



PNUE



LIGNES DIRECTRICES POUR LES ETUDES D'IMPACTS SUR LES HERBIERS MARINS

C. PERGENT-MARTINI, C. LE RAVALLEC

Note :

Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du CAR/ASP et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des Etats, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Ce document constitue la version actualisée des lignes directrices adoptées par les Parties contractantes en 2001. L'actualisation a concerné essentiellement les aspects réglementaires concernant les procédures d'études d'impacts (Deuxième partie). Cette actualisation a été effectuée grâce à la collaboration des Points Focaux Nationaux du CAR/ASP.

© 2007 Programme des Nations Unies pour l'Environnement
Plan d'Action Méditerranéen
Centre d'Activités Régional pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP)
Boulevard du leader Yasser Arafat
B.P.337 –1080 Tunis CEDEX
Courriel : car-asp@rac-spa.org

La version originale de ces lignes directrices avait été préparée (en 2000) pour le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) par :

C. PERGENT-MARTINI
Université de Corse (France)

L'actualisation (en français) de ces lignes directrices a été préparée pour le CAR/ASP par :

C. LE RAVALLEC
13 bd Perrin
13013 Marseille (France)

Table des Matières

I. Préambule	1
II. Les Herbiers de phanérogames marines	2
II.1. Présentation	2
II.2. Les phanérogames marines de Méditerranée.....	3
II.2.1. <i>Posidonia oceanica</i>	3
II.2.2. <i>Cymodocea nodosa</i>	6
II.2.3. <i>Zostera noltii</i>	7
II.2.4. <i>Zostera marina</i>	9
II.2.5. <i>Halophila stipulacea</i>	10
II.2.6. <i>Ruppia cirrhosa</i> et <i>Ruppia maritima</i>	11
II.3. Les menaces sur les herbiers de phanérogames marines.....	12
II.3.1. Les causes à l'origine de la disparition des habitats d'herbiers	13
II.3.2. Les causes à l'origine de la disparition des espèces	13
III. Les Etudes d'impact en milieu marin.....	17
III.1. Présentation	17
III.2. Les études d'impacts dans les pays méditerranéens.....	17
III.2.1. La réglementation européenne	18
III.2.2. La réglementation en Albanie	19
III.2.3. La réglementation en Algérie	20
III.2.4. La réglementation en Bosnie-Herzégovine.....	20
III.2.5. La réglementation en Croatie.....	20
III.2.6. La réglementation en Egypte	21
III.2.7. La réglementation en Espagne	21
III.2.8. La réglementation en France	22
III.2.9. La réglementation en Grèce	24
III.2.10. La réglementation en Israël	25
III.2.11. La réglementation en Italie.....	25
III.2.12. La réglementation en Libye.....	27
III.2.13. La réglementation au Monténégro	27
III.2.14. La réglementation en Slovénie	28
III.2.15. La réglementation en Tunisie.....	29
III.2.16. La réglementation en Turquie	29
III.3. Synthèse	30
IV. Les études d'impact en tant qu'outil de conservation des herbiers de phanérogames marines.....	33
IV.1. Eléments à prendre en compte pour les études d'impact sur les herbiers	33
IV.2. Mesures pratiques pour réduire les impacts sur les herbiers et commentaires sur leur efficacité	36
V. Bibliographie	39
VI. Annexe A : Questionnaire-type	1
VII. Annexe B : Projet de lignes directrices schématiques pour la section des études d'évaluation d'impact concernant les herbiers marins	1

I. Préambule

Aujourd'hui le littoral est considéré comme un « éco-sociosystème » c'est à dire un système complexe où s'imbriquent environnement naturel et activités humaines (COI, 1997). Zone de contact entre ciel, terre et mer, mosaïque d'écosystèmes terrestres et aquatiques, le littoral apparaît comme une zone d'autant plus fragile et convoitée, que la frange côtière est étroite et reste le site privilégié de nombreuses activités économiques (ex: urbanisation, pêche, aquaculture, plaisance, activités touristiques). La coexistence de ces différentes activités, souvent peu compatibles entre elles, est sources de multiples nuisances et conflits d'intérêts. Elles perturbent le fonctionnement et la stabilité des écosystèmes littoraux et, notamment, des herbiers de phanérogames marines, et hypothèquent fortement leur futur maintien. Or, les herbiers apparaissent comme des formations végétales clés, en terme de biodiversité, à l'échelle de la planète.

Aussi, dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté, en 1999, un Plan d'Action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée. Ce plan vise à permettre la conservation des macrophytes et des formations végétales marines, par la mise en place d'outils de gestion adaptés. Il doit, par des mesures adaptées (e.g. législation), assurer la protection de ces formations, empêcher leur dégradation et permettre leur maintien dans un état de conservation satisfaisant.

Pour mener à bien cette tâche, il convient d'abord d'avoir une meilleure connaissance des herbiers de Méditerranée (e.g. caractéristiques, répartition) et des pressions auxquelles ils peuvent être soumis, de façon à tenter, dans un deuxième temps, de les réduire. La résolution de ce deuxième point passe par (i) la mise en place de législations visant la protection des espèces, (ii) la création d'aires spécialement protégées permettant la protection des habitats d'herbiers et (iii) le renforcement des réglementations existantes, notamment en matière d'études d'impacts. En effet, les études d'impacts visent à réaliser une analyse prospective, lorsqu'un aménagement pouvant porter atteinte au domaine maritime, est envisagé. Dans la mesure où, à ce jour, peu de pays méditerranéens semblent disposer de cadres réglementaires spécifiques permettant la prise en compte de ces formations végétales (CAR/ASP, 2000), il convient d'élaborer des lignes directrices qui permettent à l'ensemble des pays méditerranéens de réaliser ces études d'impacts.

C'est le CAR/ASP qui est chargé d'élaborer ces lignes directrices pour la réalisation d'études d'impacts. Cette étude s'inscrit dans le cadre de cette démarche. Elle vise à :

- appréhender les caractéristiques principales des herbiers et identifier les principales menaces auxquelles ils sont soumis,
- préciser l'état actuel de la réglementation sur les études d'impacts en milieu marin,
- proposer les éléments qu'ils conviendraient de prendre en compte, lors de la réalisation d'une étude d'impact, pour réduire les menaces qui pèsent sur les herbiers et permettre leur conservation.

La première partie de cette étude fait largement référence au rapport de synthèse des données sur les Habitats aux Herbiers en Méditerranée établi par le CAR/ASP en 2000. Ce rapport est amendé et incrémenté, en fonction de l'objectif poursuivi.

La deuxième et la troisième parties ont été réalisées grâce à la collaboration efficace de différents partenaires (administratifs et/ou scientifiques) qui participent, dans leur pays, à la gestion ou à la surveillance du littoral. En effet, la réglementation sur les études d'impacts, a été établie à partir de réponses à un questionnaire-type (Annexe A), et des quelques textes législatifs auxquels il a été possible d'avoir accès. Il convient de préciser que toutes les

personnes contactées n'ont pu, du fait de leurs charges professionnelles, répondre à ce questionnaire, dans les délais impartis. La synthèse proposée ne prétend donc pas être une analyse exhaustive et détaillée de la législation actuelle dans chacun des pays méditerranéens en matière d'environnement. En outre, l'analyse, n'est pas celle d'un juriste, spécialisé en droit de l'environnement, mais celle d'une biologiste, qui s'est essentiellement positionnée par rapport aux herbiers de phanérogames et à leur conservation.

De même, les éléments à prendre en compte dans le cadre d'études d'impacts sur les herbiers ont fait l'objet de discussions entre spécialistes. Là encore, les éléments proposés n'ont pas la prétention de refléter la diversité des analyses, utilisées par chacune des équipes de recherches travaillant sur les herbiers. Les paramètres présentés ont été choisis par rapport à leur facilité de mise en œuvre et au fait qu'il s'agit de paramètres classiques et/ou qui ont fait l'objet d'une standardisation. Cependant, dans un souci d'efficacité, le choix de ces paramètres devrait faire l'objet d'un consensus, de la part des scientifiques qui ont en charge la surveillance des herbiers. La liste proposée doit donc être considérée comme une ébauche, et doit faire l'objet avant d'être finalisée d'une plus large concertation.

Les principaux éléments plus directement liés à la planification de l'étude d'impact sont résumés à l'annexe B.

II. Les Herbiers de phanérogames marines

II.1. Présentation

Les phanérogames marines sont des angiospermes monocotylédones continentales, retournées, à la fin du secondaire (il y a environ 120 millions d'années) au milieu marin. Comme les « plantes herbacées » terrestres dont elles sont issues, elles possèdent un système foliaire dressé, porté par des tiges ou rhizomes. Par opposition aux autres végétaux immergés, elles fleurissent, donnent des fruits et produisent des graines. Elles disposent également d'un véritable système racinaire et d'un système interne pour le transport des gaz et des nutriments. Elles constituent un groupe écologique formé par un petit nombre de familles et d'espèces (Kuo & Den Hartog, 2000). De nos jours, les phanérogames marines donnent lieu à des formations denses appelées « herbiers », qui se rencontrent dans la quasi-totalité des milieux littoraux du globe (Short *et al.*, 2001). Ces herbiers caractérisent l'étage infralittoral où ils colonisent préférentiellement les substrats meubles.

Toutes les phanérogames marines ont en commun un ensemble de caractéristiques (Kuo & Den Hartog, 2000), telles que :

- être capable de vivre totalement émergées (e.g. absence de stomates au sein des tissus foliaires),
- disposer d'un système de fixation au sédiment efficace,
- être adapté à la vie en milieu salé,
- disposer d'un système de pollinisation hydrophile (pollen transporté par l'eau),
- être capable de concurrencer avec succès, d'autres végétaux marins (ex: algues).

Les phanérogames marines exercent de nombreuses fonctions biologiques. On sait qu'elles jouent un rôle dans la gestion des stocks de poissons en milieu côtier et constituent un lieu de nurseries, d'abris et de nourriture pour de très nombreuses espèces animales (Boudouresque & Meinesz, 1982). En régulant l'hydrodynamisme, les herbiers contribuent au maintien des équilibres littoraux (Clarke & Kirkman, 1989).

On signale 7 espèces de phanérogames marines en Méditerranée (Short *et al.*, 2001 ; Green

& Short, 2003). Il s'agit de *Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea*, *Posidonia oceanica*, *Ruppia cirrhosa*, *Ruppia maritima*, *Zostera marina* et *Zostera noltii*. Les deux espèces les plus répandues sont *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa*. Les Posidonies forment de vastes herbiers dans la zone littorale et influencent très profondément les biotopes benthiques, les herbiers de *C. nodosa* sont souvent situés en deçà ou au-delà des herbiers à *P. oceanica*. Le mode de reproduction de ces deux espèces diffèrent fondamentalement puisque des études, menées au niveau de l'île d'Ischia (golfe de Naples, Italie), montrent que *C. nodosa* privilégie presque exclusivement la reproduction sexuée alors que *P. oceanica* n'a pratiquement recours qu'à la reproduction asexuée (Procaccini & Mazzella, 1996). Ce comportement différent n'est peut-être pas sans conséquence dans l'optique du maintien de ces deux espèces face aux activités anthropiques. En effet, la reproduction sexuée (en permettant le brassage génétique) accroît l'adaptabilité de l'espèce et lui confère une plus grande tolérance vis-à-vis des perturbations environnementales.

En dehors de ces deux espèces, on note la présence plus rare des zostères (*Z. marina* et *Z. noltii*) et de l'espèce introduite *H. stipulacea*, qui reste essentiellement cantonnée au bassin oriental de la Méditerranée (Verlaque, 1994). La présence de *H. Stipulacea* a également été signalée en Tunisie par Missaoui *et al.*, (2006). Enfin dans certaines lagunes euryhalines, on signale le développement de ruppias (*R. cirrhosa* et *R. maritima*), qui peuvent se développer jusque dans les estuaires et les graus.

Un état des connaissances concernant ces herbiers de phanérogames marines, pays par pays, est présenté dans le rapport sur les Habitats aux Herbiers en Méditerranée (CAR/ASP, 2000). Il montre que les données restent encore, dans certains secteurs très fragmentaires.

II.2. Les phanérogames marines de Méditerranée¹

II.2.1. *Posidonia oceanica*

Posidonia cretacea semble être l'espèce la plus ancienne. C'est à partir du tertiaire (il y a environ 60 millions d'années), que les posidonies semblent avoir envahi les mers et y jouent un rôle considérable. Les posidonies appartiennent à la famille des Posidoniaceae, famille exclusivement marine et qui ne contient que le genre *Posidonia* (Kuo & Den Hartog, 2000). On connaît actuellement 9 espèces de posidonies : *P. angustifolia*, *P. australis*, *P. sinuosa*, *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. kirkmanii*, *P. ostenfeldii*, *P. robertsonae* et *P. oceanica*. Seule cette dernière espèce est présente en Méditerranée (Figure 1).

Caractéristiques morphologiques

Les feuilles de *P. oceanica* sont rubanées, longues de 40 à 140 cm, larges de 7 à 11 mm, avec de 13 à 17 nervures, qui s'insèrent de façon distique. Une coupe effectuée dans le pétiole d'une feuille montre un véritable réseau de lacunes dans toute la plante de l'extrémité de la feuille jusqu'au bout des racines que l'on appelle aérarium, et tous les tissus baignent dans du gaz. Cela constitue la différence majeure entre les phanérogames marines et les végétaux qui n'ont jamais quitté la mer. La base des feuilles ou pétiole, est engainante, et persiste sur les rhizomes après la chute du limbe. Ces pétioles, qui recouvrent de façon caractéristique les parties âgées des rhizomes, sont improprement appelés « écailles ». Les feuilles, rassemblées en faisceaux (de 5 à 8 feuilles) à l'extrémité des tiges, ont une durée de vie comprise entre 5 et 13 mois (Pergent & Pergent-Martini, 1990) et sont formées et tombent toute l'année (Caye, 1989).

Les tiges de consistance ligneuse, totalement ou partiellement enfouies dans le sédiment sont désignées sous le nom de rhizomes. Elles peuvent être plagiotropes (horizontales) ou

¹ Les données sont reprises à partir du rapport CAR/ASP (2000).

orthotropes (verticales) mesurant jusqu'à 1 cm de diamètre.

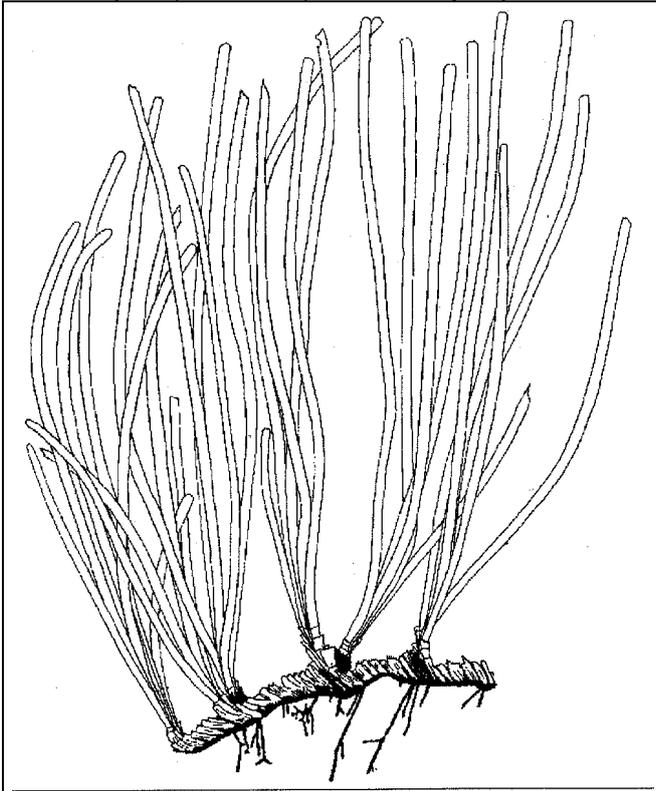


Figure 1 : Aspect général de *Posidonia oceanica* (d'après Boudouresque & Meinesz, 1982)

Les rhizomes plagiotropes peuvent se transformer en orthotropes et réciproquement. La croissance horizontale permet la colonisation des espaces vides, en bordure de l'herbier, alors que la croissance verticale des rhizomes permet à la plante de lutter contre l'enfouissement et provoque une lente surélévation du fond. Le système racinaire est constitué de racines épaisses (plus de 2 mm), relativement courtes, lignifiées et peu nombreuses.

