 12). Ces cartographies ont été effectuées grâce à de nombreuses observations *in situ*. Elles montrent la présence d'un herbier de magnoliophytes qui occupe la quasi-totalité de la lagune de Palo. Les espèces de magnoliophytes présentes sur l'étang de Palo en 1972-1973 et 1996 sont principalement *Ruppia cirrhosa* et *Zostera noltii* d'après Casabianca De et al. (1972-1973) et Canovas et al. (1996). Canovas et al. (1996) montrent particulièrement une prédominance de *Ruppia cirrhosa*.

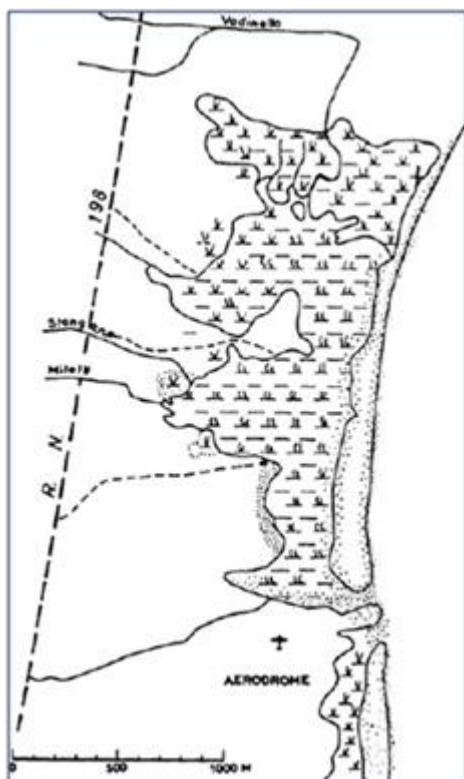


Figure 11 : carte de végétation aquatique de l'étang de Palo (Casabianca De et al., 1972-73).

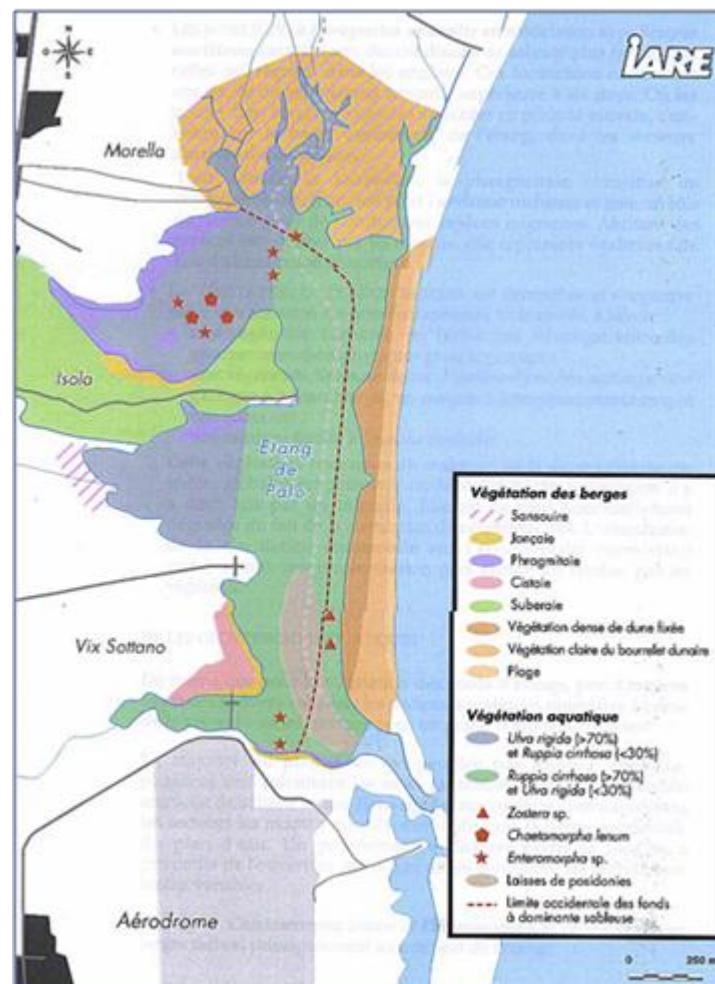


Figure 12 : carte de végétation terrestre et aquatique de l'étang de Palo (Canovas et al., 1996).

IV. Cartographies actuelles et évolution des principaux peuplements et types de fonds

IV. 1. Matériel et méthodes

IV.1.1. Mesures *in situ*

Afin de réaliser la cartographie des principaux peuplements et types de fonds des étangs d'Urbino et de Palo, des relevés *in situ* ont été effectués. Les données ont été obtenues les 27 et 28 avril 2011 pour l'étang d'Urbino et le 27 mai 2011 pour l'étang de Palo.

Ces données-terrain ont été réalisées soit par observations ponctuelles, soit en utilisant la méthode des transects. Les observations ponctuelles ont été effectuées à partir d'une embarcation à l'aide d'un aquascope, lorsque la profondeur et/ou la turbidité permettaient une identification précise depuis la surface, ou en apnée pour les zones plus profondes. Chaque point a été localisé à l'aide d'un GPS (*Global Positionning System* : Garmin® 72H), qui permet une précision de quelques mètres. La méthode des transects, initialement utilisée en milieu terrestre (Corre, 1970), consiste à dérouler un ruban gradué sur le fond, selon un cap déterminé (boussole immergéeable), à partir d'un point précisément localisé à terre (Figure 13). Les peuplements et types de fonds rencontrés le long du transect et de part et d'autre sur une largeur totale de 1 m, ainsi que la bathymétrie (sondeur ou profondimètre), sont notés sur une ardoise en PVC et reportés ultérieurement sur un profil topographique. Lors des observations de terrain, les différentes espèces rencontrées (végétales ou animales) ont été identifiées et mentionnées.



Figure 13 : mise en place du ruban gradué pour la méthode des transects.

45 observations ponctuelles et 8 transects ont été réalisés sur l'étang d'Urbino. 27 observations ponctuelles et 9 transects ont été réalisés sur l'étang de Palo.

IV.1.2. Traitements des photographies aériennes et des images

- **Cartographies actuelles des principaux peuplements et types de fonds**

Les clichés photographiques utilisés pour réaliser la cartographie de l'étang d'Urbino proviennent d'une campagne effectuée en Juillet 2011 (International Air Photo®) et sont en couleurs naturelles. Ils sont au nombre de quatre et à une échelle du 1/5 000.

Concernant l'étang de Palo, la société International Air Photo® n'a pu obtenir les autorisations de survols de la lagune à cette période, en raison de la proximité de ce site avec la base aérienne militaire de Solenzara et du conflit mondial en Libye. Dans ce cadre, il a été convenu d'utiliser la photographie aérienne en couleur naturelle prise en mai 2007 par l'IGN. Toutefois, les auteurs tiennent à souligner la faible valeur du résultat cartographique de l'étang de Palo, étant donné l'absence de données-terrain en 2007, en même temps que la prise de vue.

Le traitement des photographies aériennes, concernant l'étang d'Urbino et de Palo, est réalisé à l'aide des logiciels « ENVI » (version 4.0, ITT Visual Information Solution®), « Photoshop » (version 9.0.2, Adobe®) et « ArcGis » (version 9.3, ESRI®). La technique de traitement d'image utilisée est celle employée par Pasqualini et al. (1997) et est décrite ci-dessous. Dans un premier temps, la terre est éliminée de façon à ne pas perturber le traitement. Le masquage de la terre est effectué à partir de l'image brute. Chaque pixel appartenant à la terre est converti en noir. Chaque image est ensuite décomposée en trois plans correspondant aux trois couleurs de base du domaine du visible (rouge, vert et bleu - RVB). On effectue une composition colorée qui consiste à affecter, arbitrairement, une des trois couleurs de base aux trois plans superposables de l'image, et ce afin d'obtenir une image polychrome en fausses couleurs. Une « classification supervisée par maximum de vraisemblance » est ensuite réalisée à partir des trois plans de l'image. Cette classification se base sur des méthodes probabilistiques. Le logiciel calcule la probabilité de chaque pixel de l'image d'appartenir à telle ou telle classe à partir des sites témoins définis sur l'image courante. La totalité de l'image est ensuite classée sur la base de ces statistiques. Pour se faire, on positionne manuellement des parcelles d'entraînements (zones d'intérêt ou site témoin) sur la composition colorée. Ces parcelles d'entraînements doivent contenir les pixels appartenant à la même classe. La qualité du résultat dépend des données observations *in situ*, mais également de la précision du positionnement des parcelles et de leur nombre. Cet apprentissage est ensuite généralisé à toute l'image grâce à la classification supervisée, afin d'obtenir une cartographie. Des corrections manuelles sont ensuite réalisées, si nécessaire, à partir des données-terrain.

Les images résultats sont corrigées géométriquement et géoréférencées. La transformation géométrique consiste à passer d'une géométrie d'acquisition à une géométrie de référence (données IGN TOP 25 ; projection RGF 93). En effet, les prises de vues aériennes présentent une déformation due à la courbure de la terre. Il s'agit donc de repérer des points remarquables, à la fois sur l'image de travail et sur la carte de référence. L'ensemble de ces points génère un polynôme de déformation, qui sera appliqué à l'ensemble de l'image à corriger. Après vectorisation de chaque image, on réalise ensuite une mosaïque des différentes images par union des couches d'information, afin de reconstituer la cartographie complète, notamment pour l'étang d'Urbino.

- **Evolution des principaux peuplements et types de fonds**

La numérisation, le géoréférencement à partir des données IGN (TOP 25 ; projection RGF 93) et la vectorisation des anciennes données cartographiques (Casabianca De et al., 1972-73 ; SOMIVAC & CTGRF, 1979 ; Fernandez et al., 2006 pour l'étang d'Urbino et Casabianca De et al., 1972-73 ; Canovas et al., 1996 pour l'étang de Palo ; cf. chapitre III), permettent de réaliser un Système d'Information Géographique (SIG) sur les deux étangs. Les traitements ont été effectués à l'aide du logiciel « ArcGis » (version 9.3, ESRI®). Un calcul de surfaces des peuplements et types de fonds est ensuite effectué sur l'ensemble des cartographies des étangs.

IV.2. Etang d'Urbino

IV.2.1. Peuplements, types de fonds et ressources naturelles associées

Lors des observations *in situ* différentes espèces de magnoliophytes ont été identifiées sur l'étang d'Urbino. Il s'agit de *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa* (ex *spiralis*). Les observations ponctuelles et les transects (Tableau I ; Figure 14 ; Figure 15 à Figure 22) révèlent la prédominance des herbiers à *Cymodocea nodosa* qui forme une ceinture quasi-continue dans la lagune d'Urbino jusqu'à environ 5 m de profondeur (Figure 15). Ces herbiers à *Cymodocea nodosa* présentent un recouvrement important localement. On les retrouve souvent associés à des *Gracilaria* sp., notamment dans les parties Ouest de la lagune (cf. transect T2 ; Figure 16), comme cela avait déjà été observé par (SOMIVAC & CTGRF, 1979). *Cymodocea nodosa* est également associée à des herbiers de *Ruppia cirrhosa* et *Zostera noltii* en bordure (cf. transects T1, T2, T5, T7, T8 ; Figure 15, Figure 16, Figure 19, Figure 21 et Figure 22), mais aussi dans les zones plus profondes (cf. transect T7 ; Figure 21). Il est à noter la présence importante localement d'algues vertes filamenteuses (surtout *Chaetomorpha* sp.) au niveau des herbiers de *Cymodocea nodosa* qui occupent un espace important au niveau de la colonne d'eau et qui peuvent parfois former un écran de lumière par rapport aux herbiers (cf. transects T2 et T4 ; Figure 16 et Figure 18).

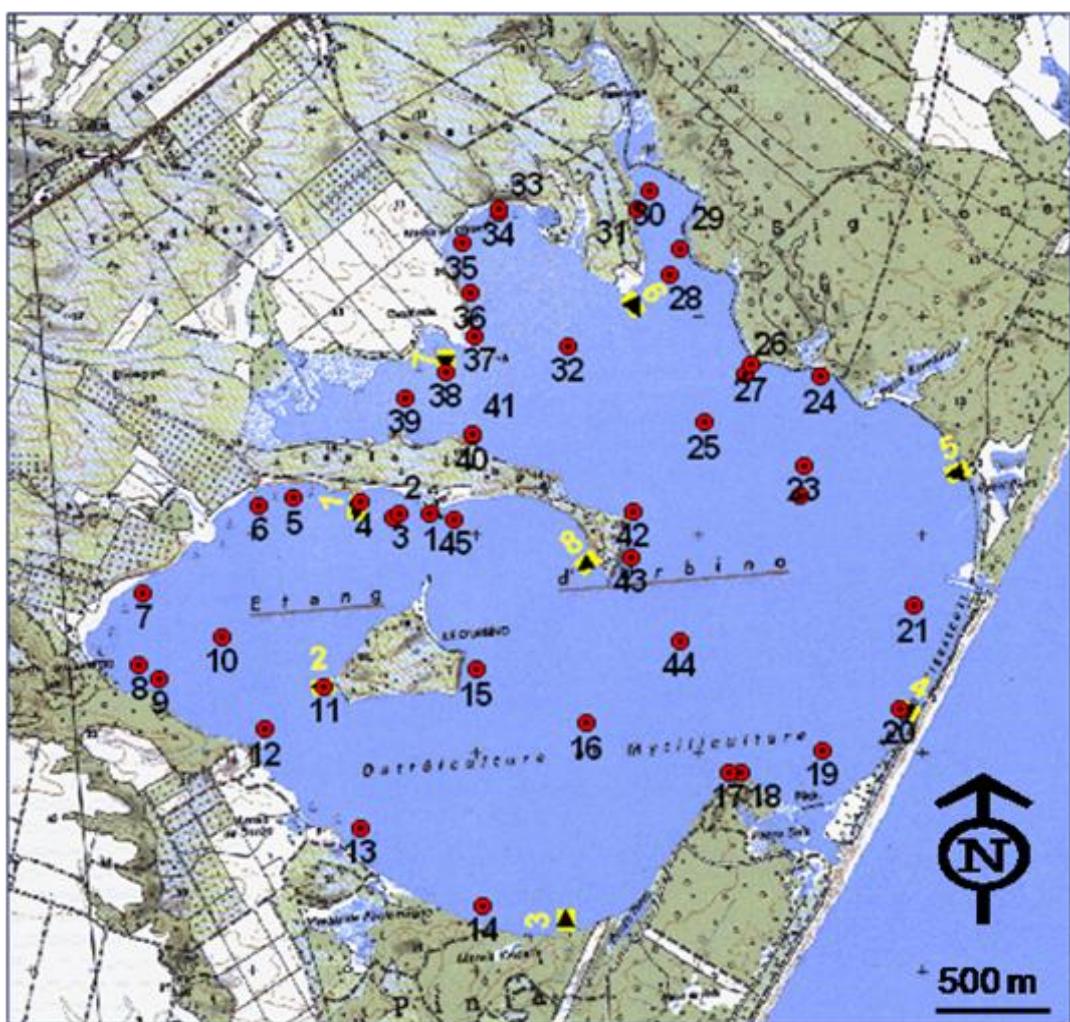
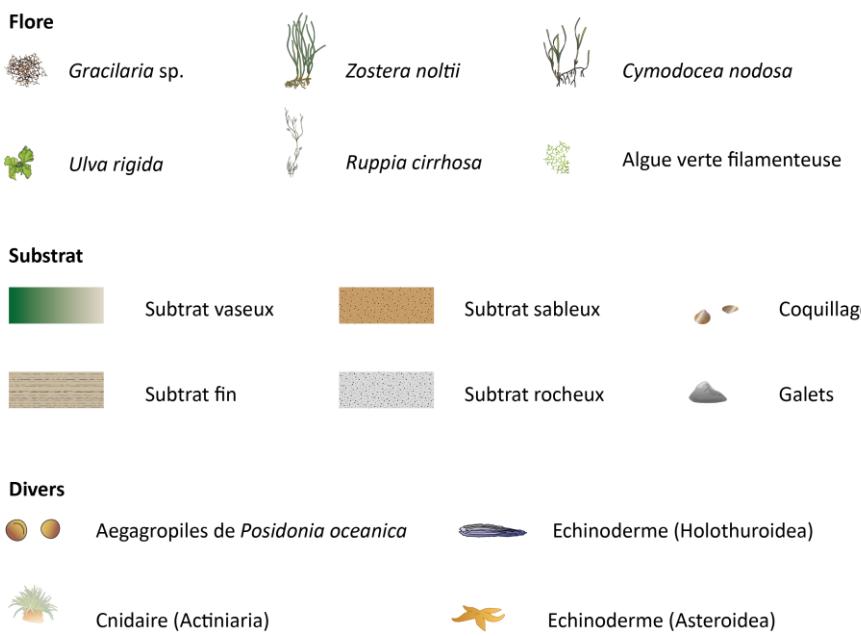


Figure 14 : localisation des relevés ponctuels et des transects sur l'étang d'Urbino
(Fond de carte : TOP 25 IGN).