Ce lacis de rhizomes et le sédiment qui colmate les interstices, constituent un ensemble très caractéristique que l'on désigne sous le nom de mat. Au cours du temps, lorsque l'équilibre croissance-sédimentation est réalisé, l'herbier et la mat sous-jacente s'élèvent lentement vers la surface et peuvent atteindre plusieurs mètres. Cette vitesse d'élévation de la mat varie en fonction des secteurs étudiés. Longtemps estimée à 1 m par siècle en moyenne (Molinier & Picard, 1952), elle semble, au vue de travaux plus récents, être plus lente (de 34 à 86 cm *in* Pergent & Pergent-Martini, 1990).

Dans le fond des baies abritées, la montée de la mat permet à l'herbier d'atteindre la surface, les feuilles s'étalent alors en surface. On parle alors de "récif-frangeant".

Entre la zone d'émersion et la côte, l'eau circule mal, s'échauffe en été, se dessale lors des orages, ce qui entraîne la mort de *P. oceanica*. Dans le même temps, la poursuite de la croissance en hauteur de l'herbier conduit, côté large, à l'émersion de nouveaux individus, qui délimitent une sorte de "lagon", séparé du large par un "récif-barrière" (Molinier & Picard, 1952 ; Boudouresque & Meinesz, 1982).

La floraison de *P. oceanica* a lieu à l'automne. Les inflorescences, portées par un pédoncule de 10 à 25 cm de long, comportent 3 à 5 fleurs hermaphrodites ; les ovaires sont terminés par des stigmates très découpés ; les étamines ont des anthères basales et un filet qui les dépasse (Den Hartog, 1970). Les fleurs sont dépourvues de pétales, le pollen est disséminé sous forme de filaments visqueux qui dérivent au gré des courants, les ovaires sont équipés de denticulations qui accrochent le pollen au passage. La floraison de *P. oceanica*, dont on connaît encore mal les modalités, est un phénomène relativement rare. La fécondation

donne généralement naissance à des fruits, appelés « olives de mer ». A maturité, ceux-ci se détachent de la plante mère et vont assurer la dissémination de l'espèce grâce à leur flottabilité. Ils tombent ensuite sur le fond et, si la nature du substrat et les facteurs physico-chimiques sont favorables, la germination d'un embryon, libéré par la déhiscence du fruit, peut avoir lieu. La germination n'aboutit que très rarement à l'obtention de jeunes individus. Ceci est peut-être la résultante du mécanisme de dispersion des graines, qui entraîne la perte de nombreux fruits le long de la côte.

Les posidonies ont donc une reproduction sexuée à travers la germination et une reproduction asexuée, à travers la propagation végétative des rhizomes souterrains et le bouturage naturel de rhizomes, arrachés à la plante, au cours des tempêtes. Cependant, la comparaison de l'ADN et la proximité génétique observée chez les différentes souches de Méditerranée confirme le fait que la reproduction asexuée est le mode de reproduction privilégié de l'espèce (Procacini & Mazzella, 1996).

Caractéristiques écologiques

L'herbier à *P. oceanica* constitue l'écosystème le plus important de Méditerranée, eu égard à son rôle écologique majeur : c'est un pôle de biodiversité, qui abrite 20 à 25% des espèces méditerranéennes et favorise le recrutement d'espèces d'intérêt économique (frayères et nurseries ; Boudouresque & Meinesz, 1982). L'herbier est un complexe biocénotique, une superposition de trois biocénoses :

- une biocénose à affinité sciaphile liée aux rhizomes,
- une biocénose à affinité photophile liée au feuillage,
- et la biocénose endogée des mattes.

L'herbier a une production primaire élevée (de 130 et 1280 g poids sec/m²/an soit 2 à 10 tonnes/ha/an; Pergent-Martini *et al.*, 1994). Ces valeurs sont à rapprocher des 2 tonnes produites par une forêt tropicale ou aux 4 à 6 tonnes produites par un champ de céréales (Boudouresque & Meinesz, 1982). Comme chez de nombreuses phanérogames marines, la voie d'assimilation, *in situ*, de la production primaire est surtout le fait des détritivores (Pergent *et al.*, 1997). En effet, la part de la production primaire directement consommée par les herbivores est très faible (3 à 10 %). La majorité de cette production foliaire reste au sein de l'herbier et alimente la litière ou est exportée vers d'autres écosystèmes (de l'ordre de 30% ; Pergent *et al.*, 1997). Cette exportation se fait soit vers les hauts niveaux avec éventuellement un dépôt sur les plages sous forme de banquettes, soit en profondeur. Elle représente alors une source de nourriture considérable pour les organismes de l'étage circalittoral ou des étages de plus grandes profondeurs, quand la plate-forme continentale est suffisamment étroite.

Une des conséquences de la photosynthèse des végétaux est la production d'oxygène. Les herbiers à *P. oceanica* sont donc un facteur important de l'oxygénation de l'eau. Par exemple, à 10 m de profondeur, en Corse, un mètre carré d'herbier dégage jusqu'à 14 litres d'oxygène par jour (Bay, 1978 *in* Boudouresque & Meinesz, 1982).

Enfin l'herbier joue un rôle dans la stabilisation des fonds, le ralentissement de la houle et des vagues et favorise le dépôt des particules sédimentaires (Boudouresque & Meinesz, 1982).

Distribution

Malgré des signalisations douteuses, au siècle dernier, au Portugal et sur la côte basque (Den Hartog, 1970), l'espèce est absente de la mer Noire et de l'Atlantique. La signalisation de *P. oceanica* au Texas par des auteurs américains serait due à une confusion avec *Thalassia testudinum* Banks ex König (Mc Millan *et al.*, 1975). *P. oceanica* est une endémique stricte de Méditerranée. Les herbiers couvrent entre 1 et 2 % des fonds, soit 35 000 km², (Pasqualini *et al.*, 1998) et constituent le principal peuplement climacique. Ils

sont répandus dans la plus grande partie de la Méditerranée, à l'exception des parages de Gibraltar (Molinier & Picard, 1956), de la mer de Marmara et des côtes d'Israël (Lipkin, 1977). Sur les côtes syro-libanaises, l'herbier à *P. oceanica* n'a été trouvé qu'en deux localités (Nord-Ouest de l'île de Rouad et à proximité de Ras-Ibn-Hani ; Thiebault, 1953), où il apparaît très menacé (Mayhoub, 1976).

L'extension bathymétrique maximale des herbiers à *P. oceanica* (ou limite inférieure) se situe entre 30 et 40 m de profondeur en eaux claires. Quand les eaux sont particulièrement transparentes, l'espèce peut se maintenir jusqu'à plus de 45 m de profondeur (ex: Corse, Malte). Les herbiers sont rares sur le littoral languedocien, de la Camargue aux Pyrénées (France) et devant le delta du Nil (Aleem, 1955), sans doute en raison des mouvements sédimentaires trop importants et de la dessalure. En effet, *P. oceanica* est extrêmement sténohaline, et disparaît lorsque la salinité est inférieure à 33 p.s.u., d'où son absence totale dans les étangs saumâtres du Languedoc, de la côte orientale de la Corse et de la Tunisie. En revanche, l'espèce supporte des écarts thermiques relativement importants (de 9 à 29°C) et s'observe sur des substrats très variés, (vase; sables fins, moyens ou grossiers; roche), même si elle affectionne les substrats meubles, riches en matière organique.

II.2.2. *Cymodocea nodosa*

Par sa fréquence, sa densité et son extension géographique, *C. nodosa*, est la deuxième espèce de phanérogames marines en Méditerranée (Boudouresque *et al.*, 1994 ; Figure 2). *C. nodosa* appartient à la famille des Cymodoceaceae, famille exclusivement marine, qui inclue les genres *Amphibolis*, *Cymodocea*, *Halodule*, *Syringodium* et *Thalassodendron* (Kuo & Den Hartog, 2000). Le genre *Cymodocea* est représenté par 4 espèces, largement réparties dans les mers tropicales et subtropicales, à l'exception du continent américain (Den Hartog, 1970).

Caractéristiques morphologiques et écologiques

Les feuilles de *C. nodosa* sont rubanées de 10 à 30 centimètres de long, denticulées à l'extrémité. Elles sont pourvues de 7-9 nervures parallèles et sont riches en cellules à tanin. Les rhizomes sont fins, orthotropes et plagiotropes. Les rhizomes et les racines sont généralement enfouis dans les premiers centimètres du sédiment.

Les rhizomes plagiotropes peuvent croître de 2 m par an (Boudouresque *et al.*, 1994). C'est une espèce pionnière, qui apprécie les fonds sableux, riches en matière organique (Mazzella, 1990). L'espèce est pérenne (un rhizome peut vivre une dizaine d'années), mais après leur mort, les rhizomes sont beaucoup plus rapidement décomposés que ceux de *P. oceanica*.

Elle donne lieu soit à des herbiers mixtes superficiels en association avec la phanérogame marine *Z. noltii* et l'algue *Caulerpa prolifera*, soit à des herbiers monospécifiques, qui précèdent ou succèdent aux herbiers à *P. oceanica*. Elle colonise également les mattes mortes à *P. oceanica*.

Comme *P. oceanica*, elle possède une reproduction asexuée efficace, mais à l'inverse de celle-ci, sa reproduction sexuée est fréquente (Caye, 1989). La fleur n'est pas une fleur hermaphrodite, les fleurs mâles sont réduites à une étamine et les fleurs femelles portent deux ovaires libres. Comme chez *P. oceanica*, les fleurs sont portées par les axes orthotropes (Caye, 1989). Chacun des deux ovaires peut donner un fruit aplati, semi-circulaire. Dans les herbiers denses, le taux de fructification peut atteindre 50% (Caye, 1989). Les graines sont trouvées en abondance dans le sédiment, tout au long de l'année.

L'espèce semble jouer un rôle important dans la dynamique de colonisation de *P. oceanica*,

notamment en favorisant l'humification du substrat et en participant à la création d'un sol (Molinier et Picard, 1952). Dans les secteurs de Méditerranée orientale où *P. oceanica* n'est pas présente, *C. nodosa* semble, jouer le même rôle. D'ailleurs Drew (1978) signale qu'à faible profondeur, *C. nodosa* aurait une croissance et une production supérieure à celle de *P. oceanica*. En outre, l'espèce est très appréciée par les brouteurs et notamment l'oursin *Paracentrotus lividus* et le poisson *Sarpa salpa*. Néanmoins, concernant cette dernière espèce, les herbiers à *C. nodosa*, sont souvent cantonnés à des espaces refuges qui lui sont peu accessibles.

Distribution

L'espèce *C. nodosa* se rencontre essentiellement en Méditerranée, même si elle est également présente en Atlantique oriental, du sud du Portugal, au Sénégal et autour des îles Canaries. En Méditerranée, elle se développe en mer ouverte où elle colonise préférentiellement les biotopes relativement abrités, les zones portuaires, l'intérieur des digues et les fonds sableux superficiels entre la côte et la limite supérieure des herbiers à *P. oceanica* (Buia *et al.*, 1985a). Elle peut également donner lieu à de vastes herbiers entre la surface et une trentaine de mètres de profondeur (Mazzella, 1990). Plus tolérante à la dessalure, en milieu lagunaire, l'extension bathymétrique de *C. nodosa* est plus réduite (-2 à -3 m), mais elle colonise de grandes surfaces, notamment dans les lagunes présentant une salinité suffisante.

II.2.3. *Zostera noltii*

Z. noltii apparaît souvent associée en Méditerranée à *C. nodosa* (Figure 3).

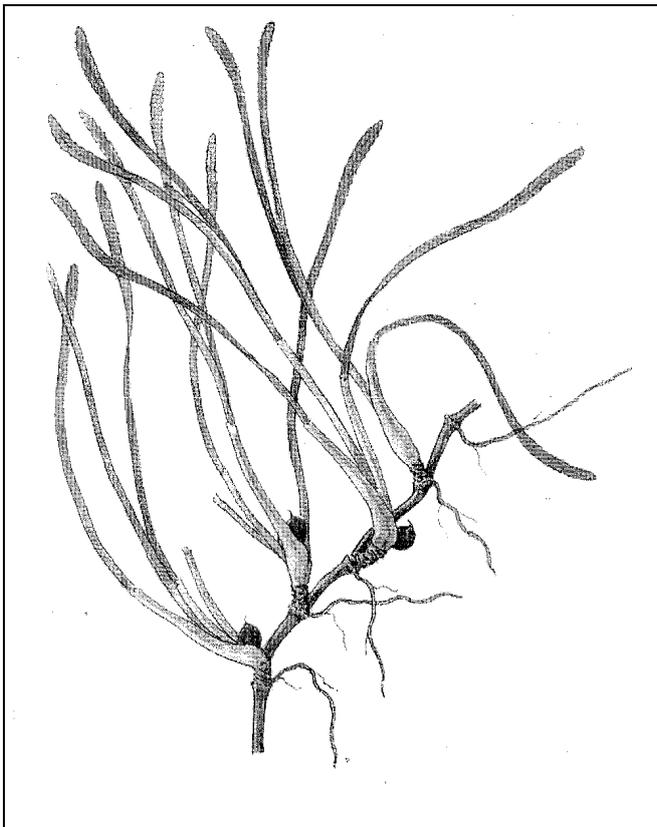


Figure 2 : Représentation de *Cymodocea nodosa* (Bonnier & Douin, 1990)

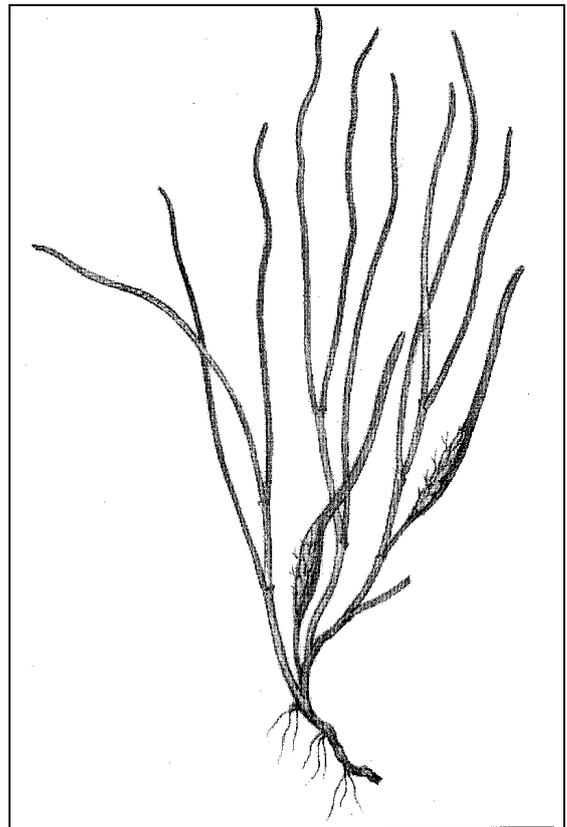


Figure 3 : Représentation de *Zostera noltii* (Bonnier & Douin, 1990)

Elle appartient à la troisième famille de monocotylédones exclusivement marine, la famille des Zosteraceae, qui comprend les genres *Heterozostera*, *Phyllospadix* et *Zostera*.

Initialement nommée *Zostera nana* (Cavolini, 1792 in Caye, 1989), cette espèce a pris son nom actuel en 1965.

Caractéristiques morphologiques et écologiques

Z. noltii apparaît sur le plan morphologique proche de *C. nodosa*. On note, cependant, une grande hétérogénéité de la taille du système végétatif (de 4 à 20 cm). Ses feuilles rubanées sont étroites et présentent 1 à 3 nervures. Le faisceau foliaire est constitué de 2 à 5 feuilles. Les feuilles sont enveloppées à leur base par une gaine, de 1 à 4 mm, fendue sur toute sa longueur. Les rhizomes présentent essentiellement une croissance horizontale (Den Hartog, 1970). Les rhizomes courent généralement à la surface du sédiment et sont pourvus d'un système racinaire, bien développé. Les racines fines s'enfoncent jusqu'à plus de 10 cm dans le sédiment.

Elle est bien adaptée aux fortes irradiances, mais supporte des eaux relativement turbides. C'est une espèce euryhaline, qui supporte des valeurs de salinité réduites (9 à 10 p.s.u. ; Den Hartog, 1970), d'où sa présence, dans les lagons en arrière des récifs-barrières à *P. oceanica* (Molinier & Picard, 1952).

Z. noltii est inféodée aux zones de balancement des marées et préfère les sédiments assez grossiers. Sa distribution bathymétrique est généralement limitée (jusqu'à 4 m de profondeur; Loques, 1990).