Tableau I : peuplements et types de fonds observés au niveau des relevés ponctuels à l'étang d'Urbino.

N°	Peuplements et types de fonds
1	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> sur substrat fin coquillier (présence de nombreuses anémones)
2	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 50%) sur substrat fin coquillier (présence d'anémones)
3	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 50%) sur substrat fin coquillier (présence de nombreuses anémones)
4	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 40%) sur substrat fin coquillier (présence de quelques algues vertes filamenteuses)
5	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 40%) sur substrat fin coquillier (présence de nombreuses anémones)
6	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier (présence de quelques anémones)
7	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 50 %) avec algues vertes filamenteuses (présence de quelques anémones)
8	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) sur substrat fin coquillier avec nombreuses algues vertes filamenteuses (présence de nombreuses anémones)
9	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30%) sur substrat fin coquillier avec nombreuses algues vertes filamenteuses (présence de nombreuses anémones)
10	Substrat fin
11	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 20%) avec quelques algues vertes filamenteuses et quelques taches de <i>Gracilaria</i> sp.
12	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 50 %) avec quelques algues vertes filamenteuses (présence de nombreuses anémones)
13	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 20%) sur substrat fin coquillier présence de nombreuses anémones)
14	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier et avec algues vertes filamenteuses (présence de quelques anémones et spongiaires)
15	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 20 %) sur substrat fin coquillier (présence de quelques anémones)
16	Substrat fin
17	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 20 %) sur substrat fin coquillier (présence de quelques holothuries)
18	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 50%) sur sable coquillier (présence d'anémones)
19	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 15 %) sur sable coquillier
20	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30%) sur sable coquillier, avec quelques algues vertes filamenteuses (peu d'anémone)
21	Litière de <i>Posidonia oceanica</i> sur sable
22	Substrat grossier coquillier
23	Substrat grossier coquillier
24	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> recouvert à 95% par algues vertes filamenteuses
25	Substrat fin
26	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 10%) sur de gros galets avec algues vertes filamenteuses
27	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 10%) sur substrat fin coquillier avec de nombreuses algues vertes filamenteuses
28	Substrat fin
29	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) avec nombreuses <i>Gracilaria</i> sp. et algues vertes filamenteuses sur substrat fin coquillier (présence de quelques petites anémones)
30	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 40 %) avec quelques <i>Gracilaria</i> sp. et quelques algues vertes filamenteuses sur substrat fin coquillier
31	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) avec nombreuses <i>Gracilaria</i> sp. et algues vertes filamenteuses sur substrat fin coquillier (présence de quelques petites anémones)
32	Substrat fin
33	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 40%) sur substrat fin coquillier et quelques algues vertes filamenteuses
34	Herbier mixte de <i>Ruppia cirrhosa</i> et <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 80%) sur substrat fin coquillier
35	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> recouvert partiellement par des algues vertes filamenteuses
36	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30%) sur substrat fin coquillier avec quelques algues vertes filamenteuses (présence de nombreuses anémones)
37	Herbier de <i>Ruppia</i> sp. (recouvrement = 50%) sur substrat fin coquillier
38	Herbier mixte de <i>Ruppia cirrhosa</i> et <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 20%) sur substrat fin coquillier
39	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> recouvert à 95% par des algues vertes filamenteuses
40	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> recouvert de quelques algues vertes filamenteuses (quelques anémones)
41	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 40 %) avec quelques algues vertes filamenteuses (présence d'anémones)
42	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 30 %) sur substrat fin coquillier
43	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 15 %) sur substrat fin coquillier
44	Substrat fin
45	Herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> (recouvrement = 5 %) sur substrat fin coquillier (quelques anémones)



Présentation des différents symboles utilisés pour l'illustration des transects.

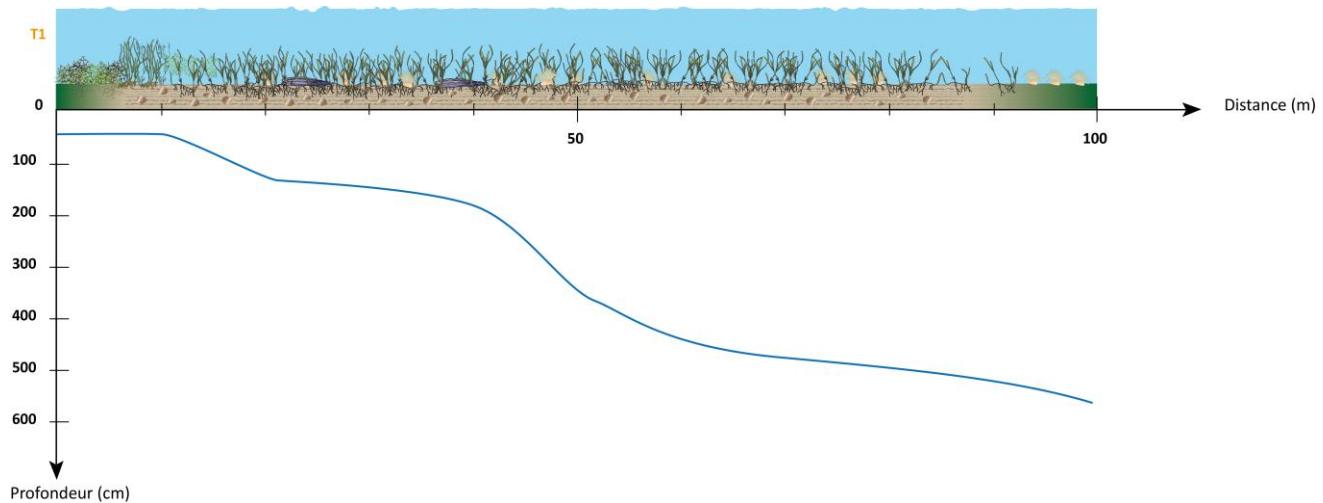


Figure 15 : profil morpho-bathymétrique du transect T1 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

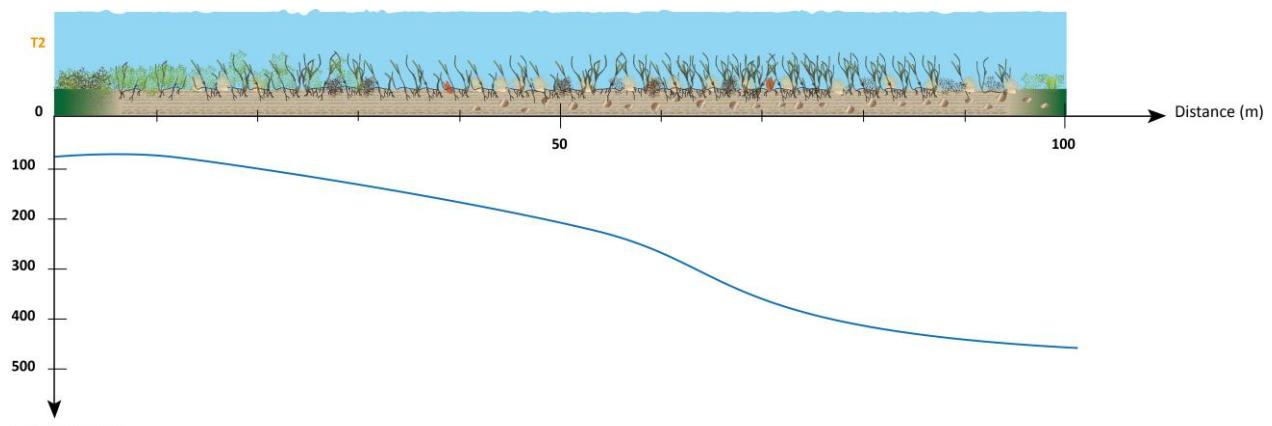


Figure 16 : profil morpho-bathymétrique du transect T2 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

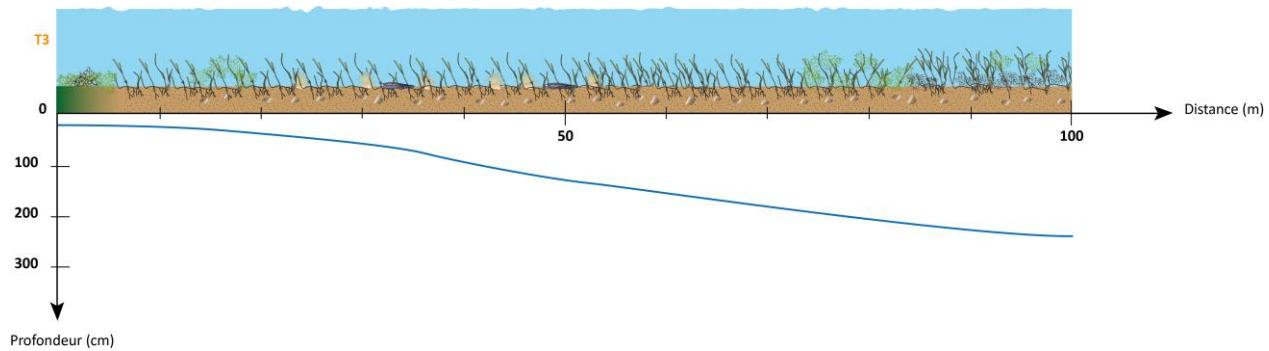


Figure 17 : profil morpho-bathymétrique du transect T3 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

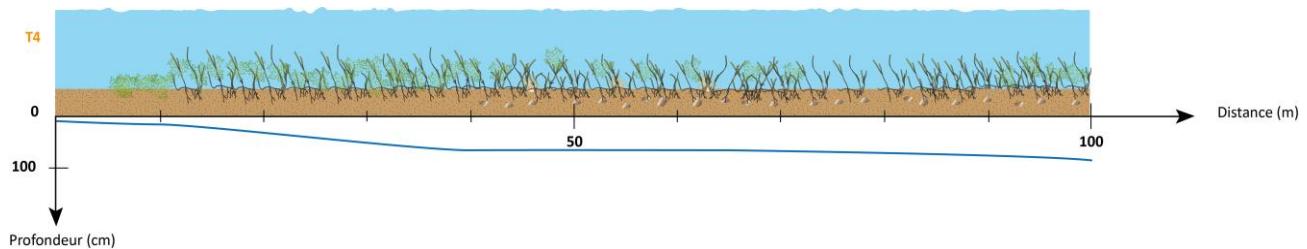


Figure 18 : profil morpho-bathymétrique du transect T4 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

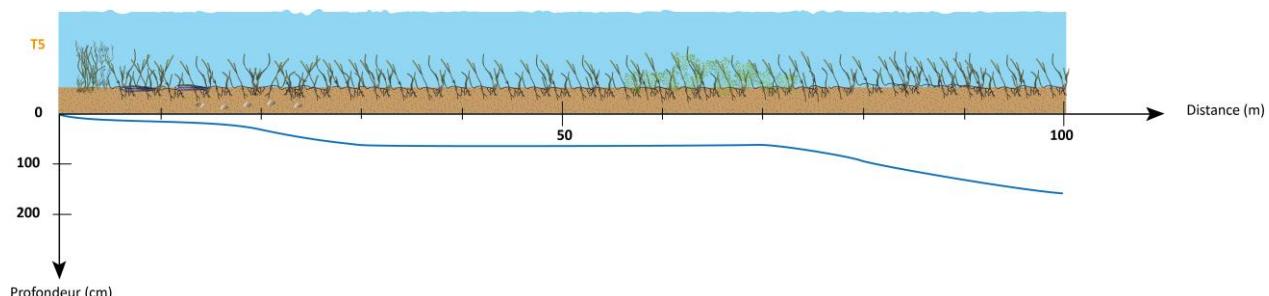


Figure 19 : profil morpho-bathymétrique du transect T5 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

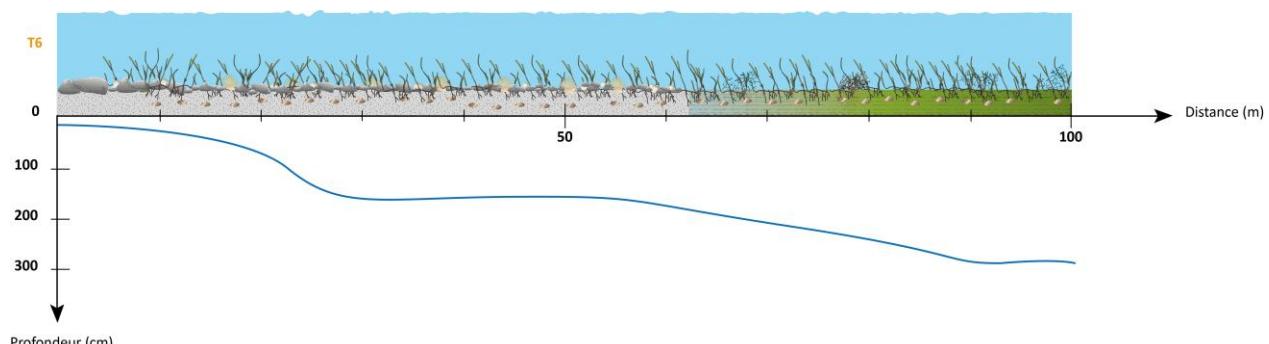


Figure 20 : profil morpho-bathymétrique du transect T6 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

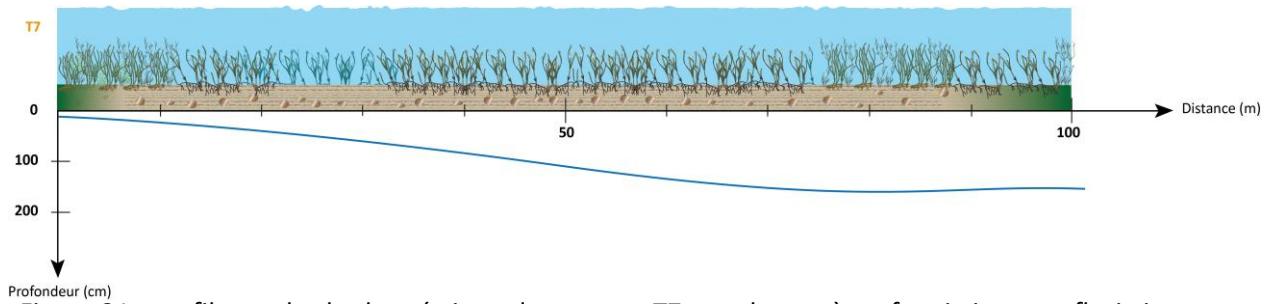


Figure 21 : profil morpho-bathymétrique du transect T7 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

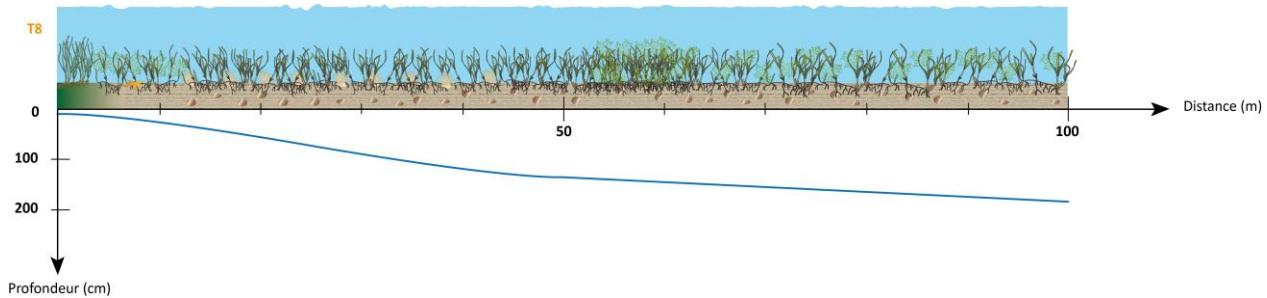


Figure 22 : profil morpho-bathymétrique du transect T8 avec les espèces faunistiques et floristiques observées *in situ*.