Cette phanérogame est capable de se reproduire de façon sexuée et asexuée. L'inflorescence est constituée de fleurs mono-sexuées. La floraison est signalée d'avril à fin août (Loques *et al.*, 1988). La fécondation donne lieu à un fruit ellipsoïde noir et lisse de 1 à 2 mm de long. La graine est brun-rouge, de même taille que le fruit (Den Hartog, 1970). Les faibles salinités ont pour effet de favoriser la germination des graines (Loques *et al.*, 1990). Malgré un effort reproducteur important et une production de graines considérable, la propagation de l'espèce se fait surtout par voie végétative (Loques, 1990 ; Harrisson, 1993).

Elle joue un rôle important dans les lagunes littorales et dans certaines baies abritées caractérisées par de grandes variations de salinité, où elle remplace les autres phanérogames marines. Elle est généralement considérée comme une espèce pionnière (Laugier, 1998).

Distribution

Z. noltii est largement distribuée sur les côtes européennes de l'océan Atlantique, de la Suède à la Mauritanie, elle est plus rare en Méditerranée et en Mer Noire. C'est la seule phanérogame marine à coloniser les mers continentales reliques comme la mer Caspienne ou la mer d'Aral (Bellan-Santini *et al.*, 1994).

En Méditerranée, elle se développe en mer ouverte, dans des biotopes infralittoraux superficiels ou elle peut donner lieu à de vastes herbiers monospécifiques ou mixtes, sur fonds sablo-vaseux, de la surface jusqu'à 10 mètres de profondeur. Toutefois, elle est surtout inféodée aux environnements poïkhalins comme les lagunes côtières et les estuaires. Elle est signalée en mer Adriatique, en Grèce, en Egypte (Molinier & Picard, 1952 ; Bellan-Santini *et al.*, 1994) et en Tunisie (cap Carthage, Salammbô, de Hammam-Lif à Ras El Fartass, Sidi Raïs , golfe de Gabès, mer de Bou Grara, lac de Bizerte, lagune de Bou Grara et lac Nord de Tunis).

II.2.4. *Zostera marina*

Z. marina est la deuxième espèce du genre présente en Méditerranée (Figure 4).

Caractéristiques morphologiques et écologiques

Z. marina diffère de *Z. noltii* par une taille plus importante. Les rhizomes sont rampants, épais de 2 à 5 mm, avec de nombreuses racines et une feuille à chaque nœud. Des branches courtes, dressées, portant un faisceau de 3 à 8 feuilles, naissent à l'aisselle des feuilles du rhizome. Les feuilles rubanées mesurent de 2 à 12 mm de large et jusqu'à 120 cm de long, avec 5 à 11 nervures (PNUE *et al.*, 1990). A leur base, les feuilles sont enveloppées d'une gaine tubulaire et membraneuse qui mesure entre 5 et 20 cm, de long, généralement plus large que les feuilles.

Cette espèce eurytherme supporte des eaux de 0°C à plus de 30°C. Comme *Z. noltii*, elle tolère également de larges variations de salinité (de la mer ouverte à des eaux presque douces), par contre elle semble plus ubiquiste que cette espèce en ce qui concerne la nature du substrat (sable grossier à vase). La lumière serait le principal facteur qui limite l'extension bathymétrique de cette espèce. Elle se développe dans les zones subtidales, mais peut également faire des incursions en zone intertidale. Si on la trouve entre 3 et 7 m de profondeur en Atlantique et jusqu'à 10 m, dans les eaux méditerranéennes, elle se rencontre jusqu'à 18-30 m le long des côtes pacifiques des USA (Den Hartog, 1970 ; Duarte, 1991). Elle tolère de fortes contraintes hydrodynamiques. L'augmentation de la vitesse des courants entraîne une diminution de la canopée et un développement accru du système racinaire (Laugier, 1998).

Capable de se reproduire de façon sexuée et asexuée, cette espèce présente la capacité de se reproduire à faibles températures (5 °C). Le processus de floraison complet prend de 30 à 60 jours et les graines sont libérées entre mai et août. Les fleurs mono-sexuées sont réunies dans un épi terminal. Après fécondation, elles donnent lieu à des fruits ellipsoïdes ou ovoïdes de 2,5 à 4 mm de longueur. Les graines ont la même forme. Elles peuvent germer au début d'août jusqu'en septembre, mais la germination, bien que faible, continue pendant l'hiver et le printemps. L'effort reproducteur est variable selon l'habitat, mais le maintien des populations se réalise essentiellement par reproduction végétative (Harrisson, 1993).

Distribution

Z. marina est largement répandue dans l'hémisphère Nord (Den Hartog, 1970), que ce soit au niveau du Pacifique (USA, Mexique) ou de l'Atlantique Nord (USA, Canada, mer Baltique, Danemark, Allemagne, Royaume-Uni, Irlande, Pays-Bas, France, Espagne, Portugal ; PNUE/UICN/GIS Posidonie, 1990). C'est une espèce à affinité froide, qui est la seule phanérogame marine à atteindre le cercle polaire (on en a trouvé sous 1 m de glace dans l'Arctique). Elle est également signalée en mer Noire (Roumanie, Turquie).

En Méditerranée, elle est surtout confinée à des biotopes infralittoraux très superficiels et abrités (étangs littoraux principalement) où elle peut constituer de petits herbiers. Extrêmement localisée en mer ouverte, elle est signalée :

- En Algérie, au niveau de la station de Bou-Ismaïl, en mer ouverte (Molinier & Picard, 1953 ; Peres & Picard, 1958).
- En Espagne, *Z. marina* n'est connue que dans les baies de Port Lligat (cap de Creus) et Els Alfacs (delta de l'Ebre) où cette espèce constitue des peuplements très localisés au sein d'herbiers à *Z. noltii* et à *C. nodosa*. Il est possible que l'espèce n'existe nulle part ailleurs sur les côtes méditerranéennes de l'Espagne; les autres signalisations pourraient être dues à une confusion avec *C. nodosa*.
- En France, l'espèce est abondante dans un certain nombre d'étangs saumâtres littoraux (Salse, Thau ; *in* PNUE *et al.*, 1990); en mer ouverte, ses stations sont plus rares: golfe de Fos (herbier important), rade de Toulon (station très localisée ; Verlaque & Tine, 1979 *in*

PNUE *et al.*, 1990).

- En Grèce, *Z. marina* n'est présente de façon certaine que dans le golfe d'Amvrakikos (Panayotidis, inédit in CAR/ASP, 2000), les autres signalisations étant douteuses.

- En Italie, elle est signalée dans le nord de l'Adriatique (Techet, 1906 in PNUE/UICN/GIS Posidonie, 1990), la lagune de Venise (Rismondo *et al.*, 1995), et le golfe de Naples (Funk, 1927 ; Parenzan, 1956 in PNUE *et al.*, 1990).

- A Malte, la seule signalisation (Gulia, 1873 in CAR/ASP, 2000) découle sans doute d'une confusion avec *C. nodosa*.

- En Syrie et au Liban, *Z. marina* est présente (Thiebault, 1953 ; Mayhoub, 1976).

- En Tunisie, elle est abondante dans la lagune de Bizerte (Zaouali, 1980).

Enfin, en République fédérale de Yougoslavie, l'espèce a été signalée, en particulier par Zavodnik (1965 in CAR/ASP, 2000) et Avcin *et al.* (1974 in PNUE *et al.*, 1990).

II.2.5. *Halophila stipulacea*

H. stipulacea appartient à la famille des Hydrocharitaceae. Cette famille contient 17 genres dont seulement 3 sont marins : le genre *Enhalus*, le genre *Halophila* et le genre *Thalassia* (Kuo & Den Hartog, 2000). Le genre *Halophila* est constitué de 10 espèces, qui colonisent les zones tropicales du monde.

Caractéristiques morphologiques et écologiques

Contrairement aux phanérogames marines précédentes, les feuilles d'*H. stipulacea* sont ovales, pétiolées longues des 30 à 50 mm, larges de 4 à 6 mm, à bord dentelé (Figure 5). Les pétioles, bien développés s'élargissent à la base en une gaine dissymétrique.

Le genre *Halophila* est le seul à pouvoir constituer des pelouses à des profondeurs pouvant aller de la surface à près de 100 mètres en régions tropicales (Duarte, 1991).

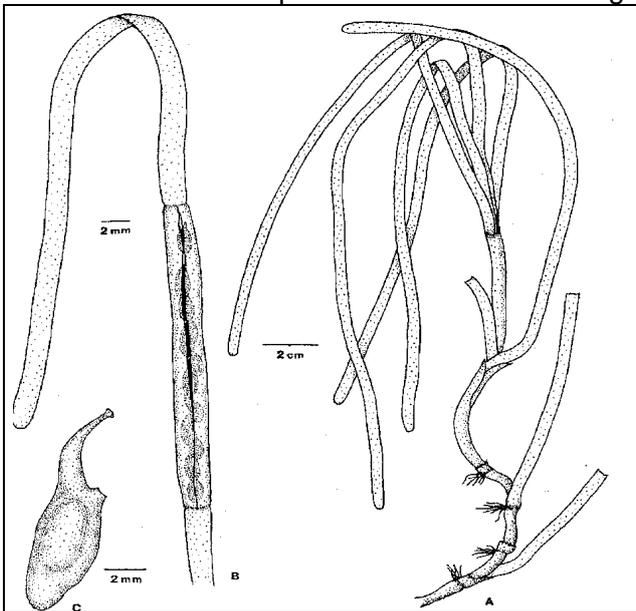


Figure 4 : Représentation de *Zostera marina* (A) ; détail de la feuille (B) et du fruit (C). D'après Phillips & Meñez (1988).

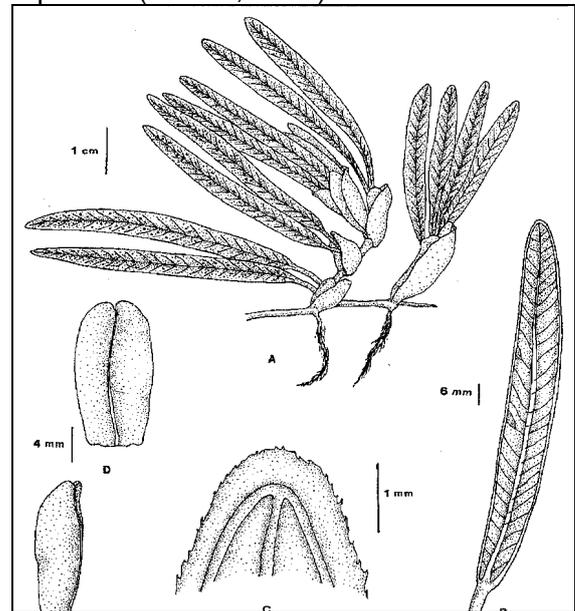


Figure 5 : Représentation d'*Halophila stipulacea* (A) ; détail de la feuille (B) et du bord dentelé (C) ; du fruit (D). D'après Phillips & Meñez (1988).

Les fleurs sont solitaires. Les fleurs mâles sont pédicellées et constituées de 3 étamines. Les fleurs femelles sessiles possèdent un périanthe réduit.

Distribution

H. stipulacea est une espèce répandue en Mer Rouge, qui a pénétré en Méditerranée par le Canal de Suez. Elle est également présente dans l'Océan Indien, le long des côtes de l'Arabie Saoudite (Kenworthy *et al.*, 1993) et du littoral oriental de l'Inde (Jagtap, 1996). Des colonies de *H. stipulacea* sont signalées sur les côtes levantines, turques et grecques. L'espèce est également présente autour de l'île de Chypre, de l'île de Rhodes, de la Crète et de l'île de Malte (Verlaque, 1994). La progression de cette espèce s'est faite en suivant les courants marins dominants. Si *H. stipulacea* est donc assez bien représentée en Méditerranée orientale, elle progresse lentement en direction du bassin occidental. Ainsi on la trouve maintenant le long des côtes de Sicile (Verlaque, 1994) et elle a été signalée dans le golfe de Gabès (Missaoui *et al.*, 2006).

II.2.6. *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima*

R. cirrhosa ex spiralis, comme *R. maritima* appartiennent à la famille des Ruppiaceae. Au sein du genre *Ruppia*, seule l'espèce *Ruppia* aff. *tuberosa*, peut être considérée comme une espèce marine stricte (Kuo & Den Hartog, 2000).

Caractéristiques morphologiques et écologiques

R. cirrhosa (Figure 6) et *R. maritima* (Figure 7) présentent un rhizome herbacé, très ramifié et pourvu de feuilles très étroites, uninervées, à l'extrémité pointue. Les deux espèces se distinguent par des critères morphologiques au niveau des extrémités fertiles, le nombre de chromosomes et le mécanisme de pollinisation. Aussi, en dehors de la période de floraison, il apparaît difficile de les différencier *in situ*.

Eurythermes et euryhalines, ces deux espèces se développent dans des biotopes superficiels (Verhoeven, 1975). Elles constituent de vastes herbiers mono spécifiques sur vase, dans les lagunes côtières ne présentant pas une salinité trop élevée. Elles peuvent également donner lieu à des herbiers mixtes en association avec *Z. noltii* ou *C. nodosa*.

Des expérimentations ont montré que la vitesse de croissance chez *R. maritima* est importante et que cette espèce peut être utilisée avec succès dans le cadre de restaurations d'herbiers (Hammerstrom *et al.*, 1998).

Chez *R. maritima*, les inflorescences sont formées de fleurs hermaphrodites alternées. Après fécondation, le fruit, de couleur verte a une forme ovoïde asymétrique (Buia *et al.*, 1985b). La reproduction sexuée est généralement efficace et donne de nombreuses graines. Les graines sont consommées par de nombreux oiseaux (Powell *et al.*, 1991).

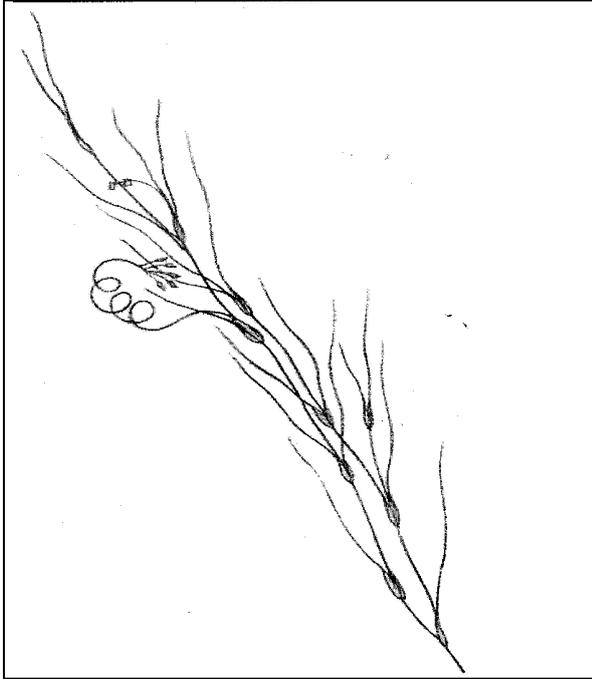


Figure 6: Représentation de *Ruppia cirrhosa* (Bonnier & Douin, 1990)

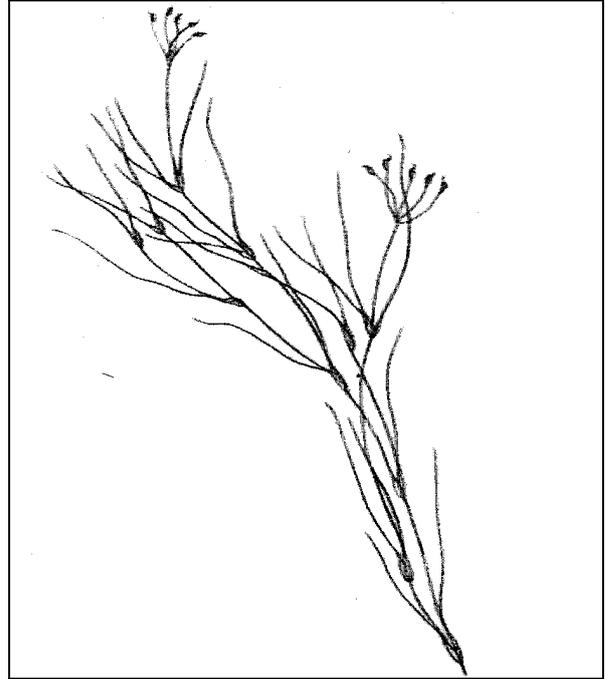


Figure 7: Représentation de *Ruppia maritima* (Bonnier & Douin, 1990)

Distribution

R. cirrhosa, et *R. maritima* sont des espèces cosmopolites, présentes dans de nombreuses régions de la biosphère. Très fréquent dans les lagunes côtières de Méditerranée occidentale (Buia *et al.*, 1985b), le genre est même signalé en mer ouverte, aux îles Baléares (Ribera *et al.*, 1997) et en Tunisie (Pergent, observation pers.)