Le substrat est majoritairement un substrat fin, qui est plutôt sableux en surface et près du grau et vaseux en profondeur. On retrouve les zones de galets au Nord de la lagune, comme cela avait été signalé par Pasqualini et al. (2006). Ce substrat est souvent coquillier.

Par rapport aux précédentes observations de terrain, réalisées par Fernandez et al. (2006), il faut remarquer la forte présence d'anémones, soit en épiphyte sur les feuilles de *Cymodocea nodosa*, soit sur le substrat qui peuvent former des taches de plusieurs m² (par exemple Figure 16).

Les observations de terrain révèlent également la présence de spongiaires et de nombreuses holothuries dans les zones sableuses au Nord et à l'Est (Figure 15). Il est important de souligner l'absence de l'oursin *Paracentrotus lividus* dans la lagune d'Urbino. Cet oursin comestible était pourtant bien représenté en 1999 dans les zones sableuses (oursins adultes) et dans les zones de galets au Nord (zones de recrutement ; Fernandez et al., 2006). La disparition de cet oursin dans la lagune d'Urbino est peut-être à mettre en relation avec l'entretien du grau, qui a été moins régulier et plus occasionnel depuis le début des années 2000 avec la fermeture de l'entreprise aquacole sur la lagune. En effet, cet oursin est très sensible à la dessalure de l'eau et à besoin, pour vivre en milieu lagunaire, d'apports marins réguliers et importants (Fernandez et al., 2006).

IV.2.2. Cartographie et évolution

A l'issue du traitement d'images des photographies aériennes de 2011, cinq peuplements ou types de fonds sont considérés : les herbiers de magnoliophytes, les algues vertes filamenteuses, la vase, le sable fin et le substrat grossier (Figure 23). La surface totale de la lagune est d'environ 737 ha, sans compter les marais alentours (Tableau II). Les herbiers de magnoliophytes (principalement *Cymodocea nodosa*) forment une ceinture quasi-discontinue sur le pourtour de l'étang qui peut atteindre 400 m de large. Ils occupent généralement la tranche bathymétrique superficielle (entre la surface et 4 à 5 m de profondeur), ce qui représente une superficie de 202.3 ha, soit 27.4 % de l'étang. Les algues vertes filamenteuses sont localisées essentiellement en bordure et couvrent 16.6 ha. La vase est majoritairement représentée dans l'étang, avec des surfaces supérieures à 471.9 ha, soit 64.0 % (Tableau II). Elle occupe la quasi-totalité de la partie centrale. Les sables fins sont essentiellement représentés sur le pourtour de l'étang. Ils occupent 5.8 % de la surface totale de l'étang. Les substrats grossiers (galets et sables coquilliers) sont localisés sur de très faibles surfaces. Ils ne représentent que 0.4 % de la surface globale et sont essentiellement présents dans la partie Nord de la lagune (Figure 23).

Tableau II : évaluation des surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 2011.

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Herbiers de magnoliophytes	202.3	27.4
Algues vertes filamenteuses	16.6	2.2
Vase	471.9	64.0
Sable fin	43.1	5.8
Substrat grossier	3.1	0.4
Total	737.2	100.0

La lagune d'Urbino a déjà fait l'objet de plusieurs études cartographiques (en 1972-73 par Casabianca De et al., 1972-73 ; en 1979 par SOMIVAC & CTGRF, 1979 ; en 1990, 1994, 1996 et 1999 par Fernandez et al., 2006 ; cf. chapitre III). Les deux premières données cartographiques (1972-73 et 1979) sont issues uniquement d'un travail de repérage sur le terrain, suivi d'une extrapolation empirique. Il faut également préciser que des difficultés ont été rencontrées pour corriger géométriquement et géographiquement ces cartographies dans le SIG. Par contre, depuis 1990, plusieurs études ont été menées par traitement d'images à partir de photographies aériennes et constituent donc un support plus fiable, en termes de précision cartographique. Toutefois, la qualité des photographies aériennes peut être variable d'une prise de vue à l'autre (par exemple fonction de la turbidité des eaux, de la qualité des prises de vues) et ainsi entraîner des différences d'interprétation d'une année à l'autre. Ces remarques méthodologiques doivent être considérées attentivement dans le cadre d'un suivi temporel des principaux peuplements et types de fonds et prises en compte dans le cadre de l'interprétation des données.

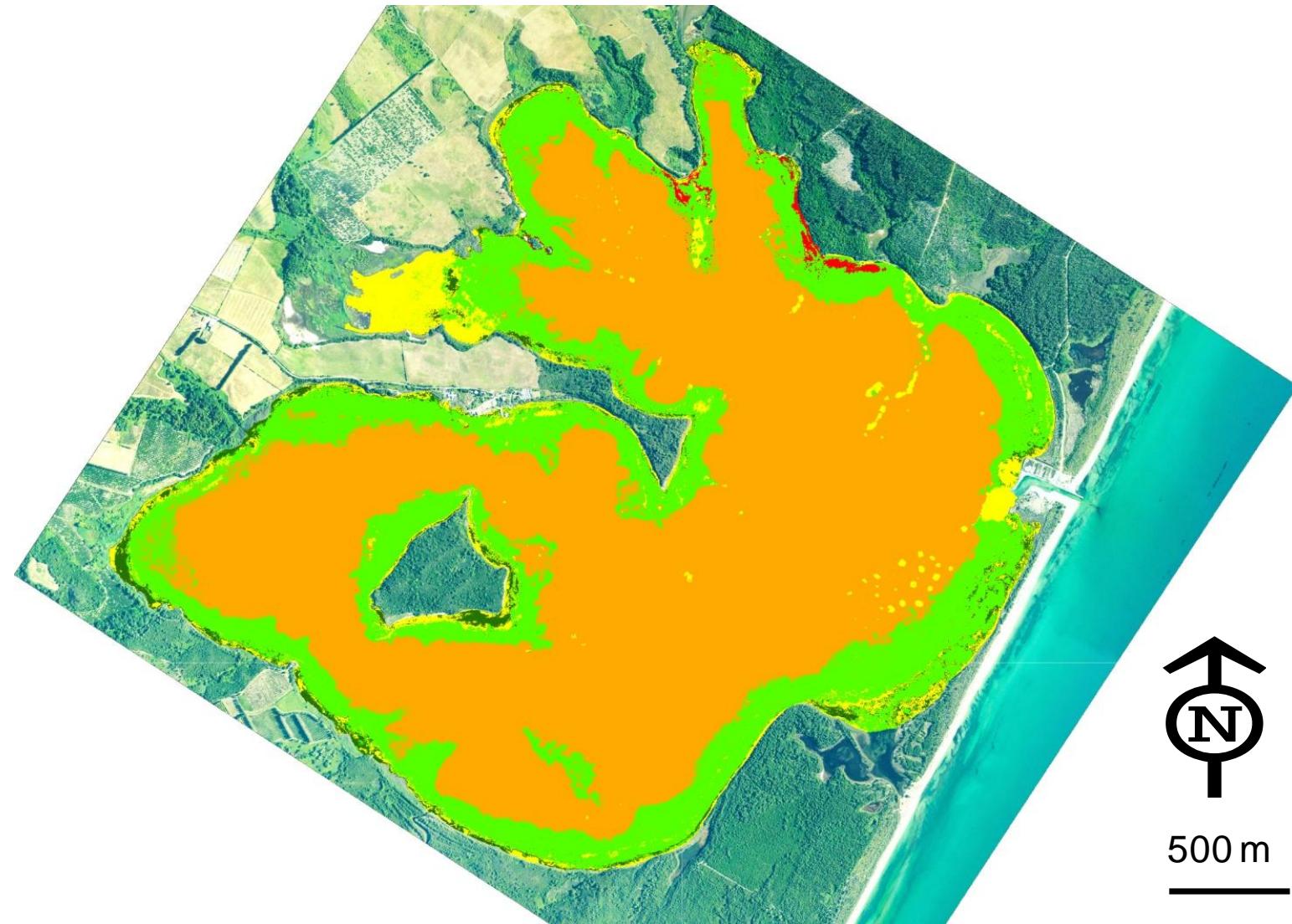


Figure 23 : cartographies des principaux peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 2011 (**Vert clair** : **Herbiers de magnoliophytes** ; **Vert foncé** : **Algues vertes filamenteuses** ; **Orange**: **Vase** ; **Jaune**: **Sable fin** ; **Rouge**: **Substrat grossier**) ; Fond de carte : mosaïque des photographies aériennes de 2011.

Si l'on s'intéresse spécifiquement à l'évolution temporelle des surfaces d'herbiers de magnoliophytes de 1972 à nos jours (Figure 24), elles semblent diminuer du début des années 70 au début des années 90, puis augmenter jusqu'à nos jours. Les surfaces évoluent de 224 ha (30.4 % de la lagune) en 1972-1973 à 202 ha en 2011, avec une surface minimale de 115 ha en 1994. La diminution, notamment entre 1990 et 1994, semble être au profit des surfaces de vase dans la lagune. Par contre, la progression des herbiers de magnoliophytes se réalise aussi bien sur la vase, le sable fin que sur les substrats grossiers (Figure 24). Il faut mentionner une légère diminution des herbiers de magnoliophytes entre 1996 et 1999.

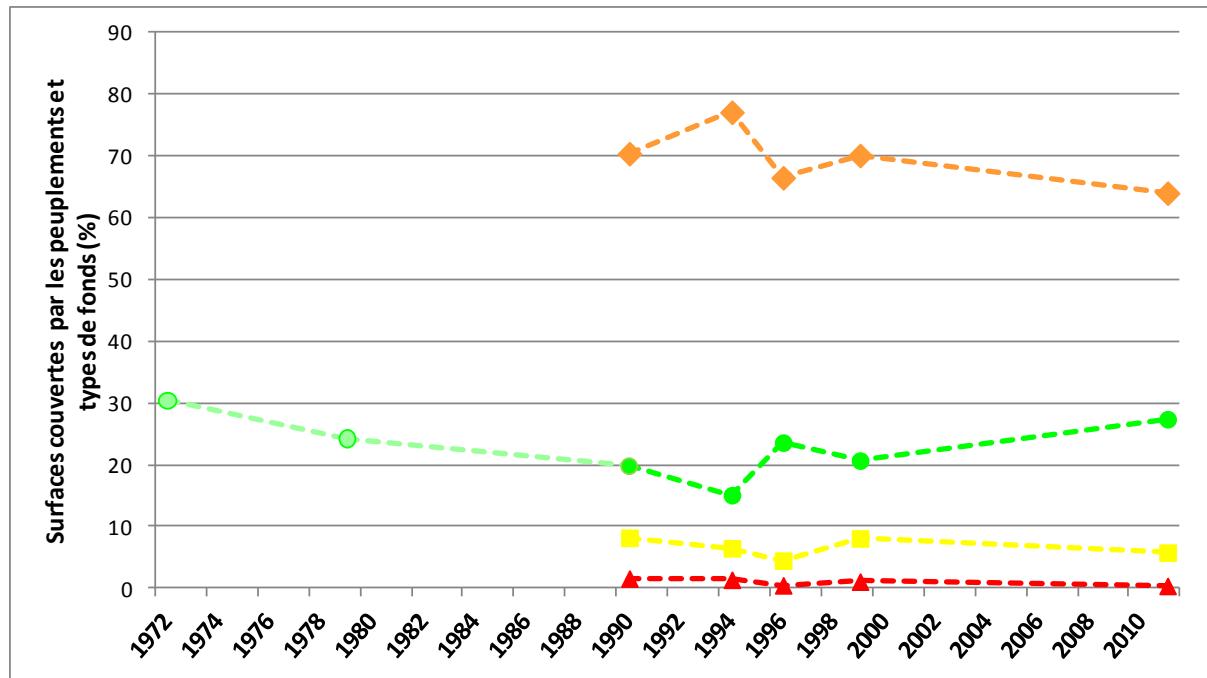


Figure 24 : évolution temporelle des surfaces couvertes par les peuplements et types de fonds de 1972 à 2011 sur l'étang d'Urbino (**Vert clair : Herbiers de magnoliophytes** ; **Orange** : **Vase** ; **Jaune** : **Sable fin** ; **Rouge** : **Substrat grossier**) ; en 1972-73 et 1979 : cartographies réalisées uniquement à partir de données-terrain ; en 1990, 1994, 1996, 1999 et 2011 : cartographies réalisées à partir d'un traitement d'images sur la base de photographies aériennes.

Afin de mieux apprécier l'évolution temporelle des herbiers de magnoliophytes marines dans la lagune d'Urbino, des cartographies évolutives spatiales ont été réalisées de 1972 à nos jours (Figure 25).

L'évolution spatiale des herbiers de magnoliophytes entre 1972-73 et 1979 montre une régression importante localisée surtout sur la partie Ouest de la lagune (Figure 25). Malgré la faible précision des méthodes de cartographies utilisées à cette période, cette régression pourrait être mise en relation avec l'ouverture d'un nouveau grau à l'Ouest de la lagune et plus précisément au Nord du cordon lagunaire dans le début des années 1970 (Jean-Louis Guaïtella, comm. pers.).