II.3. Les menaces sur les herbiers de phanérogames marines

Des phénomènes de destruction ou de régression des herbiers sont rapportés au niveau planétaire (Short & Wyllie Echeverria, 1996). Ces destructions peuvent avoir une origine (i) naturelle, comme la « maladie du dépérissement » (wasting disease), qui a touché les herbiers de *Z. marina*, entre 1930 et 1933, et a provoqué la destruction d'environ 90 % des populations atlantiques (Den Hartog, 1987) ou les tempêtes et cyclones qui affectent régulièrement les formations des zones intertropicales (Short & Wyllie Echeverria, 1996) ou (ii) anthropique. En effet, du fait de leur localisation géographique (ex: petits fonds littoraux), les herbiers de phanérogames marines sont directement soumis aux impacts engendrés par les activités humaines. Ceci se traduit généralement par une réduction des surfaces occupées par les herbiers, en particulier à proximité des grands centres urbains (Boudouresque, 1996). Ainsi, pour *P. oceanica*, même si les régressions ne remettent pas en cause l'avenir de l'espèce, au regard des surfaces qu'elle occupe (Pasqualini *et al.*, 1998), elles sont particulièrement préoccupantes en fonction des faibles vitesses de régénération, inhérentes à l'espèce (Caye, 1989) et de l'importance des surfaces perdues depuis le début du XX^{ème} siècle :

- 10 à 30 % en région Ligure (Bianchi & Peirano, 1995),
- 52 % dans la région d'Alicante (Ramos-Espla *et al.*, 1995),
- 45 % en région marseillaise.

Les menaces qui pèsent sur les herbiers sont multiples (ex: urbanisation excessive, sur-fréquentation touristique, pollution, exploitation des ressources marines). Elles ont fait l'objet, au cours de ces dernières années, d'inventaires exhaustifs et bien documentés (Boudouresque *et al.*, 1994 ; Boudouresque, 1996 ; 1997). Ces synthèses montrent que ce

sont soit les phanérogames marines qui sont directement menacées (en tant qu'individus), soit leurs habitats.

Même s'il est difficile de hiérarchiser, en fonction de leur gravité, ces deux phénomènes, le recours à la classification de Meinesz (*in* Boudouresque, 1996 ; 1997), qui propose un classement de l'impact en fonction du temps nécessaire pour qu'il soit réversible, montre que la destruction des habitats est par définition toujours irréversible et que la disparition des individus s'exerce au mieux à long terme, pour les espèces annuelles (ex: *R. cirrhosa*, *R. maritima*) ou pionnières (ex: *C. nodosa*, *Z. noltii*), au pire est irréversible à l'échelle humaine pour les espèces rares (ex: *Z. marina*) ou climaciques (ex: *P. oceanica*).

II.3.1. Les causes à l'origine de la disparition des habitats d'herbiers

La disparition des habitats d'herbiers est essentiellement due à la réalisation d'aménagements littoraux. Ces aménagements peuvent être générés par l'accroissement des populations littorales (ex: construction d'habitations et de voies de communications, pose de câbles sous-marins) ou le développement d'activités de loisirs comme la plaisance ou la baignade (ex: extension ou création de ports, de jetées et de bases nautiques, construction de plages alvéolaires, réalisation d'endigages).

Quelle qu'en soit la nature, ces aménagements entraînent une réduction de la bande littorale où les herbiers sont susceptibles de se développer (Meinesz *et al.*, 1992). Ceci est d'autant plus problématique que le plateau continental est réduit, ce qui est souvent la règle en Méditerranée. On estime que les fonds de moins de -50 m, où les aménagements sont concentrés ne représentent que 5% des fonds (Boudouresque, 1996). Ainsi, 16% du littoral Provence-Alpes-Côte d'Azur, en France, sera artificialisé (*in* Boudouresque, 1996). Ce phénomène concerne également les îles Baléares et le littoral catalan en Espagne, la Ligurie et la Sardaigne en Italie, la côte égéenne en Turquie, mais aussi le sud de l'île de Chypre. Tous aménagements confondus, on estime qu'à l'échelle de l'ensemble du bassin, ce sont 2000 km qui ont été artificialisés en 20 ans (Boudouresque, 1996).

II.3.2. Les causes à l'origine de la disparition des espèces²

La disparition des espèces, par mortalité des individus, peut être due à une multitude de causes (directes ou indirectes) et d'importance variable.

Les causes directes

Les causes directes sont généralement faciles à mettre en évidence et n'affectent, le plus souvent, que des secteurs localisés du littoral. Largement décrites dans la littérature (voir synthèse *in* Boudouresque, 1996 ; 1997), elles sont succinctement rappelées.

Les causes directes consistent en l'arrachage des plantes par des engins de pêche ou des mouillages de bateaux ou la destruction des faisceaux par utilisation d'explosifs (ex: pêche à la grenade).

L'utilisation de chaluts de fond ou d'arts traînants constitue la principale menace directe sur les herbiers de Méditerranée. En effet, bien que la législation interdise l'utilisation de ces engins sur les fonds de moins de 50 m ou à proximité des côtes, ils n'en restent pas moins utilisés (Relini, 1992 *in* Boudouresque, 1996). Les chalutages provoquent une abrasion du fond, la remise en suspension des sédiments, la destruction involontaire d'espèces non commerciales et donc des modifications à long terme des communautés benthiques

² Les données sont reprises à partir du rapport CAR/ASP (2000)

(Boudouresque, 1996). Ces altérations sont donc loin d'être négligeables, d'autant qu'une étude le long du littoral corse, où la pêche constitue une activité marginale peu développée (avec seulement 250 embarcations), démontre que dans certains secteurs, les destructions d'herbiers dues aux arts traïnants représentent jusqu'à 23% des surfaces étudiées (Pasqualini *et al.*, 1999).

Le mouillage des bateaux peut aussi engendrer des nuisances sur les herbiers. Les mouillages sont de plusieurs types (ex: ancres, corps morts isolés et chaînes mères, corps morts et pontons flottants). L'immersion de corps morts s'accompagne de l'arrachage de faisceaux, et peut provoquer l'abrasion des mattes, des phénomènes d'affouillement au niveau des structures immergées et un remaniement du substrat (Porcher, 1984). Les ancres des bateaux génèrent des phénomènes similaires, bien que plus réduits. Néanmoins, Francour *et al.* (1999) montrent que chaque ancrage provoque l'arrachage de 20 faisceaux en moyenne, ce qui n'est pas sans conséquences dans les secteurs où l'on assiste à une sur-fréquentation touristique en période estivale (ex: jusqu'à 9000 mouillages recensés en trois mois autour des îles Lavezzi en Corse ; Richiez, 1995).

Enfin les destructions, liées à **l'utilisation d'engins explosifs** dans le cadre des activités de pêche, semblent aujourd'hui anecdotiques. En effet, ces pratiques sont interdites par toutes les législations nationales en raison de leurs conséquences sur les stocks et l'environnement (Boudouresque, 1996) et, lorsqu'elles continuent d'être pratiquées, elles n'affectent que de petites surfaces (généralement moins d'un hectare ; Pasqualini *et al.*, 1999).

Les causes indirectes

Toute introduction dans le milieu marin peut constituer une cause indirecte de mortalité des herbiers, dans la mesure où elle modifie les paramètres chimiques, physiques ou biologiques du milieu.

Ainsi (i) la modification du régime courantologique ou rhéologique des masses d'eau lors d'aménagements littoraux, (ii) le déversement de substances diverses (ex: nutriments, détergents, pesticides, hydrocarbures, métaux-traces) par les fleuves, le lessivage des sols, ou les rejets côtiers, (iii) l'apport de particules sédimentaires lors de constructions sur le domaine maritime, engraissement des plages, ou par action de l'érosion, et (iv) l'introduction d'espèces nouvelles (ex: microorganismes, virus, bactéries, espèces invasives) peuvent constituer une menace réelle pour les phanérogames marines. Néanmoins, la relation de cause à effet reste souvent difficile à démontrer, et ce, d'autant que la zone géographique affectée peut être étendue, et que chacun des facteurs, pris isolément, n'engendre pas de mortalité, mais seulement une diminution de la vitalité des individus. Ce n'est souvent que la conjonction de plusieurs de ces facteurs qui, en augmentant la vulnérabilité des individus, finit par provoquer des mortalités importantes.

En tenant compte de l'ensemble des observations menées, à l'échelon du bassin méditerranéen, il semble possible d'énoncer quelques principes :

Concernant la température

Le rejet d'eau réchauffée peut entraîner une modification de la température de l'eau de mer, qui peut constituer une menace pour les organismes. Cependant, aucune preuve probante n'a été apportée, à ce jour, quant à la nuisance réelle d'une forte différence de température ; au contraire, des variations de 20°C ont été enregistrées pour *P. oceanica* (Augier *et al.*, 1980) sans que cela semble altérer la vitalité de la plante.

Concernant la salinité

Un rejet d'eau douce (ex: fleuves, émissaires urbains) dans le milieu marin modifie, tout au moins à proximité du point de rejet, la salinité du milieu. Cette diminution de salinité ne semble devoir affecter que *P. oceanica*, dans la mesure où c'est la seule espèce

relativement sténohaline de Méditerranée. Si aucune étude spécifique n'a été consacrée à ce problème, exception faite des observations de Ben Alaya (1972), c'est sans doute car il apparaît comme mineur, tout au moins en tant que facteur anthropique à l'origine de la régression des herbiers. En effet, en tant que facteur d'origine naturelle, il suffit de regarder le recul des herbiers, au niveau de l'embouchure des fleuves côtiers du littoral oriental de la Corse, pour se persuader de son importance (Pasqualini *et al.*, 1999).

Concernant la turbidité

L'augmentation de la turbidité des eaux apparaît souvent comme un facteur aggravant qui vient s'ajouter à une autre perturbation, telle qu'un apport en nutriments, en sédiment ou en substances toxiques. C'est sans doute l'un des paramètres majeurs de la régression des herbiers, tout au moins au niveau de leur limite inférieure. En effet toute augmentation de la teneur en particules dissoutes provoque une modification quantitative et qualitative de la lumière (phénomènes d'absorption et de réflexion), qui affectent la photosynthèse et peut provoquer une remontée de la position de la limite inférieure (voir synthèse *in* Peres & Picard, 1975; Peres, 1984).

Concernant les apports en nutriments

Les apports de sels nutritifs sont un phénomène normal et nécessaire. Cependant l'augmentation générale de ces apports depuis quelques décennies (Bethoux *et al.*, 1990 *in* Boudouresque, 1996), dans un milieu généralement considéré comme oligotrophe, n'est pas sans conséquence. En effet, cet enrichissement profite, en premier lieu aux organismes planctoniques, qui par leur développement massif peuvent réduire la transparence des eaux (ex: bloom phytoplanctonique). L'impact de cet enrichissement est ensuite différent d'une espèce de phanérogames à l'autre. Il semble que les espèces pionnières, comme *C. nodosa*, soient à même d'utiliser très rapidement ces sels nutritifs, qui sont souvent des facteurs limitants (ex: Phosphore), pour leur propre croissance (Perez *et al.*, 1991). A l'inverse, chez les espèces climaciques, comme *P. oceanica*, on note un développement massif des épiphytes, qui entrent en compétition, vis-à-vis de la lumière avec la plante-hôte. Cette compétition peut se traduire par une diminution de la croissance foliaire, voire lorsque les apports nutritifs sont maintenus pendant plusieurs semaines, une mortalité des faisceaux. Plusieurs auteurs évoquent d'ailleurs ces développements massifs d'épiphytes pour expliquer la régression des herbiers dans les secteurs anthropisés (voir synthèse *in* Shepherd *et al.*, 1989).

Concernant les apports en polluants

Les apports polluants résultent de l'existence des grands complexes industrialo-portuaires, pétrochimiques et des chantiers navals. Ils se traduisent soit par le rejet direct de déchets non traités, soit par l'introduction accidentelle de produits polluants ou de substances non toxiques mais dont la combinaison donne lieu à des éléments toxiques. Les expérimentations menées dans ce domaine concernent majoritairement *P. oceanica* et ont souvent conclu à une diminution de la vitalité de la plante que ce soit par des métaux-traces (voir synthèse *in* Pergent-Martini & Pergent, 2000), des déchets industriels (ex: phosphogypses ; Darmoul *et al.*, 1980) ou des détergents (Monnier-Besombes, 1983).

Toutefois, il faut rappeler que nombres de mesures ont été réalisées en aquarium avec des concentrations supérieures à celles enregistrées dans le milieu naturel, et que la sensibilité aux polluants pris isolément, aux concentrations effectivement présentes dans la nature n'a pas été clairement démontrée, tout au moins en ce qui concerne *P. oceanica* (PNUE *et al.*, 1990). Ainsi des études concernant le mercure et d'autres métaux-traces montrent une accumulation importante par la plante, mais qui ne semble pas, en l'état actuel des connaissances, perturber son développement (Pergent-Martini & Pergent, 2000). Cela semble également le cas pour des radio-isotopes comme le Césium 137 (Calmet *et al.*, 1991). Pour ce qui est des hydrocarbures, après l'accident du «Haven» dans le port de Gênes (Italie), Sandulli *et al.* (1992 *in* Boudouresque, 1996) ne sont pas parvenus à mettre

en évidence un impact significatif des hydrocarbures sur *P. oceanica*.

Concernant les apports et les déficits de sédiments

Une modification, à moyen ou à long terme, des bilans sédimentaires provoque un ensevelissement des points végétatifs ou au contraire un déchaussement des rhizomes, qui peut provoquer à terme la mortalité des faisceaux de *P. oceanica* (Boudouresque & Meinesz, 1982).

Concernant l'introduction d'espèces invasives

L'introduction d'espèces invasives susceptibles d'entrer directement en compétition avec les phanérogames marines est un phénomène relativement récent. Si nous disposons d'informations de plus en plus précises sur les mécanismes mis en œuvre lors de ces interactions, notamment vis-à-vis des espèces du genre *Caulerpa* (Villèle & Verlaque, 1995 ; Ceccherelli *et al.*, 2000) il est encore trop tôt pour évaluer l'impact réel des espèces introduites sur les herbiers de phanérogames. En effet, si à ce jour ce phénomène de compétition ne semble pas conduire à une régression drastique des herbiers de Posidonies, les modifications engendrées, notamment au niveau de l'allocation de l'énergie et/ou la mobilisation de réserves de cette plante, doivent faire l'objet d'un suivi sur de longues périodes de temps. De même, il convient de prendre en considération l'herbier en tant que biocénose, notamment en terme de structure spatiale (micro-habitats) et de diversité biologique de la flore et de la faune associées. Aussi, il apparaît judicieux de se conforter au principe de précaution et de considérer les espèces invasives comme des facteurs susceptibles d'engendrer une menace pour les herbiers marins.

III. Les Etudes d'impact en milieu marin

III.1. Présentation

Une étude d'impact est une démarche réglementaire qui vise à obtenir des informations sur l'environnement et à évaluer l'impact d'un aménagement avant sa réalisation, de manière à déterminer, en toute connaissance, si le projet doit effectivement être mener à son terme (UNEP, 1996). Les informations consistent en (i) une prédiction des changements éventuels de l'environnement suite à la réalisation de l'aménagement, et (ii) des avis sur la manière dont l'aménagement doit être réalisé, de façon à ce que les perturbations induites soient aussi réduites que possible.

Cette notion d'étude d'impact apparaît en 1970, aux Etats-Unis, dans la loi de protection de l'environnement (NEPA). En effet, la nécessité de produire un rapport d'impact sur l'environnement pour les projets de loi, et autres actions, pouvant affecter significativement la qualité de l'environnement, est clairement inscrit. Les considérations d'environnement doivent être étudiées à chaque étape importante du processus de décision et le rapport d'impact est toujours rendu public (PNUE, 1996). Ce concept est rapidement adopté au plan international, puisqu'on le voit apparaître au Canada dès 1973, et en Europe dès la fin des années soixante-dix.

Une étude d'impact comprend habituellement plusieurs parties:

- une description précise de l'aménagement envisagé (ex: objectifs du projet, site d'implantation, dimensions, techniques opératoires prévues pour sa réalisation) ;
- une analyse détaillée de l'état initial de la zone d'implantation (ex: état de référence ou état « zéro ») ;
- un inventaire exhaustif des effets liés à la réalisation de l'aménagement ou engendrés par son exploitation ultérieure ;
- une proposition concernant les mesures à prendre pour minimiser les impacts sur l'environnement, durant la phase de réalisation et intégrant les éventuelles mesures compensatoires. Ces dernières visent à compenser, autant que possible, les effets néfastes induits par la réalisation de l'aménagement.

Aujourd'hui, les études d'impacts sont un outil d'aide à l'aménagement, assorti de conseils techniques, pour une réalisation optimale (PNUE, 1996). Elles favorisent la coordination entre organismes chargés de l'environnement, mais associent également les populations locales et les organisations non gouvernementales (Galloway & Fordham, 1995). La consultation publique est de plus en plus encouragée et une part de plus en plus importante est consacrée, dans ces études à l'analyse de solutions alternatives au projet présenté (Galloway & Fordham, 1995). Les études d'impact visent à devenir un outil au service du « développement durable » et voient leur champ d'application s'accroître. Elles devraient, à terme, être intégrées dans toute élaboration de plans de gestion ou toute définition de processus réglementaires (PNUE, 1996).

Bien que commune à plusieurs Etats, la réalisation d'études d'impact, reste encore pour plusieurs pays, une démarche originale et novatrice mais essentiellement théorique et une procédure réglementaire récente, surtout en région méditerranéenne.

III.2. Les études d'impacts dans les pays méditerranéens

Cette section ne prétend pas donner une description des lois dans tous les pays méditerranéens. L'information présentée a été finalisée en tenant compte des données

fournies par les points focaux nationaux pour les ASP pour ce qui concerne les études d'impact dans leurs pays respectifs. En fonction des réponses fournies, lorsque cela était nécessaire, une actualisation des données, publiées en 2001 a été effectuée.

Si la notion d'étude d'impact est connue dans la totalité des pays méditerranéens, elle n'apparaît pas de manière systématique dans les législations nationales. Sept pays font actuellement parties de la Communauté Européenne (Chypre, Espagne, France, Grèce, Italie, Malte, Slovaquie) et à ce titre se doivent d'appliquer les Directives communautaires. Les pays nouvellement entrés (en mai 2004) comme Chypre, Malte et la Slovaquie doivent progressivement intégrer les directives européennes dans leur législation nationale.

III.2.1. La réglementation européenne

Le concept d'études d'impact apparaît dans la Directive concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (Directive 85/337/CEE modifiée par la Directive 97/11/CE). La Directive 2001/42/CE du 27 juin 2001 complète celle-ci en réglementant l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement. Les plans et programmes concernés sont ceux élaborés et/ou adoptés par une autorité au niveau national, régional ou local ou élaborés par une autorité en vue de leur adoption par le parlement ou par le gouvernement, par le biais d'une procédure législative, et exigés par des dispositions législatives, réglementaires ou administratives. Enfin, l'obligation d'effectuer une évaluation des incidences sur l'environnement découle d'autres dispositions législatives communautaires, telle que la directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Les études doivent être réalisées pour tous travaux de construction ou autres installations ou ouvrages ou interventions dans le milieu y compris l'exploitation des ressources du sol. Seuls sont exclus les projets destinés à des fins de défense nationale ou qui sont adoptés par un texte législatif national particulier. Les projets qui donnent systématiquement lieu à étude d'impact figurent à l'Annexe I de la Directive, ils concernent entre autres (sauf exemption particulière) :

- Les raffineries de pétrole (à l'exclusion de la production de lubrifiants), d'installations de gazéification et de liquéfaction de grandes capacités (au moins 500 T de charbon ou de schistes bitumineux, par jour) ;
- Les centrales thermiques (au moins 300 MW) ou nucléaires (exception faite des structures de recherche dont la puissance maximale est inférieure à 1 kW de durée permanente thermique) ; Les installations de stockage ou de traitement de déchets radioactifs ;
- Les usines sidérurgiques ;
- Les installations d'extraction et, selon le niveau de production, de transformation de l'amiante ;
- Les installations chimiques ;
- Les voies de communications de grande capacité et les aéroports (avec des pistes de plus de 2,1 km) ;
- Les infrastructures portuaires ou les voies de circulations maritimes concernant des bâtiments de plus de 1350 T et,
- Les installations d'élimination, de traitement ou de stockage des déchets toxiques.

Cependant de nombreux aménagements peuvent nécessiter la réalisation d'une étude d'impact, si les états considèrent que leurs caractéristiques l'exigent. Il s'agit de projets qui concernent l'agriculture, l'industrie extractive, l'industrie de l'énergie, le travail des métaux, la fabrication du verre, l'industrie chimique, l'industrie des produits alimentaires, les industries du textile, du cuir, du bois et du papier, l'industrie du caoutchouc, les projets d'infrastructures et autres.

Dans le cadre de l'étude d'impact, on doit appréhender les effets directs et indirects sur l'homme, la faune, la flore, le sol, l'eau, l'air, le climat, le paysage, les biens matériels et le patrimoine culturel. Les informations à fournir par le maître d'ouvrage comportent au minimum :

- une description du projet comportant des informations relatives au site, à la conception et aux dimensions du projet,
- une description des mesures envisagées pour éviter et réduire des effets négatifs importants et, si possible, y remédier,
- les données nécessaires pour identifier et évaluer les effets principaux que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement,
- une esquisse des principales solutions de substitution qui ont été examinées par le maître d'ouvrage et une indication des principales raisons de son choix, eu égard aux effets sur l'environnement,
- un résumé non technique des informations visées aux tirets précédents.

L'ensemble du dossier d'instruction doit être mis à disposition (i) du public, pour qu'il puisse émettre un avis, et (ii) des structures administratives qui sont chargées d'autoriser tout ou partie du projet. De même, la décision d'autorisation et les conditions annexes, qui autorisent la réalisation, doivent être mises à disposition du public. Si la législation nationale l'autorise, les éléments qui ont motivé l'accord peuvent être diffusés au public.

Les espèces de phanérogames marines ne sont pas directement prises en considération par la réglementation européenne sur les études d'impact. Néanmoins, la Directive « Habitat, faune, flore » (Directive 92/43/CEE) établit un cadre de conservation pour certaines espèces de faune et de flore sauvage ainsi que pour leur habitat. L'Annexe I de cette Directive établit les Types d'habitats naturels d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Les herbiers de Posidonies figurent à cette Annexe comme un type d'habitat naturel prioritaire. Cette directive oblige, entre autres, les Etats membres à désigner des ZSC par un acte réglementaire, administratif et/ou contractuel où sont appliquées les mesures de conservation nécessaires au maintien ou au rétablissement, dans un état de conservation favorable des habitats naturels pour lesquels le site est désigné. De plus, la Directive 92/43/CEE rend obligatoire l'évaluation de tout plan ou projet non directement lié ou nécessaire à la gestion du site mais susceptible de l'affecter de manière significative. Ainsi, les herbiers de Posidonies sont protégés au titre de la désignation de ZSC par les Etats membres.

III.2.2. La réglementation en Albanie

Il semble qu'il existe une réglementation en Albanie concernant les études d'impacts, dans le cadre de l'aménagement des zones côtières. Mais jusqu'à présent, les études de ce type n'ont peu ou pas été réalisées.

Un projet de la Banque Mondiale sur la gestion intégrée de la zone côtière a inclut une Etude d'impact environnementale sur les herbiers de Posidonies dans le processus d'évaluation des impacts environnementaux des activités du projet tel que planifié.

Les herbiers de phanérogames marines, telles que *Posidonia oceanica* et *Zostera marina*, ne semblent pas spécifiquement concernés par la réglementation sur les études d'impact. Néanmoins, ceux-ci sont protégés dans le cadre législatif national par une Décision du Conseil des Ministres de 2003 sur les espèces protégées.

III.2.3. La réglementation en Algérie

La loi n°03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement prévoit, dans l'un de ses articles, que les projets de développement et d'aménagement soient soumis au préalable, selon le cas, à une étude d'impact. Les modalités d'application de cet article sont précisées par voie réglementaire.

De plus, il existe un décret exécutif (N°90-78 du 27 février 1990) relatif aux études d'impact sur l'environnement. Ce décret fait référence à la protection de la faune, de la flore et des espaces naturels. Ce décret prévoit que le contenu de l'étude d'impact doit comprendre :

- une analyse de l'état initial
- une analyse des effets sur l'environnement.

Le milieu marin ne semble pas être spécifiquement pris en compte dans ces textes.

Un nouveau décret relatif aux études d'impact est actuellement en phase de signature.

III.2.4. La réglementation en Bosnie-Herzégovine

Il existe une législation en Bosnie-Herzégovine qui concerne les aménagements (ex: Law on physical planning, Official gazette N°9/87). Il s'agit d'une adaptation de la législation de l'ex-Yougoslavie, en accord avec les traités de paix de Dayton. Dans cette loi, il n'y a pas de mention sur la manière de réaliser une étude d'impact, mais le concept est mentionné dans le texte réglementaire. Ainsi, les travaux de construction ne doivent pas mettre en danger les organismes et doivent permettre le maintien des conditions d'usage du site. La réalisation des travaux ne doit pas générer des perturbations supérieures à ce que le milieu est capable de réguler, ni affecter la santé ou la sécurité des personnes.

Ces études sont réalisées par des organismes publics ou privés ou des organisations qui doivent être accrédités par des instances administratives. Par contre ces organismes n'ont pas à faire la preuve de leur compétence en milieu marin, d'autant qu'aucune référence n'est faite vis-à-vis des formations végétales marines. Les études sont réalisées par l'entreprise qui est à l'origine de l'aménagement.

Il convient de signaler que de nouvelles lois devaient entrer en vigueur en 2001. Au sein de ces nouveaux textes, la structuration des études d'impact devait être détaillée (qu'est ce qui doit être pris en compte et comment ?), l'adoption de ces nouvelles réglementations visant à permettre une amélioration des procédures.

III.2.5. La réglementation en Croatie

La réglementation sur les études d'impact en Croatie apparaît dans le décret N°1324/59/2000, comme prévue par la loi de Protection de l'Environnement (Journal Officiel N°82/94, 128/99). Ce décret a été modifié en 2004 et 2006 (Journal Officiel N°136/04, 85/06). L'organe institutionnel responsable est le Ministère de la Protection de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire.

Les éléments qui doivent figurer dans l'étude d'impact sont une description de l'état initial, des réalisations projetées, des impacts et des nuisances prévisibles et des mesures proposées pour réduire ces nuisances, ainsi qu'une surveillance à l'issue de la phase de réalisation. Les études sont réalisées par des organismes privés ou publics ayant une expérience dans le domaine marin, et doivent être accrédités par l'administration concernée par la gestion de l'environnement. C'est l'organisme chargé de l'aménagement qui finance l'étude d'impact.

Il n'est pas fait référence aux formations végétales marines dans la législation. Néanmoins,

les espèces de phanérogames marines telles que *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Zostera noltii* sont protégées par la réglementation nationale par une ordonnance du 16 janvier 2006 sur la « Proclamation of Wild Taxa as Protected or Strictly Protected » (Journal Officiel n°7/2006).

III.2.6. La réglementation en Egypte

L'obligation de réaliser des études d'impact est inscrite dans la loi sur l'Environnement (Loi N°4/1994). C'est l'agence égyptienne pour les affaires environnementales (EEAA) qui est chargée de mettre en œuvre cette législation.

Dans le cadre d'une étude d'impact, le projet envisagé doit être décrit, ainsi que les ressources naturelles présentes et les mesures susceptibles d'atténuer les impacts ou les propositions alternatives. L'ensemble des éléments est transmis par l'aménageur à la EEAA et plus précisément au Secteur Aménagement de l'Environnement (EMS). L'EMS travaille avec des professeurs des universités et des experts de chacun des champs disciplinaires pour évaluer l'étude réalisée.

Sur la période 1992-1994, les projets ayant nécessités une étude d'impacts sont essentiellement des projets de développement touristique (84 % ; ex: création de marinas, de jetées), d'installation d'usines électriques (3%) ou de station de désalinisation (3%).

Dans l'ensemble les aménageurs montrent une réelle implication dans la protection de l'environnement et ont fait des propositions alternatives intéressantes ou ont inclus dans leurs études des paramètres supplémentaires par rapport à ce qui est fixé au niveau réglementaire.

III.2.7. La réglementation en Espagne

La réglementation espagnole en matière d'études d'impact s'aligne sur la Directive européenne 85/337/CEE, transposée en droit interne espagnol par le Décret Royal Législatif 1302/1986 (BOE n°155) et le Décret Royal 1131/1988 (BOE n°239). Postérieurement, la Loi 6/2001 a introduit des modifications du régime juridique. Il existe également une réglementation pour la région catalane (Décret 114/1988, DOGC 1000).

Dans le cadre de ces textes, les interventions sur le milieu qui nécessitent impérativement une étude d'impact sont identifiées. Il s'agit des projets définis dans l'Annexe I de la Loi 6/2001. Les projets inscrits à l'Annexe II de cette même loi nécessitent une étude d'impact en fonction de critères établis à l'Annexe III. Le décret de 1986 complète les décrets existants sur l'industrie (1976) et sur l'eau (1985) et normalise la procédure d'étude d'impact.

En plus des éléments de la Directive européenne, en Espagne, l'étude doit intégrer:

- l'estimation de la nature et des quantités de déchets ou d'énergie résultant de la réalisation de l'aménagement ;
- la capacité de récupération du milieu ;
- un programme de surveillance de l'environnement.

En outre la réglementation régionale (Catalogne) précise que l'analyse des systèmes écologiques de la zone doit comprendre l'étude des communautés benthiques et des constituants organiques des sédiments, et ce à la même échelle que la bathymétrie générale. Des études quantitatives des populations des espèces les plus représentatives, doivent être également incluses. Enfin la méthodologie employée doit être minutieusement décrite pour rendre possible une éventuelle comparaison avec des études semblables dans le futur qui servira à établir les grandes lignes de l'évolution biologique de la zone, suite à

l'aménagement. Les études d'impacts exigées s'inscrivent surtout dans un cadre de description de l'état biologique actuel (état zéro) de la zone, sur la base de laquelle on effectue une prévision de l'évolution des systèmes biologiques en fonction de l'impact prévu. Le décret précise également qu'un aménagement, nécessitant impérativement une étude d'impact, et qui sera réalisé en l'absence de celle-ci, sera suspendu. De même toute omission ou falsification des données dans la procédure d'impact ou toute transgression des conditions imposées pour l'exécution du projet peut conduire à l'arrêt des travaux. De même, lorsque, à l'issue de la réalisation illégale, une perturbation de l'environnement est observée, le responsable des travaux doit procéder à la remise en état du milieu sous la forme demandée par l'administration.

Le Décret Royal 1302/1986 a été modifié par la Loi Nationale 9/2006 sur l'évaluation stratégique environnementale (BOE du 29/04/2006) qui est une transposition en droit interne spécial de la Directive 2001/42/CEE. Dans ce contexte, les projets définis à l'Annexe II ainsi que ceux qui ne sont pas définis à l'Annexe I mais qui ont un effet direct ou indirect sur un site Natura 2000, requièrent impérativement une étude d'impact environnemental sur spécification de l'autorité environnementale.

Ainsi, pour le cas spécifique des herbiers marins, l'étude d'impact environnemental est impérativement requise pour les sites d'intérêt communautaire, mais non à l'extérieur de ceux-ci.

La loi 9/2006 a également modifié l'Annexe I, incluant tous les projets marins de dragage pour l'extraction de sable comme des projets nécessitant impérativement une étude d'impact environnemental, indépendamment du volume extrait.

III.2.8. La réglementation en France

La réglementation sur les études d'impact apparaît en France, dès 1976, avec la loi relative à la protection de la nature (J.O. du 13 juillet, p.4203). La France est donc le premier pays méditerranéen à avoir adapté le concept nord-américain.

C'est le décret du 12 octobre 1977 (Décret N°77-1141) qui définit les termes généraux de l'étude d'impact. Il précise que le contenu de l'étude doit être en relation avec l'importance des travaux envisagés et leurs incidences prévisibles sur l'environnement. Le décret de 1993 (Décret N°93-245 du 25 février 1993) complète et précise la procédure d'étude d'impact, qui doit présenter :

- Une analyse de l'état initial du site et de son environnement en terme de richesses naturelles, et d'espaces affectés par l'aménagement ;
- Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents, de l'aménagement sur l'environnement et en particulier, sur les sites et paysages, la faune, la flore, le sol, l'eau, l'air, les milieux naturels et les équilibres biologiques, la protection des biens et du patrimoine culturel et éventuellement la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs...), l'hygiène, la sécurité ou la salubrité publique.
- Une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles (techniques ou scientifiques) pour établir l'évaluation ;
- Les raisons pour lesquelles, le projet présenté a été retenu, notamment vis-à-vis de l'environnement ;
- Les mesures envisagées par le maître d'ouvrage pour supprimer, réduire et si possible compenser les conséquences dommageables du projet, vis-à-vis de l'environnement, et l'estimation des dépenses correspondantes ;
- Un résumé non technique, destiné à faciliter la consultation par le public.