Entre 1979 et 1990, l'évolution spatiale des herbiers de magnoliophytes montre localement par des régressions (Figure 25). Ces régressions pourraient être en partie attribuées à la différence de méthodes de cartographie entre les deux dates d'étude, comme cela a été précisé précédemment. Néanmoins, il faut mentionner ici l'importante progression des herbiers de magnoliophytes au niveau de la partie Ouest de la lagune, qui montre une réinstallation des peuplements dans cette zone (Figure 25).

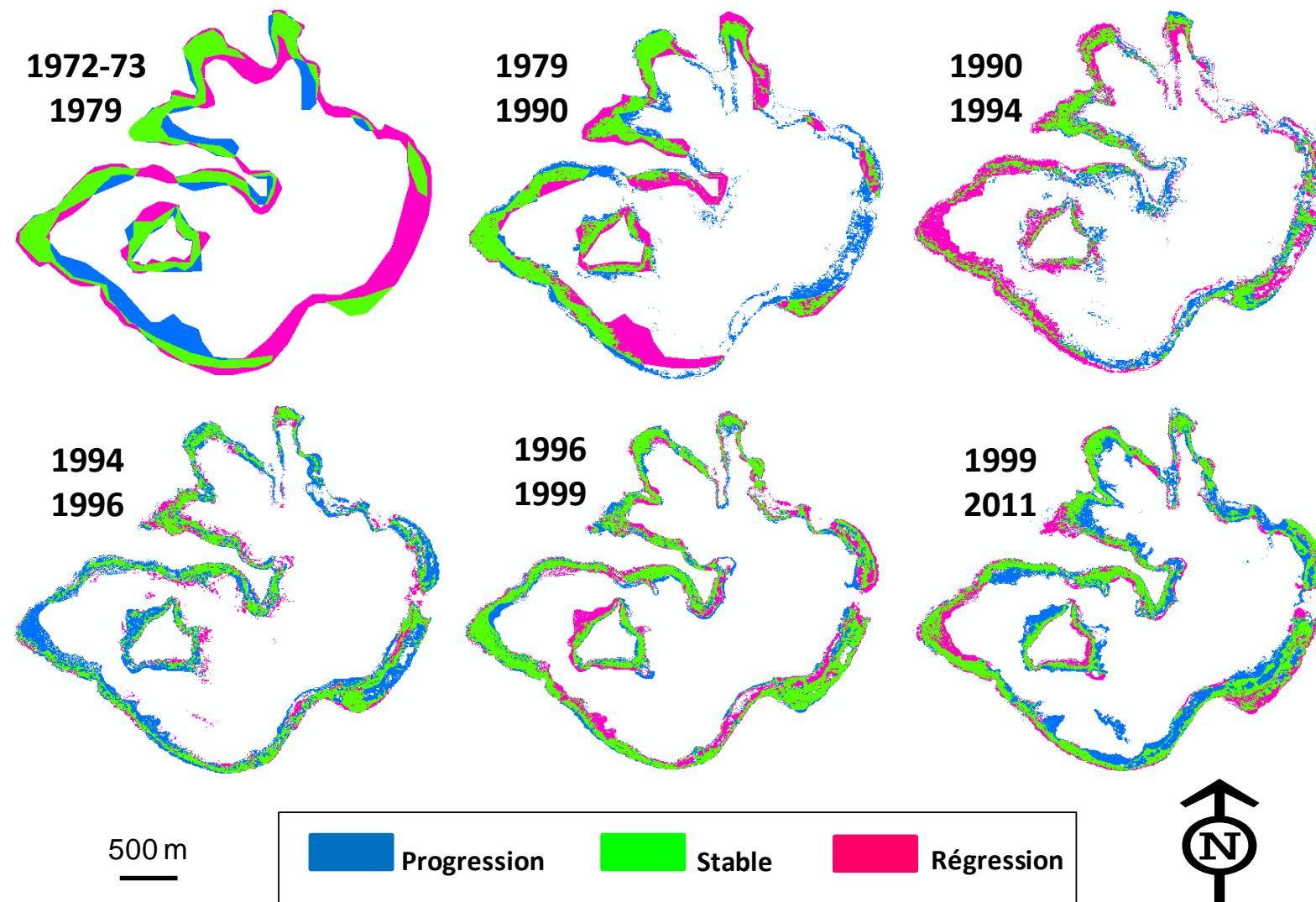


Figure 25 : évolution spatiale des herbiers de magnoliophytes de 1972 à nos jours.

Entre 1990 et 1994, la régression des herbiers de magnoliophytes, au profil de la vase, semblent être localisées sur les parties Est de la lagune, à proximité des arrivées d'eau douce (Figure 25). Cette régression, observée en 1994, est peut-être à mettre en relation, avec les précipitations exceptionnelles, survenues en Corse, en novembre 1993. En effet, ces précipitations correspondent à des flux exceptionnels (précipitations de type cinquantenaire, d'après les données de Météo France). La quantité approximative d'eau douce, qui s'est déversée dans la lagune, est de $14 \times 10^6 \text{ m}^3$, ce qui correspond à 36 % du volume total de la lagune ($38.5 \times 10^6 \text{ m}^3$). Ces précipitations exceptionnelles se retrouvent sur l'évolution temporelle des paramètres environnementaux, tels que la baisse de salinité (la plus importante observée depuis 1987 sur la lagune) et l'augmentation de turbidité (Figure 26). L'arrivée de cette eau, très riche en matières en suspension, peut être à l'origine de l'augmentation des surfaces de vase, relevées dans la lagune, au détriment des surfaces d'herbier de magnoliophytes en 1994. En effet, *Cymodocea nodosa* est une espèce sensible à la disponibilité en lumière dans la colonne d'eau et à l'envasement (Marbà & Duarte, 1994). Parallèlement, on peut mentionner l'installation de deux entreprises aquacoles sur la lagune, au début des années 1990, avec une production annuelle qui a atteint 40 tonnes de coquillages et 150 tonnes de loups et de dorades. Cette activité anthropique a peut-être également exercé une pression sur le développement des herbiers de magnoliophytes à cette période. En effet, l'eutrophisation dérivée des activités humaines a souvent été responsable du déclin des herbiers de magnoliophytes (Burkholder et al., 2007).

De 1994 à 1996, la progression observée des herbiers de magnoliophytes concerne toute la lagune (Figure 25). *Cymodocea nodosa* est une espèce à croissance rapide (Caye & Meinesz, 1985), qui est connue pour présenter des fluctuations interannuelles de l'occupation d'espace (Vidondo et al, 1997). Entre 1994 et 1996, les paramètres environnementaux, comme la température, la salinité, la turbidité et l'oxygène dissous ne montrent pas d'événement particulier et sont dans les moyennes générales (Figure 26). Il faut souligner que cette progression est effective même en présence d'une activité aquacole dans la lagune.

La période de 1996 à 1999 est marquée par une stabilité sur l'ensemble de la lagune. Quelques secteurs en régression sont présents localement (Figure 25). Les paramètres environnementaux sont dans les moyennes pour la période, à l'exception de deux baisses de salinité à mentionner durant les hivers 1996/1997 et 1998/1999 (Figure 26). Ces baisses de salinité laissent présager des apports en eau riche en matière en suspension qui ont semble-t-il influencé localement la répartition des herbiers de magnoliophytes.

L'évolution temporelle, entre 1999 et 2011, met en évidence une progression des herbiers de magnoliophytes en 2011 (Figure 25). Toutefois, durant cette période, les valeurs de salinité, turbidité et oxygène dissous sont très variables, avec une diminution de la salinité et une augmentation de la turbidité (Figure 26), ce qui fait penser à des apports en eau douce, riche en matières en suspension. Ces apports ont certainement impacté les herbiers de magnoliophytes, comme cela a été remarqué précédemment. D'autre part, la présence importante d'algues vertes filamentées dans la lagune d'Urbino en 2011 témoigne d'une eutrophisation du milieu, qui pourrait être mis en relation avec les exploitations agricoles bien développées autour de la lagune. Castel et al. (1996) a montré que les proliférations de macroalgues en milieu lagunaire n'avaient pas forcément d'incidence sur les herbiers de magnoliophytes. Il faut également rappeler ici la disparition de l'oursin *Paracentrotus lividus* sur cette lagune, depuis les dernières investigations en 1999. Cette espèce peut exercer un surpâturage important sur *Cymodocea nodosa* et avoir une influence marquée sur sa répartition (Macia & Lirman, 1999). Ainsi, la disparition de cet oursin dans la lagune a certainement favorisé la progression des herbiers de magnoliophytes observée en 2011. De plus, cette période est marquée par la fermeture de la principale entreprise aquacole sur le site au début des années 2000.

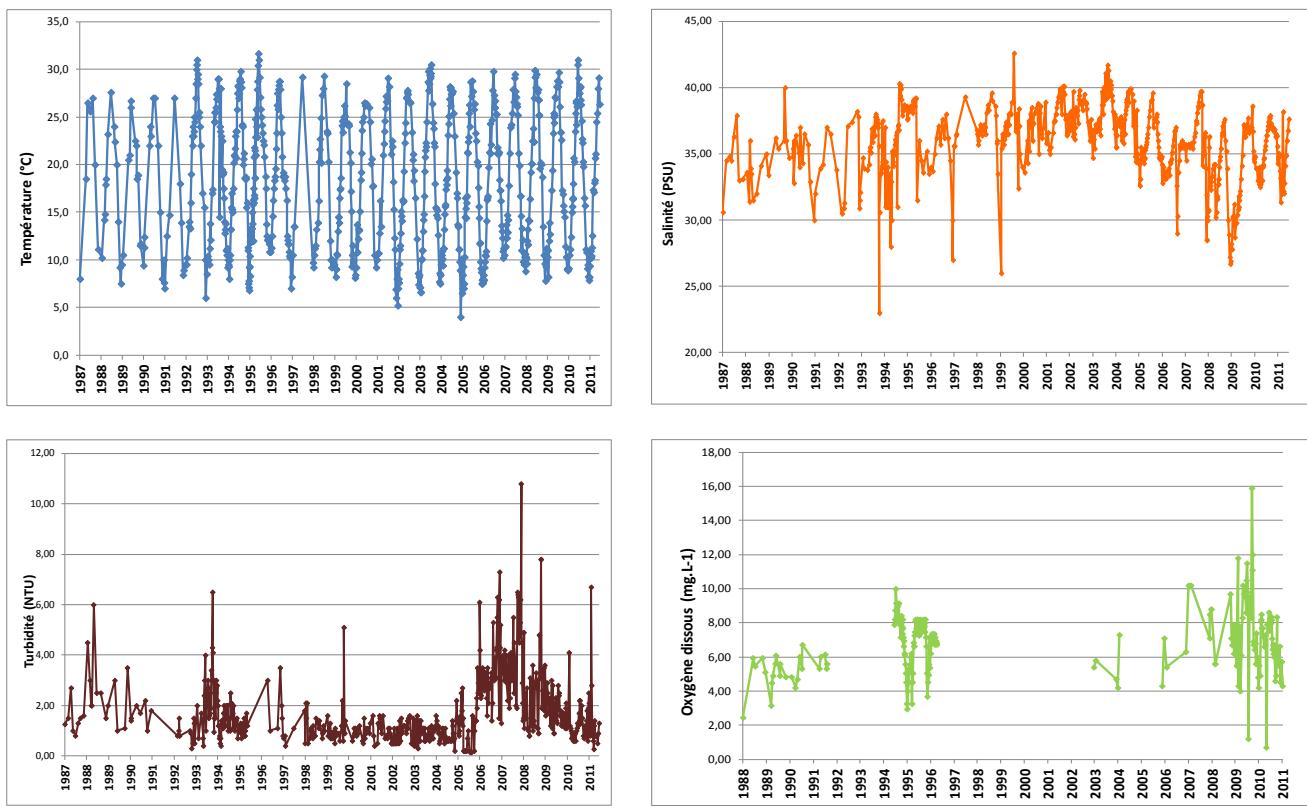


Figure 26 : évolution temporelle de la température de surface, de la salinité, de la turbidité et de l'oxygène dissous à l'étang d'Urbino (Données généralement mensuelles ; Source des données : Ifremer, entreprise aquacole d'Urbino - Scorsa - et ce travail).

IV.3. Etang de Palo

IV.3.1. Peuplements, types de fonds et ressources naturelles associées

Les observations de terrain révèlent la présence de deux espèces de magnoliophytes sur l'étang de Palo. Il s'agit de *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa*, qui occupent de manière plus ou moins discontinue la quasi-totalité de la surface de la lagune de Palo, du fait de sa faible profondeur (Tableau III ; Figure 27 ; Figure 28 à Figure 36), comme cela avait déjà été observé par Canovas et al. (1996). Ces herbiers à *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa*, que l'on retrouve souvent associés, peuvent présenter un fort recouvrement localement. Ils sont souvent agrégés à des *Gracilaria* sp. (cf. transect 3 ; Figure 30). Dans le Nord de la lagune, on remarque un tapis important d'*Ulva rigida* (cf. transect 2 ; Figure 29), qui dégrade les herbiers de magnoliophytes, comme cela avait déjà été observé par Canovas et al. (1996) et Andral & Orsoni (2007).

Le substrat est majoritairement un substrat fin qui est plutôt sableux près du grau. On retrouve les zones de galets au Sud de la lagune. Ce substrat est très souvent coquillier. Il est à noter la présence d'eaux très turbides localement, notamment au Sud de la lagune et au centre, ce qui empêchait l'observation du fond de la surface et ce malgré une faible profondeur.

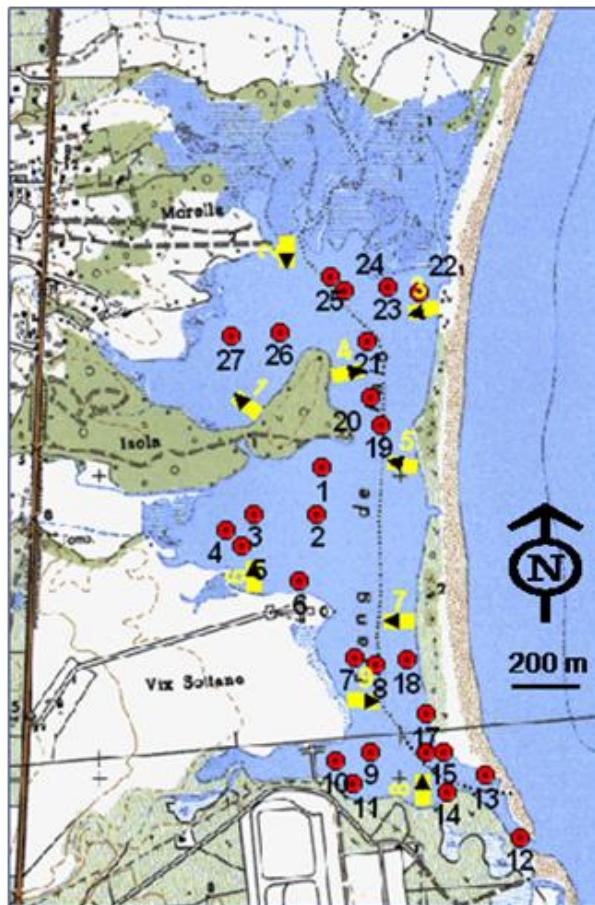
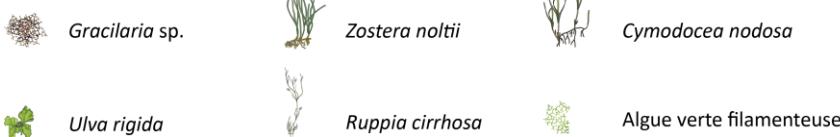


Figure 27 : localisation des relevés ponctuels et des transects sur l'étang de Palo
(Fond de carte : TOP 25 IGN).