Contrairement aux réglementations des autres Etats, ce ne sont pas uniquement les types d'installations nécessitant une étude d'impact qui sont annexés aux décrets, mais également les travaux pour lesquels la procédure n'est pas obligatoire. Ce qui veut dire que l'étude d'impact doit être la règle et la dispense, l'exception. Sont spécifiquement exclus, les travaux d'entretien et de grosses réparations. Des seuils techniques ou, à défaut, financiers sont définis en tant que limites d'application de l'étude d'impact. Ainsi ne sont pas soumis à étude d'impact les aménagements dont le coût est inférieur à douze millions de francs, soit environ un million huit cent mille euros (somme réactualisée régulièrement).

Toutefois, pour des réalisations de faible coût, mais dont l'impact environnemental ne peut être considéré comme négligeable, une procédure allégée de notice d'impact est définie.

S'il y a enquête publique, l'étude d'impact est insérée au dossier, dans le cas contraire, l'étude est mise à disposition du public, au plus tard à partir du moment où la décision d'exécution est prise et impérativement avant le début des travaux. Il doit y avoir, au préalable, diffusion dans la presse régionale ou nationale de l'existence de l'étude d'impact. Le délai de consultation de l'étude ne peut être inférieur à 15 jours. Cependant le fait qu'une étude d'impact n'ait pas été rendue publique, n'affecte pas la légalité de l'autorisation accordée.

Le Ministre de l'Environnement peut se saisir ou être saisi pour avis, sur toute étude d'impact. Le Ministre a 30 jours, à réception du dossier pour faire connaître sa décision, et aucune décision d'exécution, ni ouverture d'enquête publique ne peut être menée avant ce délai. Dans le cas où l'enquête publique est nécessaire, il convient donc que l'avis du Ministre soit connu avant le début de l'enquête.

L'étude d'impact est généralement élaborée par le maître d'ouvrage ou le « pétitionnaire ». C'est donc ce dernier qui est responsable en cas d'étude incomplète ou insuffisante, mais il n'est pas tenu de la réaliser lui-même. Il est même recommandé de faire appel à des spécialistes pour tout ou partie de l'étude.

En cas d'absence d'étude d'impact, concernant un aménagement pour lequel la procédure est requise, un sursis à exécution peut être prononcé, qui entraîne un arrêt des travaux.

Depuis 1983, le législateur s'est efforcé, pour (i) permettre une meilleure information du public et (ii) apporter à l'autorité compétente tous les éléments nécessaires à son information, d'imposer une enquête publique pour la réalisation de tout aménagement qui par sa nature ou le caractère de la zone concernée, est susceptible d'affecter l'environnement (Loi N°86-630 du 12 juillet 1983). Quinze jours avant ouverture de l'enquête publique, le public doit en être informé et la durée de l'enquête ne peut être inférieure à un mois. L'enquête doit permettre au public de faire connaître ses suggestions remarques et contre-propositions et les conclusions motivées du commissaire enquêteur ou de la commission d'enquête sont rendus publics. Les résultats de l'enquête ont une validité de 5 ans. Les frais de l'enquête sont à la charge du maître d'ouvrage, à l'exception de l'indemnisation du commissaire enquêteur ou des membres de la commission d'enquête qui sont pris en charge par l'état. Le champ d'application des enquêtes publiques (Décret N°85-453 du 22 avril 1985) est à peu près celui défini par le décret de 1977 concernant les études d'impacts. Mais les deux éléments restent disjoints, puisqu'il peut y avoir enquête publique sans étude ou notice d'impacts et vice et versa.

Le décret de 1993 vise :

- à aider le maître d'ouvrage à concevoir un meilleur projet ;
- à mieux renseigner le décideur sur la nature et le contenu de la décision à prendre ;
- à mieux informer le public ;

- à étendre le champ d'application de l'étude d'impact (projets urbanistiques et touristiques, exclus du texte de 1977), et de la notice d'impact (ouvrages de défense contre la mer) ;
- à intégrer dans le droit français certaines dispositions de la Directive Européenne de 1985, qui n'y figuraient pas ;
- à rendre l'outil plus efficace.

Dans la circulaire du 27 septembre 1993, émanant du Ministère de l'Environnement, le Ministre rappelle en les explicitant les éléments qui doivent être pris en compte dans le cadre d'une étude d'impact. Il demande à ce que les actions d'accompagnements du projet, au titre des mesures de suppression, de réduction et de compensation, soient reprises dans la décision d'approbation et qu'un contrôle soit effectué vis-à-vis de ces engagements. De même, il met l'accent sur la nécessité de mettre en place, si nécessaire, un suivi de la réalisation ou du fonctionnement de l'ouvrage.

Si la notion d'herbier n'apparaît pas explicitement dans la réglementation sur les études et notices d'impact, exception faite de l'évaluation de l'impact sur la flore, elle est clairement précisée dans le décret de 1989, qui concerne les dispositions du code de l'urbanisme particulières au littoral (Décret N°89-694 du 20 septembre 1989). Ceci permet de réglementer les aménagements qui peuvent être implantés, après enquête publique, dans les espaces et milieux où ses formations constituent un site ou un paysage remarquable.

III.2.9. La réglementation en Grèce

L'étude d'impact environnemental pour les travaux et les activités a été récemment modifiée au niveau national (L. 3010/02, JMD 15393/2332/02, JMD 11014/703/F104/03) de façon à intégrer la législation de la Communauté Européenne correspondante.

Le processus introduit par la législation sus-mentionnée s'adresse aux investissements et projets privés et publics. Les coûts d'élaboration des études environnementales appropriées sont couverts par le groupe intéressé que ce soit un groupe privé ou public. Les études environnementales ne sont acceptées pour contrôle par l'administration publique que si elles sont élaborées par des scientifiques accrédités et inscrits sur un Registre spécifique du Ministère de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et des Travaux Publics.

L'Etude d'Impact Environnemental (E.I.E.) est obligatoire pour quatre grandes catégories de projets. Les travaux et les activités sont classés dans ces catégories principalement en fonction du type du travail et de son étendue (JMD 15393/2332/02). Pour les quatre catégories d'activités majeures, le processus d'E.I.E. en Grèce s'intègre dans une approche à deux cycles, constituée tout d'abord par une Etude Environnementale Préliminaire et une décision d'autorisation de ce type de projet sur le site concerné (rendant le projet possible), et ensuite par une Etude Environnementale complète et la décision garantissant les termes environnementaux finaux pour sa mise en œuvre. Ce processus a un effet positif sur la conservation de l'environnement naturel car il permet d'intervenir sur la conception du projet et permet une meilleure application du principe de précaution.

Les informations présentées dans chaque cas dépendent du type et de la taille du projet ainsi que du site proposé pour son implantation. Généralement, les études d'impact doivent comporter les points suivants :

- Description de l'état d'origine
- Les réalisations prévues
- Les impacts et effets nuisibles prévisibles
- Les mesures envisagées pour réduire les effets nuisibles.

En fonction du type et de la taille des projets, leur autorisation est placée sous la compétence des Services Environnementaux préfectoraux, régionaux ou centraux (JMD 11014/703/F104/03). Si le projet se situe dans un site du réseau Natura 2000 (les herbiers les plus importants sont inclus dans le réseau Natura 2000), l'autorisation environnementale est donnée par un Service à une échelle plus centralisée (par exemple, les Services Centraux délivrent des autorisations environnementales pour les travaux de catégorie A1. Les travaux de catégorie A2 dans un site Natura 2000 sont autorisés par les services centraux alors que l'autorisation pour les travaux de catégorie A2 dans un site non Natura 2000 est délivrée par les autorités régionales. Ainsi, les Services régionaux délivrent des autorisations environnementales pour les travaux de catégories B3 et B4 dans les sites Natura 2000, alors que des travaux de même catégorie dans un site non Natura 2000 sont autorisés respectivement par les Autorités régionales ou préfectorales). Pour aller plus loin, pour les projets et les activités des deux premières catégories (A1, A2), l'avis de la Section de Gestion de la Nature du Ministère de l'Environnement est toujours demandée.

III.2.10. La réglementation en Israël

La législation sur les constructions sur le domaine maritime dépend du Ministère de l'Intérieur et de la loi sur l'aménagement et la construction de 1965. Cette loi, outre la réalisation des schémas d'aménagement, a permis la mise en place d'un comité des eaux territoriales (TWC) qui traite de la planification et de la construction sur le territoire maritime et sur le littoral. Avant qu'un aménagement soit autorisé, il doit être approuvé par le TWC. La décision du TWC s'appuie sur un plan général national des aires côtières qui prend essentiellement en compte l'usage de la zone terrestre au niveau de la ligne de rivage et quelques centaines de mètres en arrière.

III.2.11. La réglementation en Italie

Depuis plus de quinze ans, toutes les opérations d'aménagements en mer doivent donner lieu à la réalisation d'une étude d'évaluation de l'impact environnemental (VIA). La région de Sicile, qui a un statut autonome a toujours inclus une évaluation de l'impact environnemental pour l'ensemble des opérations qui s'effectuent en mer, et non pas seulement celles incluses dans la directive européenne (Directive CEE N°11/1995). Cette directive est adaptée en Italie dans un décret de 1999 (décret N°152/1999) qui concerne les « Dispositions sur la protection des eaux contre la pollution... ». L'article 3.4.1.2. de ce décret fait explicitement référence aux phanérogames marines, en précisant qu'au regard de leur intérêt patrimonial majeur, ces espèces doivent faire l'objet de cartographie et de surveillances spécifiques. L'étude d'impact inclut les éléments de la Directive européenne, plus une période de surveillance du site, après la mise en œuvre de l'aménagement.

L'étude est toujours menée sur une aire géographique large, qui est fonction du projet préliminaire. Il est possible dans la phase préliminaire du projet d'établir seulement une notice sur l'impact environnemental, basée sur la nature de l'intervention, les caractéristiques environnementales et biologiques de la portion d'écosystème concerné et sur les usages habituels et potentiels déduits à partir du cadre de référence du secteur (ex: plan d'aménagement, plan particulier).

Dans la procédure de VIA, les composantes naturelles et anthropiques de chaque site doivent être prises en compte, ainsi que les interactions entre ces composantes et l'environnement, pris dans sa globalité. Les éléments qui doivent être plus particulièrement pris en compte, sont ceux défini à l'annexe II, à savoir:

- La qualité de l'air ; il convient d'établir la situation préexistante, de prévoir l'impact du projet sur l'interface air-eau et sur les organismes marins et de préciser les caractéristiques météorologiques du site ;

- L'environnement hydrique ; les eaux marines doivent être considérées comme composantes de l'environnement et comme ressources. L'analyse de l'eau en tant que milieu comprend l'analyse des divers paramètres physico-chimiques, qui doivent être réalisés à 3 profondeurs avec une fréquence mensuelle. Du point de vue de l'eau en tant que ressource, les mesures concernent le plancton (pour apprécier l'importance biologique de la colonne d'eau et l'efficacité des premiers niveaux trophiques) et le necton (pour appréhender sa valeur en tant que ressource que l'on peut prélever par la pêche et qui peut se renouveler). Cette étude se fait par des mesures quantitatives et qualitatives en utilisant des indices synécologiques qui permettent d'apprécier la qualité du milieu, sa biodiversité et son fonctionnement ;
- La nature géologique et géomorphologique du sol et du sous-sol ; la caractérisation du sol et sa composition physico-chimique doivent permettre de déterminer les processus d'oxydoréduction, les interactions entre le substrat et les organismes et la capacité réceptrice du substrat ;
- La végétation ; ce compartiment représente la partie la plus importante de l'étude. La végétation doit être cartographiée en faisant apparaître les espèces dominantes, la zonation bathymétrique. Les espèces rares et/ou protégées doivent être signalées et un inventaire floristique du site réalisé. Si nécessaire un relevé phytosociologique peut compléter les observations précédentes ;
- Les écosystèmes ; l'ensemble des paramètres précédents doit permettre d'appréhender les écosystèmes et leur fonctionnement. Un report cartographique des unités écosystémiques, au 1/10 000, doit être effectué en faisant apparaître les éventuelles pressions anthropiques. Outre le calcul d'indices synécologiques, des bio-essais peuvent être réalisés pour mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème. La capacité d'auto-épuration du site doit être estimée, ainsi que le degré de maturité et la qualité de l'écosystème (ex: biodiversité, présence d'espèces endémiques) ;
- La santé publique ;
- Le bruit et les vibrations ;
- Les radiations ionisantes et non ionisantes ; (pour ces trois paramètres, l'approche est identique aux études d'impact en milieu terrestre) ;
- Le paysage ; il traduit l'aspect esthétique de l'écosystème et fait intervenir la topographie des fonds, la végétation et l'homme en tant qu'observateur. L'appréciation du paysage peut être faite à l'aide de photographies ou de films.

C'est la société qui souhaite réaliser l'aménagement qui est chargée de financer l'étude d'impact. Il existe de nombreux cabinets d'expertises privées qui emploient des scientifiques à même de mener à bien cette évaluation environnementale. L'étude d'impact peut-être réalisée par des organismes publics ou privés, mais qui doivent justifier d'une expérience dans le domaine marin.

Les herbiers de phanérogames marines, telles que *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Zostera noltii*, bénéficient d'un statut de protection nationale avec la Loi du 27/05/1999, mais certaines régions pilotes ont initié une prise en compte plus globale (Pergent-Martini *et al.*, 2006). Ainsi la Ligurie a adopté en 2001 une réglementation pour l'évaluation de l'impact des projets d'aménagement sur les sites d'importance communautaire (Directive Habitats), dans lequel sont inclus les herbiers à *P. oceanica* (Deliberazione di Giunta Regionale n° 646 du 8 juin 2001). Elle a également adopté un document identifiant les normes techniques pour déterminer d'une part l'état de conservation des herbiers à *P. oceanica* (Deliberazione di Giunta Regionale n° 773 de 2003) et d'autre part l'impact des ouvrages côtiers sur ces derniers (Deliberazione di Giunta Regionale n° 1533 de 2005).

III.2.12. La réglementation en Libye

Il existe un projet de liste réglementant les études d'impact des activités et des projets économiques pouvant constituer une menace pour l'environnement. Ainsi, toute entité demandant la mise en œuvre, la modification ou l'extension d'une activité ou d'un projet économique est appelée à remplir un formulaire de classification environnementale et à le présenter à l'autorité (Autorité Générale pour l'Environnement), avec en pièces jointes la documentation demandée.

L'administration ou l'autorité compétente (Direction des études et de la recherche sur l'environnement) est chargée d'étudier les documents fournis par l'entité responsable de la mise en œuvre de l'activité ou du projet en vue de sa classification et l'identification de la nécessité de préparer une EIE.

L'EIE doit être préparée par des institutions ou des bureaux d'études spécialisés, affiliés à l'Autorité Générale pour l'Environnement.

L'administration ou l'autorité compétente est chargée d'évaluer l'EIE. Elle est habilitée à demander n'importe quel complément d'informations nécessaires en vue de donner ou non son autorisation et/ou la rectification de l'étude.

L'EIE doit inclure les éléments nécessaires suivants :

- Un rapport sommaire décrivant brièvement les différentes composantes du projet dans un langage simple et non technique accompagné d'une copie en langue arabe,
- une introduction où figurent des informations générales sur le projet (nature de l'activité et liste des institutions ayant contribué à l'EIE),
- une liste des législations courantes en relation avec le projet,
- une description détaillée du projet indiquant les objectifs du projet (comportant les étapes du projet et le calendrier d'exécution, etc.), la situation (le plan de situation, la superficie et le plan d'occupation du sol, les ressources en eau, l'environnement) et l'infrastructure et la superstructure existantes,
- une description de l'état initial de l'environnement avec des données globales sur les conditions environnementales (conditions naturelles, climatiques, qualité et ressources en eaux, qualité de l'air, pollution sonore...),
- une description des impacts éventuels du projet,
- une description de l'étude ou de l'évaluation de l'impact sur l'environnement avec l'identification des impacts directs et indirects. Un tableau récapitulatif peut être dressé incluant la description des impacts majeurs de chaque action,
- les mesures à mettre en œuvre pour réduire les menaces sur l'environnement,
- les mesures alternatives relatives au projet ainsi que celles se rapportant aux mesures à mettre en œuvre pour réduire les menaces sur l'environnement tout en justifiant les critères de choix de chaque alternative,
- le plan de gestion environnementale, décrivant en détail les éléments et les actions environnementaux à mettre en œuvre en vue de remplir les engagements et d'assurer le bon déroulement du processus de contrôle et de suivi régulier des différentes phases du projet,
- les annexes comportant liste des personnes ayant préparé l'étude et leurs qualifications, les références, l'enregistrement des organes exécutifs, l'avis et observations des acteurs concernés et des collectivités locales non gouvernementales et les mesures relatives au projet.

Il n'est pas fait référence, dans ces dispositions relatives aux EIE, aux herbiers sous-marins.

III.2.13. La réglementation au Monténégro

La Loi sur l'Environnement (12/96) exige une Etude d'Impact Environnemental (EIE) pour les projets qui peuvent avoir des effets négatifs sur l'environnement. Une EIE doit fournir un programme de protection environnementale qui doit inclure les impacts dans le cas d'un

accident ou d'une urgence, une liste des types, quantités et méthodes d'élimination et de libération des matières néfastes ou dangereuses ainsi que les délais de réalisation de chaque mesure pour l'activité du projet proposé. 79 catégories d'activités sont réglementées et nécessitent une EIE (comme des activités dans des aires protégées, des ports, des marinas, les activités qui peuvent entraîner des dommages à la biodiversité). Les catégories sont très générales avec peu de spécifications de la taille de l'activité, des impacts ou une distinction claire dans le type d'entreprise. Trois personnes du Ministère du tourisme et de la protection de l'environnement travaillent sur les EIE.

La participation du public n'est pas obligatoire pour une EIE. Celle-ci est laissée à la discrétion du Ministère qui peut organiser une consultation publique pour les grands projets et qui définit les procédures de consultation. Sur la base d'une EIE approuvée, le Ministère délivre un « permis écologique » contenant les mesures de prévention et d'atténuation identifiées dans l'EIE. Le Ministère délivre environ 190 permis par an à partir des EIE. Comme les compétences du Ministère du tourisme et de la protection de l'environnement couvrent seulement la biodiversité et l'air, le contenu des EIE est également limité à ces thématiques. Aucune mesure préventive ou d'atténuation n'est donnée pour la protection des eaux et du sol.

En 2005, l'Assemblée du Monténégro a adopté une loi sur l'Etude d'Impact Environnemental Stratégique et une loi sur l'Etude d'Impact Stratégique, en harmonisation avec les Directives européennes concernées, incluant celles concernant l'accès du public aux informations environnementales, la participation du public dans la prise de décision et l'accès à la justice. La mise en application de ces lois aura lieu en 2008.

Les textes sur les études d'impact ne semblent pas faire référence aux herbiers marins, néanmoins les phanérogames marines *Posidonia oceanica* et les *Zostères* sont protégées par la législation nationale (Liste rouge) comme espèces rares ou en danger. De plus, les herbiers de *Posidonies* sont protégés du chalutage par la législation nationale sur la pêche (le chalutage est interdit au dessus d'une profondeur de 50 m et à moins de deux miles nautiques de la côte) (Journal Officiel 55/03).

III.2.14. La réglementation en Slovaquie

La Slovaquie est dotée d'une législation particulière concernant la réalisation d'études d'impact (Off. Bull N°66/1996 & N°12/2000, Ministère de l'Environnement).

Dans l'étude doivent obligatoirement figurer une description de l'état initial, des réalisations projetées, des impacts et des nuisances envisagées et des mesures proposées pour réduire ces nuisances. Le Ministère de l'Environnement définit ensuite, au cas par cas les critères qui devront être pris en compte, mais dans le texte réglementaire il n'est pas fait référence aux herbiers.

Il est obligatoire de réaliser une étude d'impact pour l'implantation de structures aquacoles de plus de 0,5 ha, pour la construction de ports ou de marinas de plus de 100 anneaux et dans le cas de « réclamation », c'est à dire de terrains gagnés sur la mer, par comblement.

L'étude est réalisée par des organismes, habilités par le Ministère de l'Environnement, mais elle est financièrement prise en charge par l'entreprise qui souhaite réaliser l'aménagement.

De plus, depuis son entrée dans l'Union Européenne, la Slovaquie doit harmoniser sa législation avec la législation européenne concernant les Etudes d'Impact Environnemental et la Directive « Habitat, faune, flore ». La *Posidonie* bénéficie par ailleurs d'une protection via un décret gouvernemental sur les espèces de plantes protégées, en date du 30/04/2004.

III.2.15. La réglementation en Tunisie

L'Etude d'Impact Environnemental (EIE) instaurée en août 1988 et mise en application en 1991 (décret n° 91-362, Journal Officiel du 13 mars 1991) est définie comme étant une étude qui permet d'apprécier, d'évaluer et de mesurer les effets sur l'environnement, directs et indirects, à court, moyen et long terme, de l'activité des unités industrielles, agricoles ou commerciales et ce avant la réalisation et la mise en fonctionnement de ces unités. L'EIE préalablement établie constitue un outil préventif pour évaluer la fiabilité des projets de développement dans une optique de durabilité.

Le nombre d'EIE est passé de 231 en 1991 pour se stabiliser depuis 10 ans entre 1000 et 1200 dossiers d'EIE par an. La répartition des EIE est la suivante : 2% projets d'infrastructure, 15% projets d'aménagement, 45% unités industrielles, 4% unités touristiques, 10% projets agricoles et 16% pour le domaine de traitement et recyclage des déchets.

Dans le cadre d'un projet de gestion intégrée des déchets municipaux l'ANPE (Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement) et la Banque Mondiale ont entrepris une étude sur l'utilisation du système national tunisien dans l'évaluation environnementale des projets financés par la Banque Mondiale.

Cette étude a conclu que l'expérience tunisienne en matière d'EIE constitue un acquis important dans le domaine de la prévention de la pollution et de la dégradation de l'environnement. Elle a enregistré beaucoup de résultats positifs et points forts qui font que l'écart avec le système de la Banque Mondiale, dans le domaine pris en considération par l'étude à savoir les déchets solides, est limité.

Toutefois, l'analyse effectuée a démontré que certaines aspects peuvent être améliorés davantage dans le cadre d'une vision prospective de protection de l'environnement basée sur l'amélioration des compétences nationales dans la prise en charge des problèmes de pollution et de protection des ressources naturelles, l'élaboration de guides et manuels de référence dans les secteurs les plus pollués et une sensibilisation ciblant aussi bien les promoteurs que le grand public sur le rôle du système d'EIE dans les domaines socioéconomiques et environnementaux.

Cette approche permettra à la fois de combler les écarts entre le système national tunisien et celui de la Banque Mondiale dans le domaine particulier de gestion des déchets et de faire évoluer le système national au niveau d'autres domaines tels que l'eau et l'assainissement, les rejets industriels, les infrastructures et les ports qui risquent de générer des déchets nécessitant des traitement de dépollution (boue, produit de dragage, déchet industriel, etc.).

De plus, il faut noter les améliorations apportées par le décret n°1991 du 11 juillet 2005 sur les autres secteurs concernés par les EIE :

- les études d'impact sont confiées aux bureaux d'études et experts spécialisés
- les délais d'approbation sont revus en fonction des projets
- l'instauration de cahiers des charges pour certains projets.

Il n'est pas fait référence, dans cette réglementation sur les études d'impact, aux herbiers sous-marins.

III.2.16. La réglementation en Turquie

La Turquie a mis en place une réglementation concernant les études d'impact. Le concept

apparaît dans la Loi sur l'environnement (Loi N°9.8.1983). Cette loi très générale sur l'environnement indique que les organisations et les établissements, qui au travers des activités qu'ils projettent, peuvent créer des problèmes environnementaux, sont tenues d'établir un rapport sur ces impacts attendus. Le texte définit la liste des projets qui doivent donner lieu à étude d'impact, les éléments qui doivent y figurer et décrit les procédures et les autorités responsables de la décision.

Les projets qui nécessitent une étude d'impact sont la construction de centrales thermiques et nucléaires, de raffineries, de ports (destinés à recevoir des bateaux de plus de 1350 tonnes), de pipelines, des installations de stockages, d'unités de réparation navale ou de l'industrie. Il convient d'y adjoindre les plates-formes offshore et les dragages et remblaiements qui concernent des surfaces importantes. Pour des aménagements de plus faibles ampleurs, tels que la construction de réservoirs destinés à recevoir les eaux de ballast, de ports de pêche, de marinas, de brise-lames, seule une étude préliminaire (plus réduite) est nécessaire. Si cette notice préliminaire conclut à un taux de nuisances important, la procédure complète d'étude d'impact doit être réalisée.

La procédure complète est également nécessaire dans toutes les aires « sensibles » (ex: parcs nationaux, aires protégées, secteurs de production de ressources marines).

Les herbiers de phanérogames marines, telles que *Posidonia oceanica* et *Zostera noltii*, ne sont pas spécifiquement concernés par la réglementation sur les études d'impact. Néanmoins, ceux-ci sont protégés dans le cadre législatif national par la « Circulaire pour la mer et les eaux intérieures n°37/1 ». L'organe institutionnel responsable est le Ministère turque de l'Agriculture et des Affaires Rurales (MARA).

III.3. Synthèse

L'analyse de la réglementation sur les études d'impact au niveau des pays méditerranéens montrent que depuis 2001, plusieurs pays ont complété ou renforcé leur législation. Certains comme l'Algérie ou le Monténégro se sont dotés d'une procédure réglementaire qui leur faisait défaut et d'autre comme la Libye envisagent de le faire sous peu. L'analyse de la situation, en terme d'aménagements, dans les pays qui disposent depuis plusieurs années d'une législation sur les études d'impact, montre que ces procédures sont, dans l'ensemble, efficaces.

Même si des progrès certains ont été faits, avec la généralisation des procédures d'études d'impacts, il convient de souligner qu'elles constituent toujours majoritairement un moyen de préserver l'environnement terrestre. Au niveau des annexes réglementaires des procédures d'études d'impact, on trouve encore peu d'aménagements qui intéressent le domaine marin. Il s'agit essentiellement des infrastructures portuaires et des travaux concernant les voies de circulation maritime. Quelques pays y incluent maintenant les ouvrages de protection vis-à-vis de la mer, l'extraction de sable, les installations aquacoles, les remblaiements du domaine maritime et les émissaires en mer. La lecture des textes montre que le milieu littoral reste rarement mentionné, de même que les formations végétales qui s'y développent. Néanmoins il convient de souligner le rôle pionnier de l'Italie, qui au niveau régional (e.g. Ligurie) a mis en place des procédures réglementaires ciblées par rapport aux impacts sur les herbiers de Posidonies. Dans le cadre du programme Interreg IIIB Posidonia, la région Ligure en partenariat avec les régions PACA (France) et Catalogne (Espagne) ont élaboré un guide réglementaire régional (Manuel de gestion des impacts sur les herbiers à *Posidonia oceanica* – Confrontation des approches des méthodes de gestion entre les régions Ligure, PACA et Catalogne).

L'absence de mentions spécifiques des herbiers dans les procédures d'études d'impacts est

quelque peu compensée aujourd'hui par le statut de protection légale dont bénéficient plusieurs espèces de phanérogames marines en Méditerranée (Pergent-Martini *et al.*, 2006). Cette protection peut-être directe (par le biais d'un texte national ou régional) ou indirecte (par le biais de conventions ou de Directives internationales). En effet, la ratification de ces conventions et leur transposition au plan national, se traduit par l'acquisition d'un statut de protection pour les espèces annexées (ex: Italie ; Voir synthèse in CAR/ASP, 2000). Ainsi depuis quelques années déjà, la présence d'herbiers conduit le plus souvent, tout au moins dans les pays de la Communauté Européenne, à une impossibilité de réalisation de certains aménagements.

L'efficacité, en terme de conservation des herbiers, n'est donc pas obtenue par l'intermédiaire de l'étude d'impact, mais par la protection de l'espèce ou de son habitat. Ainsi, en France, aucun aménagement littoral impliquant la destruction d'un herbier à *P. oceanica* n'a été réalisé depuis 1988. Il a toutefois été considéré que des mattes mortes avec quelques faisceaux isolés ou des taches résiduelles de *P. oceanica* ne constituaient pas un herbier, ce qui est une interprétation acceptable des textes de protection (ex: aménagement de la plage de Corbière, à Marseille ; Crebassa, 1992).

Il ressort des divers textes réglementaires quelques points forts et quelques points faibles relatifs à ces procédures d'études d'impact lorsqu'elles existent.

Les points forts

Les études d'impact sont un moyen d'améliorer et de rationaliser la prise de décision en terme d'aménagement. Elles permettent que l'environnement soit pris en compte, au même titre que l'intérêt pour les populations locales ou le bénéfice économique espéré.

Un autre élément qui apparaît dans certains pays, mais mériterait d'être élargi à l'échelle du bassin méditerranéen c'est le fait que la procédure d'étude d'impact, dans une version peut-être allégée, constitue la règle en matière d'aménagement et l'absence de procédure l'exception.

Un certain nombre de pays ont également instauré de manière réglementaire un système de surveillance et de contrôle lors des phases de réalisation puis, a posteriori. Cette analyse permet de vérifier la bonne adéquation entre les techniques recommandées et les objectifs visés, en terme de réduction des impacts.

Les points faibles

Plusieurs éléments peuvent réduire l'efficacité de la procédure d'impact :

Un des points importants est lié au fait que c'est toujours le maître d'ouvrage qui assure la prise en charge financière de l'étude. Si ceci s'avère cohérent, d'un point de vue économique, cela peut poser pratiquement quelques difficultés. En effet, il y a un risque que l'étude menée ne soit, pour des raisons de coût, que superficielle ou confiée à des personnes peu expérimentées. Ce risque est d'autant plus important, que la réalisation de l'étude peut être confiée à n'importe qui, dans la mesure où peu de pays exercent un contrôle, par le biais d'une accréditation, sur les personnes ou les organismes à même de réaliser l'étude d'impact. Ceci peut donner lieu à des résultats très divers (en terme de qualité et de compétence), a fortiori quand les lignes directrices de la procédure sont peu détaillées et que les éléments qui doivent être pris en compte ne sont pas explicités.

Ce type de démarche peut également conduire à sous-estimer systématiquement les nuisances potentielles de l'aménagement. En effet, l'organisme, qui est chargé par le maître d'ouvrage, de l'expertise environnementale peut être tenté, pour préserver sa clientèle, de conclure à la faisabilité de l'aménagement tel que proposé par ledit maître d'ouvrage.

Un deuxième point est lié au fait que même lorsque le texte réglementaire existe, il n'est pas nécessairement accompagné de directives précises sur la façon de mener l'étude. Ceci aboutit souvent à des études peu approfondies ou effectuées par des équipes à la compétence douteuse et pour lesquelles il n'existe pas de protocole standardisé. Cette absence de standardisation rend difficile tout suivi à moyen terme de l'impact réel de l'aménagement et ne permet pas, à l'échelle d'un pays de comparer les résultats acquis. Enfin, lorsque l'étude d'impact est définie dans la législation (très souvent dans les lois cadres sur l'environnement), les textes d'application spécifiques ne sont parfois pas publiés simultanément, ce qui rend inapplicable la législation.

IV. Les études d'impact en tant qu'outil de conservation des herbiers de phanérogames marines

En fonction des menaces, que nous avons préalablement identifiées concernant la conservation des herbiers, tout aménagement sur le domaine maritime peut justifier une procédure d'étude d'impact. En effet, la réalisation d'un aménagement, implique au minimum, soit durant les travaux, soit à l'issue de ces derniers, une modification de la courantologie et donc de la turbidité et/ou des phénomènes sédimentaires, voire même une diminution des habitats d'herbiers (ex: comblement, emprise) et un remaniement de la topographie des fonds. En outre, si l'aménagement est une structure de production aquacole, il convient d'ajouter à ces perturbations un enrichissement localisé en nutriments, ou des apports non négligeables de substances chimiques diverses (ex: traitements antibiotiques ; micro-nutriments ; métaux-traces). De même la construction d'émissaires en mer provoque des modifications de température et de salinité, voire des rejets accrus de produits polluants.

Etant donné que nombres d'aménagements peuvent provoquer une régression des herbiers et que les procédures d'études d'impact semblent à même de limiter les nuisances engendrées par la réalisation de tels aménagements, on peut s'interroger sur les éléments qui mériteraient d'être pris en compte lorsqu'on souhaite réaliser une étude d'impact dans une zone d'herbier et sur leur efficacité.