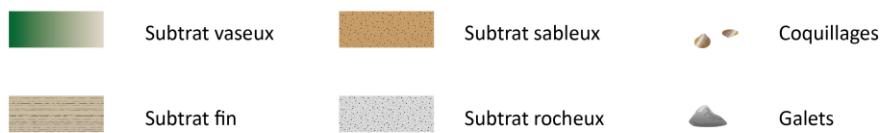
Tableau III : peuplements et types de fonds observés au niveau des relevés ponctuels à l'étang de Palo.

N°	Peuplements et types de fonds
1	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 5 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. (recouvrement = 90 %) sur substrat fin coquillier
2	Herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 20 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier
3	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 10 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. (recouvrement = 20 %) sur substrat fin coquillier
4	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 5 %) sur substrat fin coquillier
5	Herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 5 %) sur substrat fin coquillier
6	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 5 %) avec quelques <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier
7	Quelques taches d'herbier de <i>Zostera noltii</i> sur substrat fin coquillier
8	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 5 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier
9	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 10 %) sur substrat fin coquillier
10	Taches d'herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 40 %) sur substrat fin coquillier
11	Substrat fin coquillier
12	Litière de <i>Posidonia oceanica</i> sur sable
13	Herbier de <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 50 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. (recouvrement = 50 %) sur substrat fin coquillier
13	Bande de 1 à 2 m de large de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> sur substrat fin coquillier
14	Herbier de <i>Zostera noltii</i> (recouvrement = 5 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur galets
15	Bande de 1 à 2 m de large de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> sur substrat fin coquillier
16	Litière de <i>Posidonia oceanica</i> sur substrat fin coquillier
17	Herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 90 %) sur substrat fin coquillier
18	Taches de <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier
20	Quelques <i>Gracilaria</i> sp. (recouvrement = 10 %) sur substrat fin coquillier
21	Herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 50 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier
22	Taches d'herbier de <i>Zostera noltii</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i> avec <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin sableux coquillier
23	Quelques taches de <i>Gracilaria</i> sp. et d'herbier de <i>Ruppia cirrhosa</i> et <i>Zostera noltii</i> sur substrat fin sableux coquillier
24	Herbier de <i>Ruppia cirrhosa</i> (recouvrement = 10 %) avec <i>Gracilaria</i> sp. et tapis important d' <i>Ulva rigida</i> sur substrat fin coquillier
25	Tapis d' <i>Ulva rigida</i> (recouvrement = 75 %) avec des <i>Gracilaria</i> sp. et quelques faisceaux de <i>Zostera noltii</i> sur substrat fin sableux coquillier
26	Substrat fin coquillier
27	Quelques <i>Gracilaria</i> sp. sur substrat fin coquillier

Flore



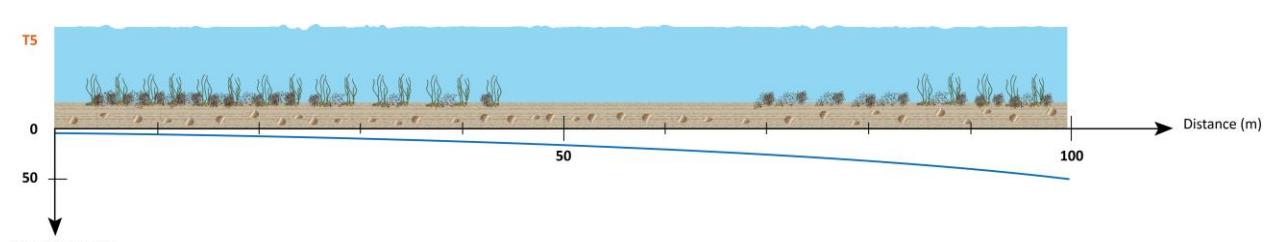
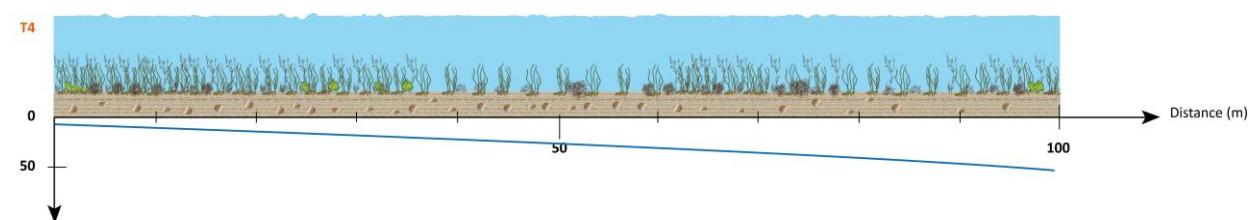
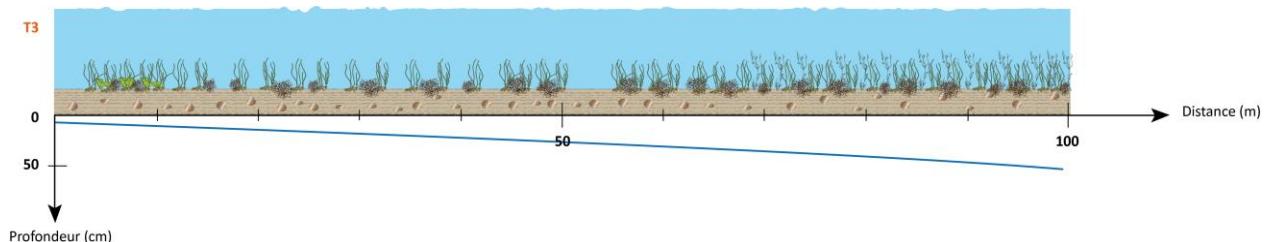
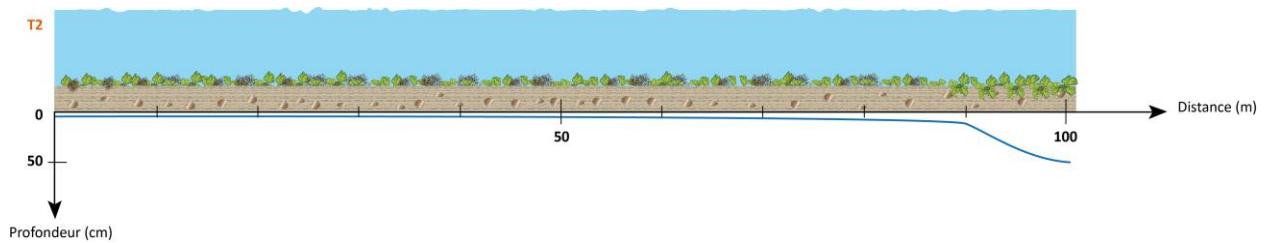
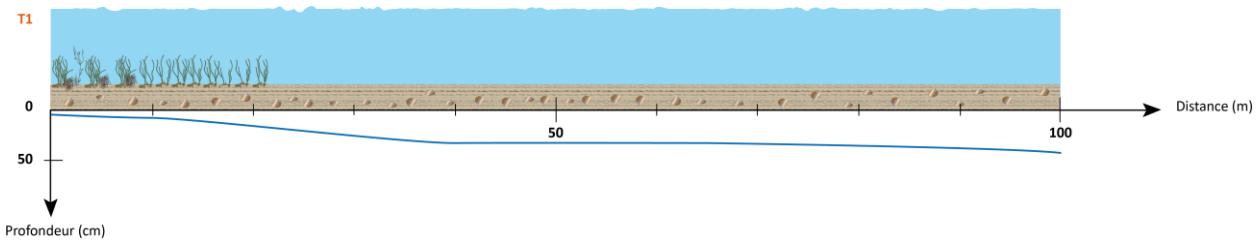
Substrat

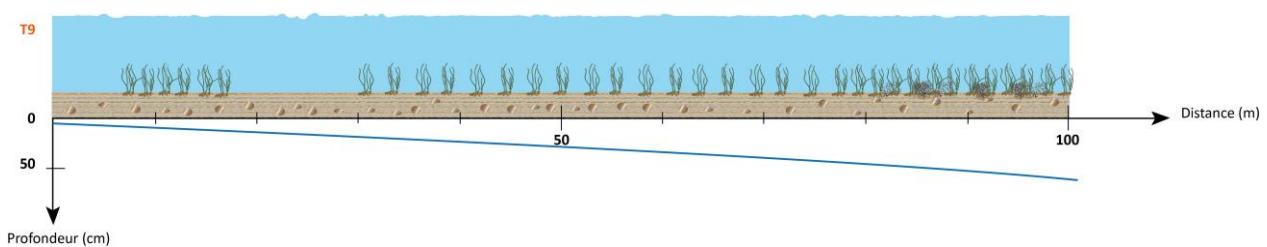
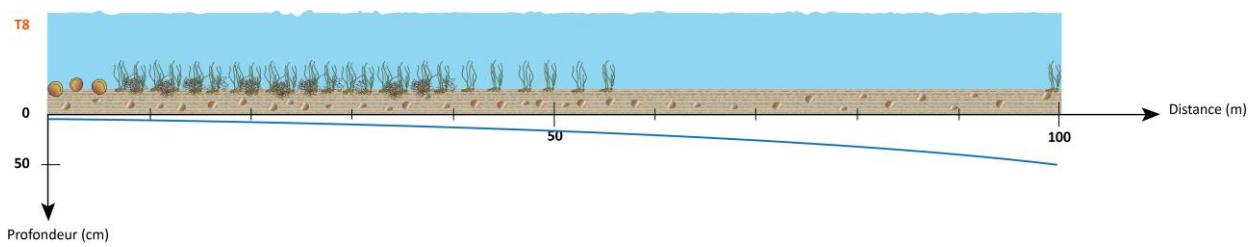
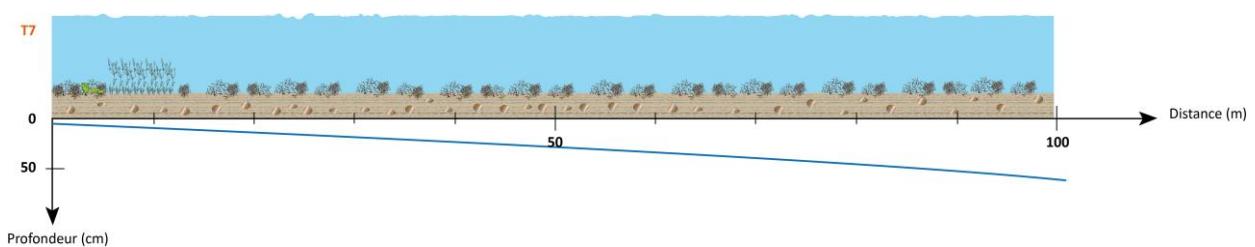
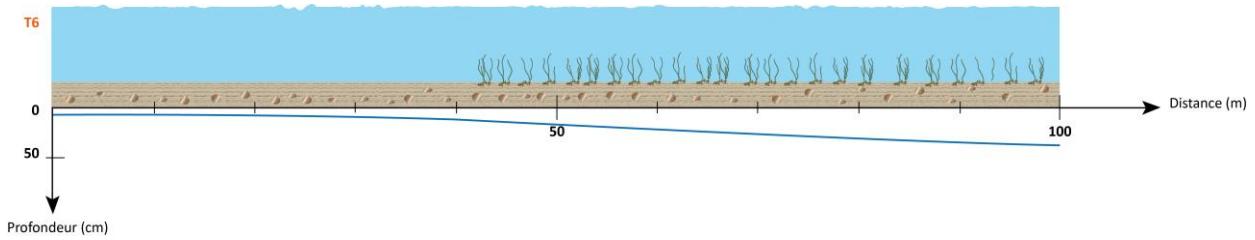


Divers



Présentation des différents symboles utilisés pour l'illustration des transects.





IV.3.2. Cartographie et évolution

A l'issue du traitement d'images de la photographie aérienne de l'étang de Palo, prise en 2007, deux peuplements ou types de fonds principaux sont considérés : les herbiers de magnoliophytes et les sédiments meubles (Figure 37). Les auteurs tiennent à rappeler l'impossibilité de réaliser des prises de vues aériennes sur l'étang de Palo en 2011, en raison de la proximité de cette lagune avec la base aérienne militaire de Solenzara et du conflit mondial en Libye à cette période. Ainsi, la fiabilité du résultat cartographique présenté dans ce document à partir de la photographie aérienne de 2007 est faible, étant donné l'absence de données-terrain en même temps que la prise de vue.

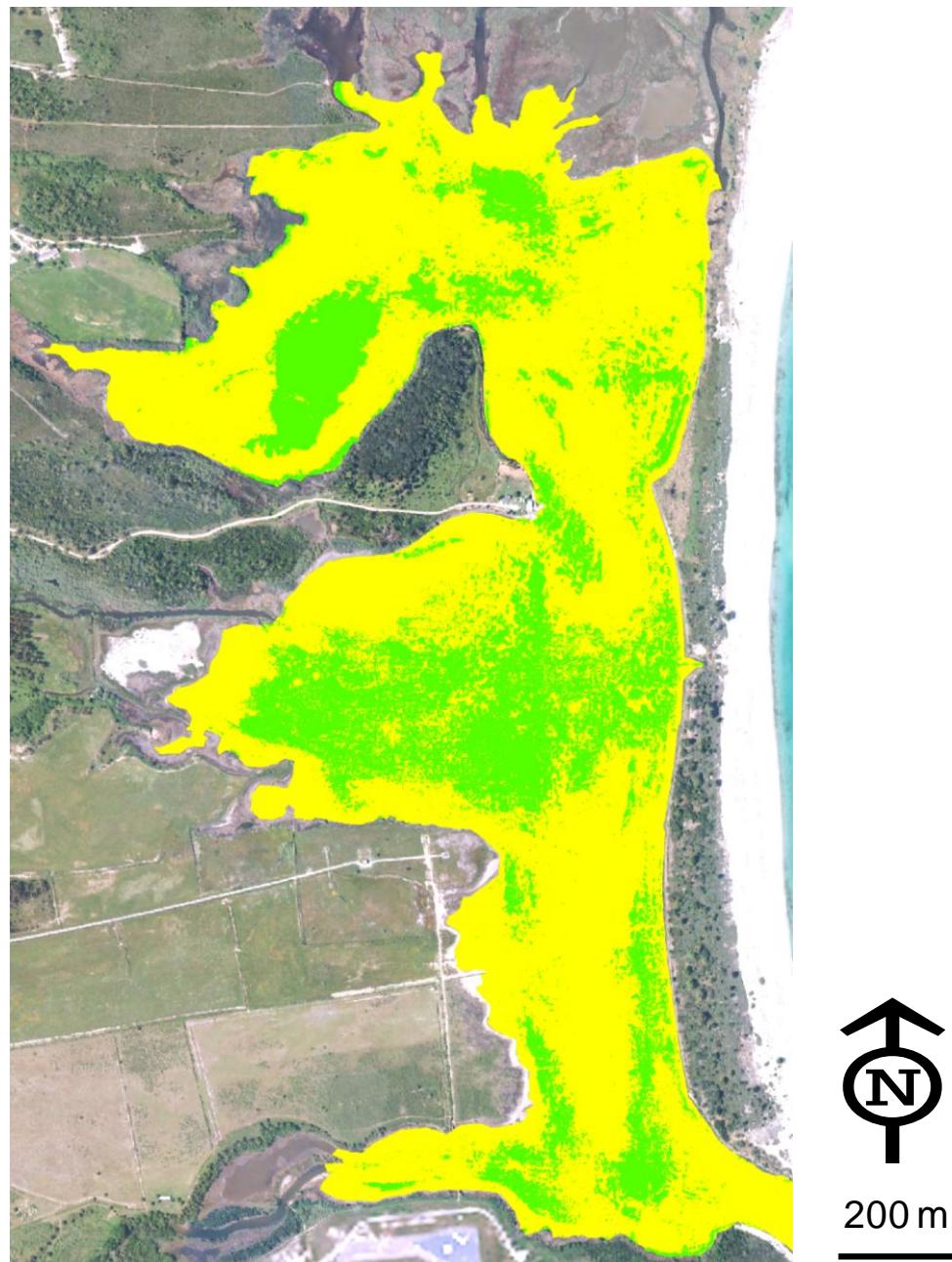


Figure 37 : cartographies des principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Palo en 2007 (Vert clair : **Herbiers de magnoliophytes** ; Jaune: **Sédiments fins**) ; Fond de carte : photographie aérienne de 2007.

La surface totale de la lagune cartographiée à partir de la photographie aérienne de 2007 est de 103 ha, sans prendre en compte les marais aux alentours. Les herbiers de magnoliophytes sont répartis de manière homogène sur la lagune et on les retrouve aussi bien au Nord qu'au Sud (Figure 37). A partir des observations de terrain, réalisées en 2011, ces herbiers de magnoliophytes (*Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa*) sont souvent associés à des *Gracilaria* sp. et/ou à des tapis importants d'*Ulva rigida*. Il apparaît également que le recouvrement des herbiers de magnoliophytes peut parfois être faible localement (environ 5 %). Leur distinction par traitement d'images à partir de photographies aériennes peut alors s'avérer délicates et entraîner des difficultés d'interprétation qui n'ont pu être prises en compte et corrigées, du fait de l'absence de données-terrain à la même date que la prise de vue aérienne. Les surfaces des peuplements et types de fonds cartographiées, à partir de la photographie aérienne de 2007, ne sont pas fournies dans ce document, étant donnée l'incertitude du résultat cartographique obtenu.

La lagune de Palo a déjà fait l'objet de deux études cartographiques (en 1972-73 par Casabianca De et al., 1972-73 et en 1996 par Canovas et al., 1996 ; cf. chapitre III). Ces données cartographiques sont issues uniquement d'un travail de repérage sur le terrain, suivi d'une extrapolation empirique. En 1972-1973, les surfaces couvertes par les herbiers de magnoliophytes sont évaluées à 113 ha et à 93 ha en 1996. Les différences de surface entre ces deux dates sont certainement à mettre en relation avec les précisions des méthodes de cartographies utilisées. Malgré la présence actuellement de tapis important d'*Ulva rigida* dans la lagune, il est impossible de conclure quant à une évolution temporelle des magnoliophytes, qui pourrait être liée à des modifications du milieu.

V. Paramètres physiques de l'eau et communautés phytoplanctoniques

V.1. Matériel et méthodes

Afin de caractériser les paramètres physiques et les communautés phytoplanctoniques des deux plans d'eau, des mesures et des prélèvements ont été réalisés les 27 et 28 avril 2001 pour l'étang d'Urbino et le 27 mai 2011 pour l'étang de Palo.

Les paramètres physiques de la masse d'eau (salinité, température, oxygène dissous et turbidité) ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètre (YSI 6600 V2-2). 18 mesures en surface ont été réalisées à l'étang d'Urbino et 7 mesures à l'étang de Palo. Lorsque la profondeur le permettait à Urbino, des profils verticaux ont été réalisés, soit 4 profils.

Le taux de chlorophylle *a* et les concentrations des principales classes d'algues (Chlorophycées, Cyanophycées, Diatomophycées/Dinophycées et Cryptophycées) ont été mesurées en surface sur 18 points à l'étang d'Urbino et 7 points à l'étang de Palo, à l'aide d'un spectrofluorimètre de terrain (Fluoroprobe BBE V3 Walz®). Lorsque la profondeur le permettait à Urbino, des profils verticaux ont été réalisés, soit 4 profils. La fluoroprobe BBE est un auto-analyseur *in situ* à haute fréquence. Il permet de mesurer la biomasse totale (équivalent au taux de Chlorophylle *a*), la biomasse de quatre classes pigmentaires de phytoplancton (classes citées ci-dessus) et les substances jaunes (ou substances humiques). La distinction entre les différents groupes phytoplanctoniques repose sur les caractéristiques différentielles des spectres d'excitation de leur pigment spécifique (Beulter et al., 2001, 2002), ceci à travers l'utilisation de lumière d'excitation qui provient de 5 diodes électroluminescentes réglées à différentes longueurs d'onde : 450, 525, 570, 590 et 610 nm. Une calibration d'usine (à partir d'espèces phytoplanctoniques communes) est ensuite utilisée pour quantifier les principaux groupes d'algues.

Des prélèvements de microphytoplancton ont été réalisés en surface sur les points 10, 16, 23 et 32 sur l'étang d'Urbino (Figure 14) et sur les points 2, 8, 16 et 24 sur l'étang de Palo (Figure 27). 50 litres d'eau sont filtrés dans un filet à phytoplancton de type APSTEIN avec une soie de 20 µm. 100 mL d'échantillon sont alors concentrés dans un flacon transparent et fixés au formol à 2.5 %. L'identification des espèces ou genres appartenant au microphytoplancton a été faite selon la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958 ; AFNOR, 2006) à l'aide d'un microscope optique inversé à contraste de phase (CKX31 OLYMPUS®). Les livres de déterminations, tels que Tregouboff & Rose (1957a, b) Chretiennot-Dinet (1986), Sournia (1986), Ricard (1987), Paulmier (1997), ont été utilisés pour la détermination de certaines espèces.

V.2. Etang d'Urbino

Sur l'ensemble de l'étang d'Urbino, les paramètres physiques en surface sont relativement homogènes et varient peu d'un point de mesure à l'autre (température de 17.61 à 19.80 °C, salinité de 38.12 à 38.65 PSU, oxygène dissous de 7.73 à 10.02 mg.L⁻¹, turbidité de 0.00 à 0.70 NTU ; Tableau IV ; Figure 14). Les profils verticaux indiquent que ces paramètres varient un peu plus sur l'ensemble

de la colonne d'eau (Tableau V à Tableau VIII). La température diminue avec la profondeur et atteint 15.91 °C à 8.5 m (point 16 ; Tableau VI). La salinité augmente légèrement avec la profondeur et atteint 40.52 PSU à 7.5 m (point 23 ; Tableau VII). L'oxygène dissous diminue avec la profondeur et atteint 3.83 mg.L⁻¹ à 8.5 m (point 16 ; Tableau VI). La turbidité augmente avec la profondeur et peut atteindre 3.00 NTU à 6.5 m (points 23 et 32 ; Tableau VII et Tableau VIII). Ces données sont conformes aux données de la littérature pour la même période de prélèvement (Orsoni et al., 2001).

Tableau IV : paramètres abiotiques et biotiques mesurés en surface dans la lagune d'Urbino.

Point	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl α (μg.L ⁻¹)
6	18.23	38.48	7.73	0.26	3.84
7	18.34	38.50	8.63	0.46	3.74
12	18.21	38.33	8.74	0.70	3.25
14	17.61	38.15	8.06	0.00	1.66
15	17.61	38.27	7.74	0.13	0.88
17	17.83	38.30	8.59	0.33	1.90
19	17.77	38.34	8.25	0.10	2.51
21	17.86	38.39	7.96	0.36	2.74
24	18.02	38.46	10.02	0.10	2.07
25	18.17	38.38	9.74	0.23	2.66
28	18.35	38.55	9.16	0.16	2.36
30	18.55	38.56	9.11	0.00	1.33
35	18.72	38.65	8.93	0.10	1.97
39	19.80	38.18	8.13	0.70	2.55
40	19.41	38.29	8.39	0.00	2.08
43	18.35	38.12	8.42	0.23	2.17
44	18.12	38.18	8.30	0.26	2.08
45	18.23	38.48	8.41	0.23	2.12

Tableau V : paramètres abiotiques et biotiques mesurés au point 10 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino.

Profondeur (m)	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl α (μg.L ⁻¹)
0.50	18.39	38.50	8.28	0.40	3.75
1.50	18.40	38.51	8.32	0.40	3.75
2.50	18.40	38.51	8.2	0.40	4.01
3.50	18.40	38.51	8.13	0.40	4.09
4.50	18.40	38.51	8.11	0.40	4.30
5.50	18.08	39.10	7.74	1.30	4.39

Tableau VI : paramètres abiotiques et biotiques mesurés au point 16 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino.

Profondeur (m)	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl α (μg.L ⁻¹)
0.50	17.85	38.31	8.14	0.30	3.14
1.50	17.81	38.30	8.12	0.30	3.15
2.50	17.78	38.30	8.01	0.30	3.80
3.50	17.74	38.31	7.91	0.30	3.29
4.50	17.84	38.72	7.78	0.30	3.72
5.50	17.14	39.56	7.16	0.50	4.86
6.50	16.42	40.14	5.58	0.90	5.92
7.50	16.07	40.32	4.43	0.70	7.35
8.50	15.91	40.34	3.83	1.30	10.21

Tableau VII : paramètres abiotiques et biotiques mesurés au point 23 (profil vertical) dans la lagune d’Urbino.

Profondeur (m)	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl <i>a</i> (µg.L ⁻¹)
0.50	18.40	38.53	6.24	0.10	2.12
1.50	18.10	38.51	8.53	0.20	1.92
2.50	18.06	38.51	8.74	0.30	2.95
3.50	18.07	38.61	8.68	0.20	3.21
4.50	17.58	39.04	8.46	0.40	5.26
5.50	17.18	39.61	7.82	0.60	5.55
6.50	16.77	40.04	6.90	3.00	11.62

Tableau VIII : paramètres abiotiques et biotiques mesurés au point 32 (profil vertical) dans la lagune d’Urbino.

Profondeur (m)	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl <i>a</i> (µg.L ⁻¹)
0.50	18.40	38.53	8.67	0.10	2.12
1.50	18.10	38.51	8.61	0.20	1.92
2.50	18.06	38.51	8.43	0.30	2.95
3.50	18.07	38.61	8.32	0.20	3.21
4.50	17.58	39.04	8.02	0.40	5.26
5.50	17.18	39.61	7.05	0.60	5.55
6.50	16.77	40.04	4.27	3.00	11.62

Les concentrations en chlorophylle *a*, mesurées en surface, varient de 0.88 à 3.84 µg.L⁻¹, avec des valeurs plus élevées pour la partie Sud-Ouest de la lagune d’Urbino (Tableau IV ; Figure 14). Ces valeurs de chlorophylle *a* augmentent avec la profondeur et peuvent atteindre 11.62 µg.L⁻¹ à 6.5 m (point 32 ; Tableau VIII). Ces données sont conformes aux données de la littérature pour la même période de prélèvement (Orsoni et al., 2001).

Concernant les principales classes d’algues, les concentrations obtenues en surface avec la sonde fluoroprobe BBE montrent la prédominance des Diatomophycées/Dinophycées et des Chlorophycées (Figure 38). Des Cryptophycées et des Cyanophycées sont détectées, mais en moindre quantité et fonction des points de prélèvement. De même, les profils verticaux montrent une prédominance des Diatomophycées/Dinophycées et des Chlorophycées sur toute la colonne d’eau (Figure 39 à Figure 42).

Les observations en microscopie optique inversée des échantillons de microphytoplancton, prélevés aux points 10, 16, 23 et 32, au niveau des profils verticaux, mettent en évidence la prédominance des Diatomophycées (de 85 à 90 % en fonction des points), accompagnées de Dinophycées (de 8 à 10 %), de Cyanophycées (de 1 à 2 %) et d’autres flagellés (de 1 à 2 %). Parmi les Diatomophycées, le genre dominant est *Pseudo-Nitzschia* sp. (Figure 43), mais on peut également observer des *Chaetoceros* sp. et des *Thalassionema* sp. Parmi les Dinophycées, les genres rencontrés sont *Protoperidinien* sp., *Alexandrium* sp., *Gymnodinium* sp. et *Protoceratium* sp. Le genre toxique *Pseudo-nitzschia* a déjà été observé à l’étang d’Urbino, particulièrement en hiver jusqu’au printemps (Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009). Il faut préciser que dans les échantillons, on pouvait observer de très nombreuses petites cellules, difficiles à identifier en microscopie optique inversée (picophytoplancton et nanophytoplancton).

En microscopie optique inversée, l'observation des échantillons de microphytoplancton n'ont pas permis de mettre en évidence des Chlorophycées et des Cryptophycées, comme cela a été mesuré par la sonde fluoroprobe BBE. Deux explications peuvent être énoncées :

- le picophytoplancton et le nanophytoplancton constituent une part importante de la production primaire des milieux lagunaires (Bec, 2005 ; Bec et al., 2005). Ces deux groupes peuvent être constitués de Chlorophycées et de Cryptophycées, non identifiables par microscopie optique inversée et ainsi entraîner une différence de résultats entre les deux méthodes d'étude ;
- d'autre part, même si la fluoroprobe BBE est très largement utilisée et approuvée en milieu aquatique d'eau douce (Gregor & Marsalek, 2004 ; Rolland et al., 2010), il faut préciser que cette sonde est calibrée à partir d'algues spécifiques communes. Cette calibration entraîne peut-être des problèmes de mesure et ainsi fournir des résultats erronés. Aussi, il faut prendre toutes les précautions nécessaires dans l'interprétation des résultats de la fluoroprobe BBE.

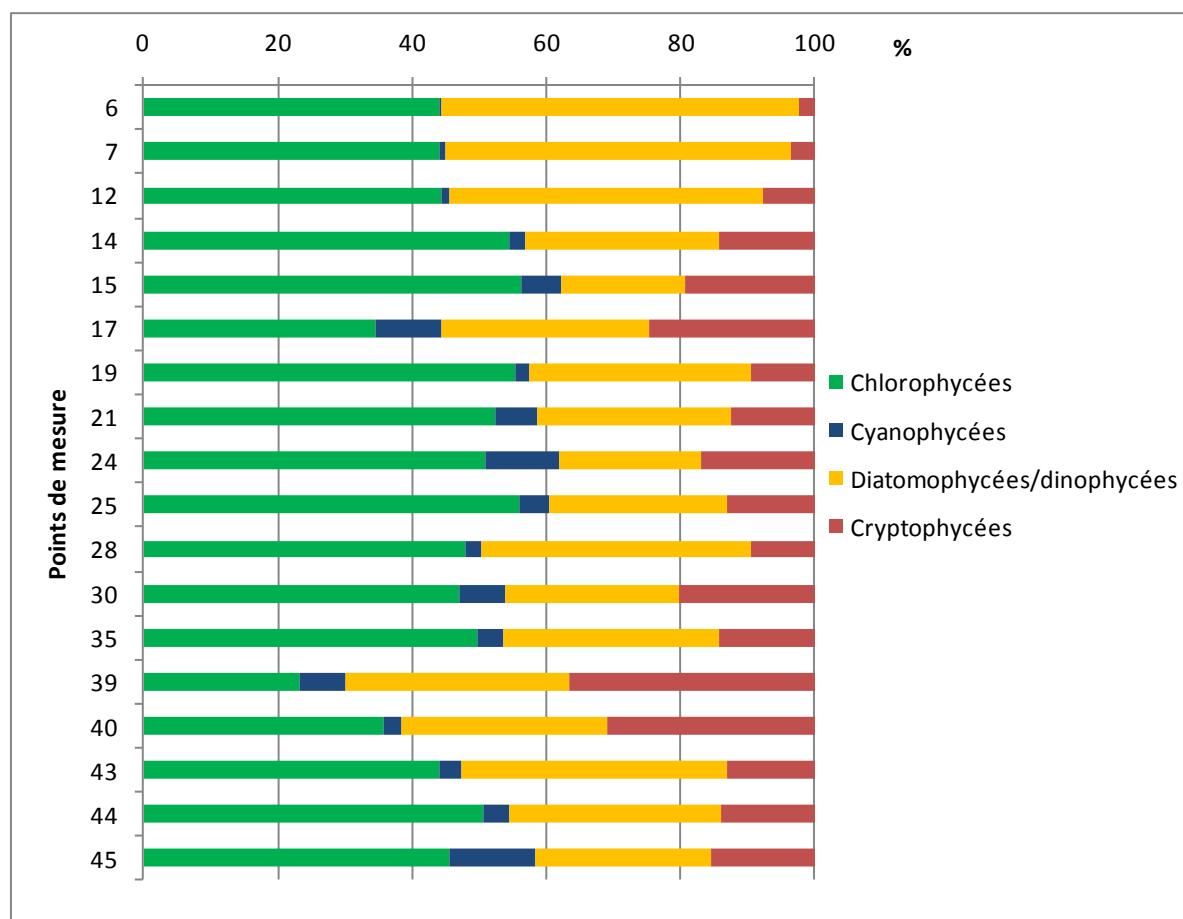


Figure 38 : principales classes d'algues mesurées en surface dans la lagune d'Urbino à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.

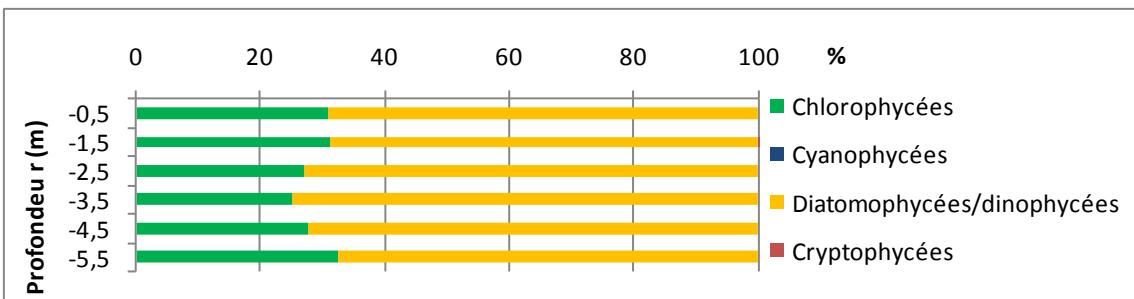


Figure 39 : principales classes d'algues mesurées au point 10 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.

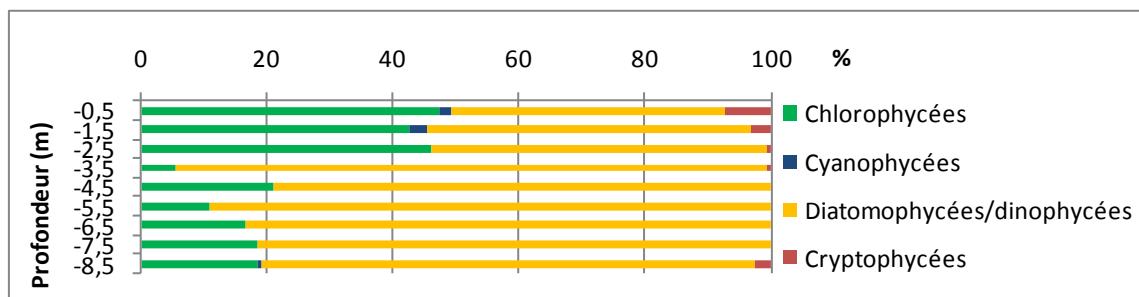


Figure 40 : principales classes d'algues mesurées au point 16 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.

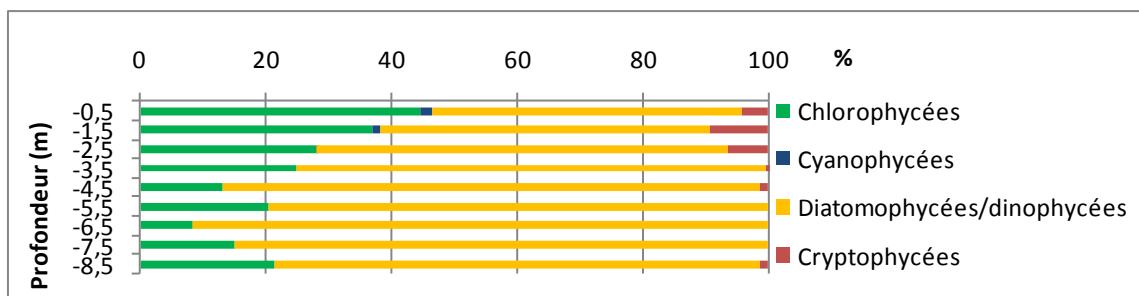


Figure 41 : principales classes d'algues mesurées au point 23 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.

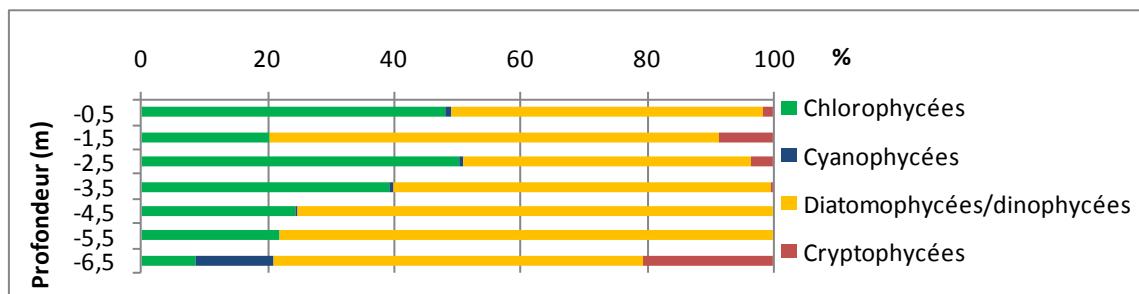


Figure 42 : principales classes d'algues mesurées au point 32 (profil vertical) dans la lagune d'Urbino à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.

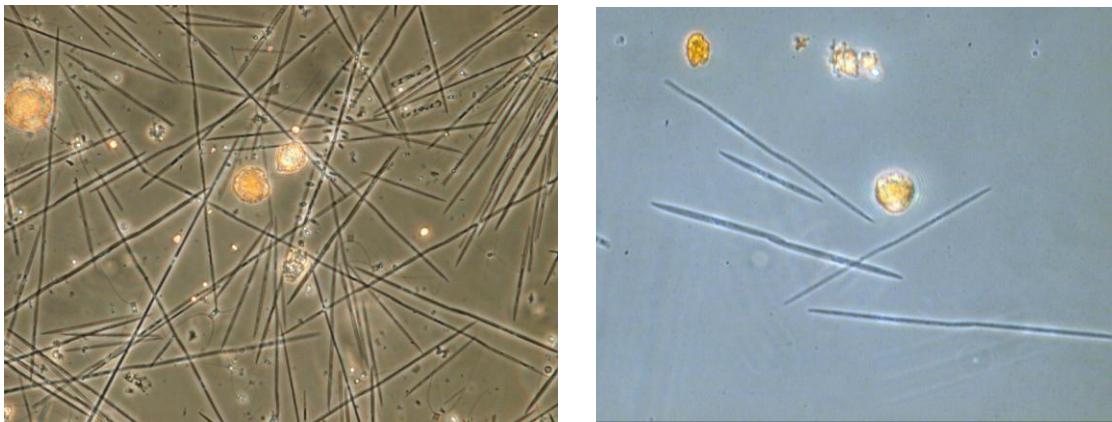


Figure 43 : photographies du genre *Pseudo-nitzschia* observé au microscope inversé (objectif x 40) à l'étang d'Urbino (avril 2011).

V.3. Etang de Palo

Contrairement à l'étang d'Urbino, les paramètres physiques mesurés à l'étang de Palo en surface varient plus d'un point de mesure à l'autre, à l'exception de la température qui oscille de 24.01 °C à 26.95 °C (Tableau IX ; Figure 27). La salinité varie de 23.60 PSU (au Nord, vers les nombreuses arrivées d'eaux douces) à 30.37 PSU, (au Sud, vers le grau). Ces données sont conformes aux données de la littérature (Canovas et al., 1996). Un problème technique, avec le capteur mesurant l'oxygène dissous, n'a pas permis d'acquérir ces données sur cette lagune. La turbidité évolue de 1.36 NTU (au milieu de la lagune) à 65.66 NTU (au Nord ; Tableau IX ; Figure 27). Ces données de turbidité semblent élevées pour cette lagune, comparées à la même période d'étude à la lagune de Biguglia, qui présente la même configuration (Orsoni et al., 2001).

Tableau IX : paramètres abiotiques et biotiques mesurés en surface dans la lagune de Palo (problème avec le capteur d'oxygène dissous).

Point	Température (°C)	Salinité (PSU)	O ₂ dissous (mg.L ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Chl <i>a</i> (µg.L ⁻¹)
2	26.92	28.12	-	1.36	3.44
5	24.01	26.92	-	18.90	7.00
8	25.03	29.99	-	13.73	5.22
16	25.58	30.37	-	10.60	13.53
22	26.02	25.81	-	22.76	21.56
24	26.77	23.60	-	11.06	9.58
27	26.95	23.73	-	65.66	16.00

Les concentrations en chlorophylle *a*, mesurées en surface, varient de 3.44 à 21.56 µg.L⁻¹, avec les données les plus élevées pour les parties Nord et Sud de la lagune de Palo (Tableau IX ; Figure 27). Ces données sont conformes aux données de la littérature sur cette même lagune par rapport aux travaux de Canovas et al. (1996), mais plus élevées par rapport aux travaux d'Andral & Orsoni (2007).

Concernant les principales classes de microalgues, les concentrations obtenues en surface avec la sonde fluoroprobe BBE montrent une prédominance des Chlorophycées (Figure 44). Des Diatomophycées/Dinophycées, des Cryptophycées et des Cyanophycées sont détectées, mais en moindre quantité et fonction des points de prélèvement. Comme cela a été énoncé dans le chapitre précédent pour l'étang d'Urbino, les auteurs tiennent à rappeler qu'il faut interpréter avec précaution les résultats de la fluoroprobe BBE.

Les observations microscopiques des échantillons de microphytoplancton prélevés aux points 2, 5, 8 et 16 ont permis de mettre en évidence une dominance des Chlorophycées, une grande diversité pour la classe des Diatomophycées et la présence de Dinophycées et de Cryptophycées (Figure 45). Les genres dominants de Diatomophycées dans les échantillons sont *Navicula* sp. et *Licmophora* sp. (Figure 46). Il faut également noter une forte concentration en picophytoplancton et nanophytoplancton (Figure 45).

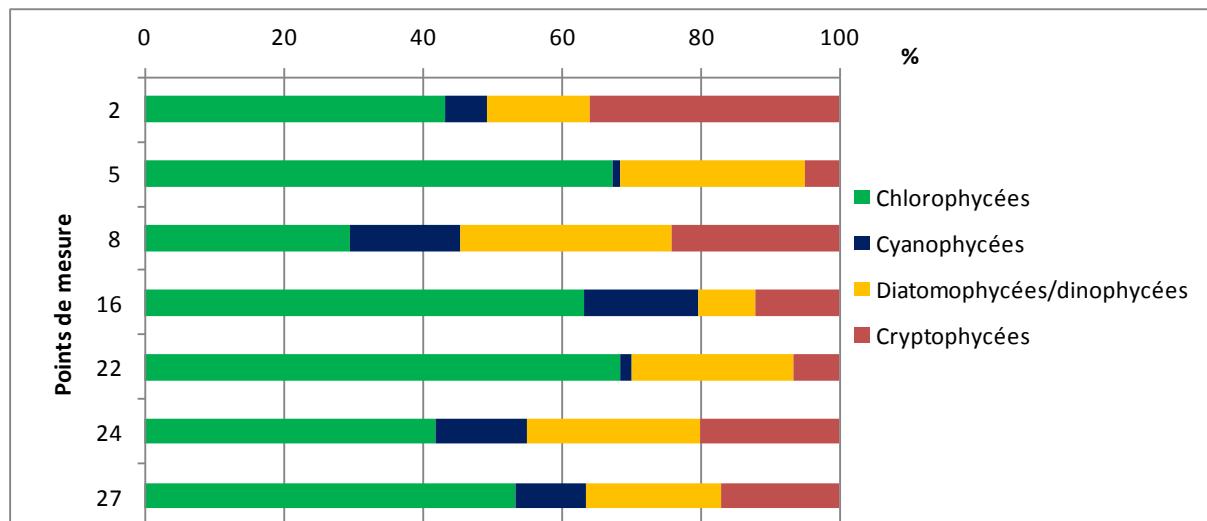


Figure 44 : principales classes d'algues mesurées en surface dans la lagune de Palo à l'aide de la sonde fluoroprobe BBE.



Figure 45: photographie au microscope inversé d'un échantillon de phytoplancton prélevé à l'étang de Palo (objectif x 40). Observation en premier plan d'une Chlorophycée et de petites cellules de Dinophycées du genre *Protoperidinien* sp.



Figure 46 : photographies des genres *Navicula* sp. (à gauche) et *Licmophora* sp. (à droite) observés au microscope inversé (objectif x 100) à l'étang de Palo (mai 2011).

VI. Conclusions

Dans le cadre de ce rapport, il a été réalisé dans un premier temps un recueil et une synthèse des données bibliographiques existantes concernant la description, la localisation et les reports cartographiques des principaux peuplements et types de fonds pour les étangs d'Urbino et de Palo. Pour l'étang d'Urbino, six études cartographiques avaient déjà été réalisées entre les années 1972 et 1999. Les différents auteurs révélaient la prédominance d'un herbier de *Cymodocea nodosa* qui ceinturait la lagune. Pour l'étang de Palo, seules deux cartographies ont été réalisées en 1972-1973 et en 1996, qui montraient la présence d'herbier à *Ruppia cirrhosa* et *Zostera noltii* sur l'ensemble de la lagune.

Dans un deuxième temps, des mesures *in situ* (réalisées au printemps 2011) concernant les principaux peuplements et types de fonds et les ressources naturelles associées ont été effectuées. Les observations de terrain ont permis de confirmer la dominance de *Cymodocea nodosa* sur la lagune d'Urbino et la présence de *Ruppia cirrhosa* et *Zostera noltii* sur la lagune de Palo.

A l'étang d'Urbino, il faut noter la présence localement d'algues vertes filamenteuses (*Chaetomorpha* sp.) au niveau des herbiers de *Cymodocea nodosa* qui occupent un espace important au niveau de la colonne d'eau. Il faut également souligner la forte présence d'anémones, soit en épiphyte sur les feuilles de *Cymodocea nodosa*, soit sur le substrat qui peuvent former des taches de plusieurs m². D'autre part, les données-terrain révèlent la présence de spongiaires, de nombreuses holothuries dans les zones sableuses et surtout l'absence de l'oursin *Paracentrotus lividus*, espèce bien représentée dans cette lagune dans les années 90. La disparition de cet oursin est peut-être à mettre en relation avec l'entretien épisodique du grau ces dernières années.

A l'étang de Palo, les herbiers de magnoliophytes sont fortement dégradés par des espèces opportunistes de macroalgues vertes.

Le traitement d'images des photographies aériennes de l'étang d'Urbino, obtenues en 2011, a permis de réaliser une cartographie des principaux peuplements et types de fonds. Ce travail évalue les surfaces d'herbiers de magnoliophytes à 202.3 ha, soit 27.4 % de la surface totale. A partir des cartographiques anciennes disponibles sur la lagune d'Urbino (1972-1973, 1979, 1990, 1994, 1996, 1999) et de la nouvelle cartographie de 2011, un Système d'Information Géographique a été créé et une étude diachronique des herbiers de magnoliophytes a été réalisée. L'évolution temporelle des herbiers de magnoliophytes de 1972 à nos jours montre une diminution des surfaces du début des années 70 au début des années 90, puis une augmentation jusqu'à nos jours. Même si la littérature fait état d'une régression importante des herbiers de magnoliophytes dans le monde, essentiellement en raison de phénomènes d'eutrophisation liés aux activités humaines (Orth et al., 2006 ; Bernard et al., 2007 ; Plus et al., 2010), les herbiers de la lagune d'Urbino ne semblent pas être soumis particulièrement à ces phénomènes. Avec un bassin versant peu urbanisé (mais présence d'activités agricoles) et des niveaux de contaminations faibles (Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009), les herbiers de magnoliophytes de la lagune d'Urbino semblent être plus perturbés par les événements météorologiques locaux.

En raison de la proximité de la lagune de Palo avec la base aérienne militaire de Solenzara et de la présence du conflit mondial en Libye au début de l'année 2011, il n'a pas été possible d'effectuer des prises de vues aériennes en 2011 sur cette lagune. Ainsi, la photographie aérienne, prise en 2007 par l'IGN, a été utilisée pour réaliser la cartographie des principaux peuplements et types de fonds de la lagune de Palo. Toutefois, les auteurs tiennent à souligner la faible valeur du résultat cartographique

de l'étang de Palo, étant donné l'absence de données-terrain en 2007, en même temps que la prise de vue. A partir des cartographies anciennes disponibles sur la lagune de Palo (1972-1973, 1996) et de la cartographie de 2007, un Système d'Information Géographique a été créé sur cette lagune. Toutefois, compte tenu des faibles valeurs cartographiques des données et malgré la présence de tapis important d'*Ulva rigida*, il a été impossible de conclure quant à une évolution temporelle des herbiers de magnoliophytes sur la lagune de Palo.

Parallèlement aux investigations de terrain, concernant les principaux peuplements et types de fonds et les ressources naturelles associées, des relevés des paramètres physiques de l'eau et des observations des communautés phytoplanctoniques ont été réalisés au printemps 2011. Les paramètres physiques mesurés sur l'étang d'Urbino sont plus homogènes, comparés à ceux mesurés sur l'étang de Palo. Les valeurs de chlorophylle *a* mesurées en surface sur les deux lagunes sont conformes aux données de la littérature pour la même période d'étude (entre 0.88 à 3.84 µg.L⁻¹ pour la lagune d'Urbino et entre 3.44 à 21.56 µg.L⁻¹ pour la lagune de Palo). La quantification relative des principales classes d'algues, mesurée avec la sonde fluoroprobe BBE, met en évidence une dominance des Diatomophycées/Dinophycées et des Chlorophycées sur l'étang d'Urbino et une dominance des Chlorophycées sur l'étang de Palo. Les auteurs tiennent à rappeler qu'il faut interpréter avec précaution les résultats de la fluoroprobe BBE. Les observations au microscope inversé signalent la présence importante du genre toxique *Pseudo-Nitzschia* sp. à Urbino au printemps 2011.

Une gestion performante, à l'échelle de la région corse, concernant les zones humides, ne peut se baser uniquement sur les seules données cartographiques obtenues durant cette étude, et cela même si elles en constituent le canevas. L'objectif à terme, afin de compléter ce travail, serait de disposer d'un ensemble d'informations facilement accessibles (e.g. courantologie, inventaires d'espèces patrimoniales et protégées, suivis annuels). Ces informations pourraient être intégrées au sein d'une même base de données géoréférencées, dont tous les gestionnaires ayant en charge la protection et la gestion des zones humides en Corse en auraient l'accès. La création d'un SIG pluridisciplinaire permettrait donc de cataloguer, stocker, synthétiser et diffuser les informations produites et d'évaluer ainsi les impacts des activités anthropiques sur la qualité environnementale, la biodiversité et le fonctionnement de ces milieux. Ces éléments permettraient de développer un modèle de gestion durable des zones humides, en intégrant de manière équilibrée la protection des espaces et des espèces, tout en respectant les nécessités économiques et sociales.

VII. Références bibliographiques

- AFNOR, 2006. Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (Méthode Utermöhl), NF EN 15204, Ed. AFNOR, Paris, 39 p.
- Andral B., Orsoni V., 2007. Mise en œuvre du Contrôle de surveillance. Résultats de la campagne 2006. District Corse. Rapport Ifremer, 144 p.
- Anonyme, 1997. L'aquaculture marine en Corse. Collectivité Territoriale de Corse & Agence Développement Economique de la Corse, 8 p. + 12 fiches.
- Bec B., 2005. Dynamique du picophytoplancton dans les lagunes méditerranéenne du Languedoc-Roussillon et de Corse. Thèse de doctorat, Université de Montpellier II, 238 p.
- Bec B., Husseini-Ratrema J., Collos Y., Souchu P., Vaquer A., 2005. Phytoplankton seasonal dynamics in a Mediterranean coastal lagoon: emphasis on the picoeukaryote community. *J. Plankton Research*, 27(9), 881–894.
- Bernard G., Boudouresque C.F., Picon P., 2007. Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, 73, 617-629.
- Beutler M., Wiltshire K.H., Meyer B., Moldaenke C., Dau H., 2001. *In situ* profiles of phytoplankton: algal composition and biomass determined fluorometrically. In: Ninth international conference on harmful algal blooms, Hobart (Australia), 202–205.
- Beutler M., Wiltshire K.H., Meyer B., Moldaenke C., Luring C., Meyerhofer M., Hansen U.P., Dau H., 2002. A fluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. *Photosynth. Res.*, 72, 39–53.
- Bouchoucha M., 2010. Inventaire des peuplements de poissons sur les milieux lagunaires corses. Rapport Ifremer, 36 p.
- Bowen J.L., Valiela I., 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1489-1500.
- Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, 2009. Résultats acquis jusqu'en 2008. Ifremer/RST.LER/PAC/09-01/Laboratoire Environnement Ressources de Provence Azur Corse, 91 p.
- Burkholder J.M., Tomasko D.A., Touchette B.W., 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 46–72.
- Canovas S., Sancho S., Dutrieux E., 1996. Diagnostic hydrologique et hydrobiologique de l'étang de Palo, Corse. Rapp. IARE réalisé pour le compte du Conservatoire du Littoral et de l'Agence de l'Eau RMC. 155 p + ann.
- Cardoso P.G., Pardal M.A., Lillebø A.I., Ferreira S.M., Raffaelli D., Marques J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302, 233-248.
- Casabianca De M.L., 1967. Etude écologique des étangs de la côte orientale (Corse). *Bull. Soc. Sci. Hist. Nat. Corse*, 1, 41-75.
- Casabianca De M.L., Kiener A., Huve H., 1972-73. Biotopes et biocénoses des étangs saumâtres corses : Biguglia, Diana, Urbino, Palo. *Vie Milieu*, 23(2C), 187-227.
- Castel J., Caumette P., Herbert R., 1996. Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the Bassin d'Arcachon and the Etang du Prevost. *Hydrobiologia*, 329, 9-28.
- Caye G., Meinesz A., 1986. Experimental study of seed germination in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Aquatic Botany*, 26, 79-87.
- CEMAGREF, 1986. Ressources naturelles et possibilités de développement aquacole sur les étangs de Biguglia, Diana, Urbino et Palo. Rapport CEMAGREF & IFREMER, 43 p. + ann.
- Chretiennot-Dinet M.J., 1986. Atlas du phytoplancton marin, Vol. 3 : Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglénophycées, Eustigmatophycées, Prasinophycées, Prymnésiophycées, Rhodophycées, Tribophycées, Ed. CNRS, Paris, 261 p.
- CTGREF, 1978. Inventaire des zones humides du littoral oriental corse. Mission interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen/CTGREF, Etude 7, 225 p.

- Corre J., 1970. La méthode des transects dans l'étude de la végétation littorale. Bull. Acad. Soc., Iorr. Sci., 9(1), 59-79.
- Deslous-Paoli J.M., 1997. Proposition de programme 1997-2000. Programme P.N.O.C.II, Atelier : Lagunes Méditerranéennes. Rapport Ifremer, 52p.
- Duarte C.M., Martinez R., Barron C., 2002. Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. Aquatic Botany, 72, 183-189.
- Fernandez C., Pasqualini V., Boudouresque C.F., Johnson M., Ferrat L., Caltagirone A., Mouillot D., 2006. Effect of an exceptional rainfall event in a Mediterranean coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 68, 259-270.
- Giesen W.B.J.T., Katwijk van M.M., Hartog den C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. Aquatic Botany, 37, 71-85.
- Gregor J., Marsalek B., 2004. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. Water Research, 38, 517-522.
- Guilizzoni P., 1991. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes. Aquatic Botany, 41, 87-109.
- Longere P., Dorel D., Marin J., 1972. Etude bathymétrique et sédimentologique des étangs corse de Diane et Urbino en Corse. Rev. Trav. Inst. Pêch. Marit., 36 (1), 31-45.
- Marbà N., Duarte C.M., 1994. Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. Marine Ecology Progress Series, 107, 307-311.
- Macia S., Lirman D., 1999. Destruction of Florida Bay seagrass by grazing front of sea urchins. Bulletin of Marine Sciences, 65, 593-601.
- Marzano C.N., Liaci L.S., Fianchini A., Gravina F., Mercurio M., Corriero G., 2003. Distribution, persistence and change in the macrobenthos of the lagoon of Lesina (Apulia, southern Adriatic Sea). Oceanologica Acta, 26, 57-66.
- Menéndez M., 2002. Net production of *Ruppia cirrhosa* in Ebro Delta. Aquatic Botany 73(2), 1-7.
- 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 P (ed.). Gauthier-Villars: Paris, 225-242.
- Orsoni V., Souchu P., Sauzade D., 2001. Caractérisation de l'état d'eutrophisation des trois principaux étangs corse (Biguglia, Diana et Urbino), et proposition de renforcement et leur surveillance. Rapport Ifremer, 175 p.
- Orsoni V., Laugier T., 2004. Réseau de suivi Lagunaire Corse 2003. Diagnostic complet. Rapport Ifremer, 114 p. + ann.
- Orth R., Carruthers T., Dennison W., Duarte C., Fourqurean J., Heck K., Hughes A., Kendrick G., Kenworthy W., Olyarnik S., Short F., Waycott M., Williams S., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. Bioscience, 56, 987-996.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., Ferrat L., Tomaszewski J.E., Pergent G., 2006. Conservation of wetlands: Vegetation monitoring in two Corsican Coastal lagoons (Western Mediterranean Sea). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16, 43-60.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., Pergent G., 1997. The use of airborne remote sensing for benthic cartography: advantages and reliability. International Journal of Remote sensing, 18(5), 1167-1177.
- Paulmier G., 1997. Atlas des diatomophycées des côtes françaises et des aires marines adjacentes, Ed. Ifremer, Concarneau, 428 p.
- 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.
- Pergent G., Pasqualini V., Pergent-Martini C., Ferrat L., Fernandez C., 2006. Variability of *Ruppia cirrhosa* in two coastal lagoons with differing anthropogenic stresses. Botanica Marina, 49, 103-110.
- Pergent-Martini C., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1997. Les étangs de Corse, Bibliographie - Synthèse 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & IFREMER, 269 p.

- Pergent-Martini C., Pasqualini V., Fernandez C., Ferrat L., Pergent G., 2005. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. In two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 543, 233-243.
- Plus M., Dalloyau S., Trut G., Auby I., de Montaudouin X., Emery E., Claire N., Viala C., 2010. Long-term evolution (1988–2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87 (2010), 357–366.
- Ricard M., 1987. *Atlas du phytoplancton marin : II-Diatomophycées*, Ed. CNRS, Paris : 296 p.
- Rolland A., Rimet F., Jacquet S., 2010. A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): A case study to validate the use of an *in situ* spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurements. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 398, 02.
- Sfriso A., Birkemeyer T., Ghetti P.F., 2001. Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Marine of Environmental Research*, 52, 323–349.
- Sfriso A., Facca C., Ghetti P.F., 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine of Environmental Research*, (56)5, 617–636.
- Short F.T., Wyllie-Echeverria S., 1996. A Review of Natural and Human-induced Disturbance of Seagrasses. *Environmental Conservation*, 23(1), 17-27.
- Skinner J., Zalewski S., 1995. Fonctions et valeurs des zones humides méditerranéennes. *Conservation des zones humides méditerranéennes*, Programme MedWet, Fondation Tour du Valat: Arles, France.
- SOMIVAC, CTGREF, 1979. Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana, Urbino. Mission interministérielle pour la Protection de l'aménagement de l'Espace Naturel Méditerranéen, 1-59 + ann.
- Soudant D., Belin C., 2010. Évaluation DCE janvier 2010. Élément de qualité : phytoplancton. Rapport Ifremer, 199 p.
- Sournia A., 1986. *Atlas du phytoplancton marin, vol. 1 : Cyanophycées, Dictyophycées, Dinophycées, Radinophycées*, Ed. CNRS, Paris, 219 p.
- 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.
- Tregouboff G., Rose M., 1957a. *Manuel de planctonologie Méditerranéenne - Part I*, Ed. CNRS, Paris, 587 p.
- Tregouboff G., Rose M., 1957b. *Manuel de planctonologie Méditerranéenne - Part II*, Ed. CNRS, Paris, 207 p.
- Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, *Mitteilungen Internationale Vereinigung Theorie Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.
- Valiela I., Collins G., Kremer J., Lajtha M., Geist M., Seely B., Brawley J., Sham C.H., 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: review of methods and calculation of loading to Waquoit, Bay. *Ecology Applications*, 7, 358-380.
- Vaulot D., Frisoni G.F., 1981. Primary productivity and nutrients in some Mediterranean lagoons: General processes and empirical relation schips. *Symposium ISCOL-UNESCO*. Bordeaux, sept. 1981.
- Vidondo B., Middleboe A.L., Stefansen K., Lützen T., Nielsen S.L., Duarte C.M., 1997. Dynamics of a patchy seagrass (*Cymodocea nodosa*) landscape. Size and age distributions, growth and demography of seagrass patches. *Marine Ecology Progress Series*, 158, 131-138.