IV.1. Eléments à prendre en compte pour les études d'impact sur les herbiers

Une gestion optimale de l'environnement requiert, de plus en plus, de disposer d'outils qui permettent d'appréhender rapidement et de manière fiable l'état général d'un milieu, puis d'en suivre l'évolution, sur de longues périodes de temps. En effet, l'estimation des impacts sur l'environnement est souvent difficile, dans la mesure où il convient de faire la part entre les variations spatiales ou temporelles, naturelles de celles induites par l'homme. Seule une approche pluridisciplinaire (évaluation du risque écologique) couplée à des programmes de surveillance à moyen terme peut permettre de prévenir des dégradations avant qu'elles ne se produisent (Cuschnir, 1995).

La rapidité d'exécution exigée pour les études d'impact oblige à orienter les recherches sur des ensembles biologiques relativement stables qui intègrent bien des variations environnementales et qui ont été reconnues comme indicateurs de la qualité de l'eau et du milieu. Les peuplements benthiques remplissent ces conditions spécialement les peuplements sur substrats durs et les herbiers de phanérogames.

Toute étude d'impact concernant les herbiers doit donc permettre d'appréhender le fonctionnement global de ces formations. Pour cela il convient de :

- Identifier les peuplements présumés soumis à l'impact,
- Cartographier ces peuplements de la façon la plus précise possible,
- Etudier quantitativement les espèces dont la biomasse est la plus importante,
- Etablir un bilan de la biodiversité existante,
- Identifier des descripteurs qui permettent d'appréhender l'état du milieu par la prise en compte des paramètres de vitalité des herbiers.

Concernant ce dernier point, plusieurs études ont permis d'appréhender la réponse des herbiers à une perturbation des conditions environnementales (ex: rejets industriels, rejets d'effluents urbains, activités aquacoles). Une synthèse a d'ailleurs été publiée par

Boudouresque et *al.*, en 2006. Quelle qu'en soit l'origine, ces perturbations se traduisent, par une modification de certains paramètres, en relation avec la vitalité des herbiers. Quelques-uns de ces paramètres, concernant *P. oceanica*, sont détaillés ci-après (Tableau I). Néanmoins, depuis 2003, plusieurs études ont été réalisées dans ce domaine et de nouveaux paramètres ont été identifiés et testés (Buia et *al.*, 2004 ; Romero et *al.*, 2005 ; Pergent-Martini et *al.*, 2005).

Le caractère saisonnier très marqué de certains paramètres (ex: recouvrement, biométrie foliaire), la difficulté d'acquisition d'autres qui nécessitent des connaissances systématiques importantes (ex: diversité du peuplement épiphytique), ou la connaissance partielle de leurs limites d'utilisations (ex: compacité du substrat) rendent leur interprétation difficile et limitent leur emploi. Néanmoins, quelques paramètres, faciles à mesurer et ayant fait l'objet de standardisation peuvent être pris en considération. Ainsi la position de la limite d'extension bathymétrique de l'espèce est un paramètre intéressant puisque alors qu'elle peut dépasser -40 m en eaux claires, elle s'établit, à proximité du rejet en mer d'émissaires urbains ou industriels, entre -10 et -15 m (voir synthèse in Pergent et *al.*, 1995). Il sera donc possible de relier la profondeur de la limite inférieure des herbiers à la turbidité ou à la transparence des eaux. De même, il est possible, pour *P. oceanica*, d'analyser la densité des faisceaux en fonction de la profondeur et de l'état de l'herbier. Ainsi, pour une profondeur donnée, on peut déterminer quatre classes (Tableau II) :

- ↻ La classe supra-normale, qui correspond à des situations particulièrement exceptionnelles en terme de vitalité de *P. oceanica* ou d'extension bathymétrique de l'herbier ;
- ↻ La classe normale, qui correspond à des valeurs de vitalité de *P. oceanica* satisfaisantes, que l'on doit pouvoir observer lorsqu'il n'existe pas de pression anthropique marquée ;
- ↻ La classe sub-normale, qui correspond à une réduction de la vitalité des herbiers (diminution de la densité, ralentissement de la croissance, contamination), et doit constituer un signal d'alarme indiquant qu'il existe une perturbation de l'environnement à même d'affecter l'herbier ;
- ↻ La classe anormale, qui correspondent à des situations critiques où la vitalité de l'herbier est extrêmement réduite.

Tableau I : Principaux descripteurs de l'herbier à *Posidonia oceanica* et protocoles permettant leur mise en œuvre

Descripteurs	Définition	Mise en œuvre
Limite inférieure		
☆ Position ☆ Type ☆ Evolution	Extension bathymétrique	La position est mesurée en plongée, à l'aide d'un profondimètre électronique (précision ± 10 cm). Il convient de faire plusieurs mesures distantes de quelques dizaines de mètres (valeur moyenne). Le type (ex: brusque, progressive, régressive) est établi par observations <i>in situ</i> . L'évolution peut être contrôlée par la mise en place de repères fixes (10 à 12 balises espacées de 5 m) au contact de l'herbier et photographiées tous les trois ans, avec des remises en état régulières (une fois par an).
Evaluation quantitative et qualitative		
Densité	Nombre de faisceaux/m ²	Les mesures sont réalisées dans des quadrats de 40 cm de côté, ou en limite inférieure, de 20 cm de côté. Les mesures (au moins 10) sont faites de façon aléatoire dans l'herbier, les quadrats sont lancés d'une hauteur de un mètre et le comptage s'effectue au point de chute.
Recouvrement	Pourcentage du substrat couvert par <i>P. oceanica</i>	Les mesures (5 à 10) sont faites soit à l'aide de photographies sous-marines verticales (Cristiani, 1980) après la pose d'un cadre de surface connue (16 à 20 cm ²), soit par comptage du nombre de carrés (de 10 cm ²) occupés par l'herbier sur un cadre transparent (1 m ²) tenu à la verticale à 3 m au-dessus du fond (Francour <i>et al.</i> , 1997).
Paramètres sédimentaires		
Déchaussement	Distance entre le point végétatif de la plante et le sédiment	La mesure est effectuée en plongée sur au moins 20 faisceaux. On identifie trois cas : ┆ Hyper-sédimentation : point végétatif dans le sédiment ┆ Equilibre : point végétatif au niveau du sédiment ┆ Déficit sédimentaire : point végétatif très au-dessus du sédiment.
Compacité	Résistance de la matse au démantèlement	La mesure est faite par enfoncement d'une tige graduée dans l'herbier sous l'action d'une masse (Francour <i>et al.</i> , 1997).
Biométrie foliaire		
☆ Nombre et type de feuilles ☆ Longueur et largeur ☆ Leaf Area Index (LAI) ☆ Coefficient A	Adultes – feuilles + pétioles, Intermédiaires – feuilles sans pétiole > 50 mm, Juvéniles – feuilles sans pétiole < 50 mm. LAI = surface de feuilles/m ² Coef. A = % feuilles cassées	Dissection et mesure d'au moins 10 faisceaux au laboratoire. Il convient d'effectuer les mesures, au cours d'un cycle annuel ou de ne comparer que des prélèvements effectués à la même période.
Couverture épiphytique		
☆ Diversité ☆ Biomasse	Colonisation de la feuille par des espèces animales ou végétales	Inventaire faunistique et floristique au laboratoire, sur 10 faisceaux. La biomasse est mesurée par grattage des épiphytes, et après séchage (72 heures, 60°C), pesée.
Paramètres lépidochronologiques		
☆ Nombre de feuilles/an ☆ Croissance des rhizomes/an		Prélèvements de 15 faisceaux, distants d'au moins un mètre. Après dissection (Pergent, 1990), identification des minima et maxima d'épaisseur et mesure du nombre d'écailles et la taille de chaque tronçon de rhizomes, puis pesée après séchage (72 heures, 60°C).

Tableau II : Echelle d'évaluation de la densité (faisceaux/m²) des herbiers à *Posidonia oceanica* en fonction de la profondeur. A: Anormale; S-: Sub-normale; N: Normale; S+: Supra-normale

Prof	A	S-	N	S+	Prof	A	S-	N	S+
1	←	822 ↔	934 ↔	1158 →	21	←	48 ↔	160 ↔	384 →
2	←	646 ↔	758 ↔	982 →	22	←	37 ↔	149 ↔	373 →
3	←	543 ↔	655 ↔	879 →	23	←	25 ↔	137 ↔	361 →
4	←	470 ↔	582 ↔	806 →	24	←	14 ↔	126 ↔	350 →
5	←	413 ↔	525 ↔	749 →	25	←	4 ↔	116 ↔	340 →
6	←	367 ↔	479 ↔	703 →	26		←	106 ↔	330 →
7	←	327 ↔	439 ↔	663 →	27		←	96 ↔	320 →
8	←	294 ↔	406 ↔	630 →	28		←	87 ↔	311 →
9	←	264 ↔	376 ↔	600 →	29		←	78 ↔	302 →
10	←	237 ↔	349 ↔	573 →	30		←	70 ↔	294 →
11	←	213 ↔	325 ↔	549 →	31		←	61 ↔	285 →
12	←	191 ↔	303 ↔	527 →	32		←	53 ↔	277 →
13	←	170 ↔	282 ↔	506 →	33		←	46 ↔	270 →
14	←	151 ↔	263 ↔	487 →	34		←	38 ↔	262 →
15	←	134 ↔	246 ↔	470 →	35		←	31 ↔	255 →
16	←	117 ↔	229 ↔	453 →	36		←	23 ↔	247 →
17	←	102 ↔	214 ↔	438 →	37		←	16 ↔	240 →
18	←	88 ↔	200 ↔	424 →	38		←	10 ↔	234 →
19	←	74 ↔	186 ↔	410 →	39		←	3 ↔	227 →
20	←	61 ↔	173 ↔	397 →	40		←	↔	221 →

IV.2. Mesures pratiques pour réduire les impacts sur les herbiers et commentaires sur leur efficacité

Il est évident qu'il n'existe aucune alternative efficace pour réduire les impacts sur les herbiers lorsque les aménagements sont envisagés aux dépens de ceux-ci. En effet, dans la mesure où la construction provoque une réduction des habitats d'herbiers, seule l'interdiction pure et simple de l'aménagement peut constituer une solution notamment pour des espèces à colonisation réduite (ex: *P. oceanica*) ou peu fréquentes (ex: *Z. marina*). En effet, l'étude de la recolonisation des herbiers à *P. oceanica*, suite à l'arrêt de perturbations anthropiques (Pergent-Martini *et al.*, 2000) montre que si des phénomènes de recolonisation naturelle peuvent apparaître, les mécanismes de restauration restent très lents (plusieurs décennies pour restaurer un seul hectare).

Néanmoins, dans nombre de cas, ce type de solution n'en est pas une, et l'aménagement doit être réalisé au regard de l'intérêt qu'il présente pour les populations locales (ex: passage de canalisations d'eau potable, raccordements au réseau électrique, mise en place de câbles de télécommunication, émissaires en mer). Dans ce type de cas, la réalisation de cartographies précises peut constituer un moyen efficace pour réduire les impacts sur l'herbier en optimisant le tracé retenu afin d'épargner, autant que possible, ces formations. Ainsi la mise en place du câble électrique reliant l'île de Port-Cros (Var) au continent a fait l'objet d'une cartographie des herbiers en place (Meinesz & Bellone, 1989) ; le trajet sous-marin du câble a ensuite été déterminé de façon à minimiser la traversée de l'herbier. De même, en Catalogne, la *Direcció General de Pesca Marítima* a fait procéder en 1992 à une cartographie générale (au 1/50 000) des herbiers de phanérogames marines (et autres types de fonds) de l'ensemble du littoral catalan (700 km), afin de pouvoir gérer la mise en œuvre de la loi de protection des phanérogames marines. Enfin, la réalisation d'une carte des peuplements et types de fonds des baies de Girolata (Haute-Corse) et Tizzano (Corse du Sud), a permis d'identifier les zones susceptibles d'accueillir des mouillages organisés, en

minimisant l'impact de ces structures sur les herbiers à *C. nodosa* et *P. oceanica*.

Même s'il convient de garder à l'esprit qu'aucune technique ne peut compenser la perte de tout ou partie d'un herbier, plusieurs techniques opératoires peuvent être mises en œuvre pour réduire les impacts sur les herbiers (ex: mesures compensatoires). L'ensemble des mesures qui peuvent être proposées sont détaillées par Boudouresque *et al.* (2006) qui identifie pour chaque type d'aménagement les procédures à mettre en œuvre ou les précautions à prendre pour réduire autant que possible l'impact sur les herbiers.

Concernant les menaces indirectes sur les herbiers, il apparaît possible d'agir sur la turbidité de l'eau et/ou les apports de particules fines. En effet, ces menaces qui se manifestent lors de travaux d'endiguage ou de remblaiement, peuvent être minimisées par le recours à des matériaux préalablement lavés. Ceci constitue un moyen efficace pour réduire l'apport de « fines » sur les herbiers. De même, l'utilisation de filets en géotextiles, permet de restreindre l'impact à la seule zone d'aménagement en évitant la dispersion des fines par les courants. Pour ce qui concerne les autres menaces indirectes (ex: apports en nutriments, déficit sédimentaire), elles doivent être identifiées et quantifiées. Les mesures nécessaires ne sont pas spécifiques.

Il apparaît plus facile de réduire les menaces liées à la destruction directe des phanérogames. Ainsi, en ce qui concerne l'utilisation abusive de chaluts de fond ou d'arts traînants, qui constitue une source de dégradation significative des herbiers, il convient déjà de faire respecter la législation existante. En outre, le recours à des récifs anti-chaluts, peut constituer un moyen complémentaire pour faciliter l'application des interdictions de pêche dans certains secteurs. Plusieurs récifs anti-chaluts ont déjà été mis en place, que ce soit dans des espaces protégés (Ramos, 1990 *in* Boudouresque, 1996), à proximité des côtes (zone des 3 milles ou de l'isobathe 50 m ; Relini, 1992 *in* Boudouresque, 1996) ou dans des zones réservées à la pêche artisanale au trémail ou à la palangre (Francour *et al.*, 1991 ; Tocci, 1996 *in* Boudouresque, 1996).

De même, en ce qui concerne les mouillages, il est souvent possible de le restreindre à des secteurs géographiques spécialement aménagés et surtout de l'exclure des zones où les herbiers sont fragilisés. En effet, en raison des risques de mortalité plus élevés, il est judicieux d'interdire l'ancrage dans des secteurs caractérisés par des mattes peu compactes où les rhizomes sont déchaussés. Afin de permettre une restauration de ces sites, l'interdiction de mouillage doit être maintenue pendant au moins 5 ans (Francour *et al.*, 1999). A l'instar de ce qui existe déjà pour les récifs coralliens, un code de conduite des ancrages sur les herbiers doit être créé et le grand public et plus particulièrement les plaisanciers doivent être sensibilisés à ces nuisances. Enfin toutes les innovations techniques, permettant d'optimiser les mouillages forains, tels que les mouillages à emprise au sol réduite (ex: système Harmony) doivent être encouragées.

Depuis quelques années, plusieurs techniques de réimplantation ont été améliorées, notamment en ce qui concerne *P. oceanica* (Cinelli, 1980 ; Meinesz *et al.*, 1992; Molenaar *et al.*, 1993; Genot *et al.*, 1994), mais certains problèmes persistent. Il est important de poursuivre les recherches en vue d'améliorer ultérieurement les techniques de réimplantation.

Il convient d'éviter que les techniques de réimplantation ne soient détournées de leur objectif pour servir d'alibi à de nouvelles destructions. L'expérience montre que dans plusieurs secteurs, l'on ait planté pour planter, sans aucune stratégie d'ensemble. Ainsi des *P. oceanica* ont été plantées dans des secteurs où elles n'existent pas naturellement, et semblent ne jamais avoir existé ou dans des zones où la régression de l'herbier se poursuit rapidement. A Cannes, une partie des réimplantations de *P. oceanica* a été effectuée dans

un herbier stable et ancien à *C. nodosa* ; or détruire une phanérogame pour la remplacer par une autre ne constitue pas une stratégie bien cohérente. Des réimplantations de *P. oceanica* ont été proposées comme mesure compensatoire dans le cadre de projets de construction ou d'agrandissement de ports de plaisance. La délibération du Conseil municipal de Sanary-sur-Mer du 6 Août 1992 approuvant ce projet a été ultérieurement annulée par le Tribunal Administratif de Nice (jugement du 3 Décembre 1992 ; Boudouresque, *communication personnelle*).

V. Bibliographie

- Aleem A.A., 1955. Structure and evolution of the seagrass communities *Posidonia* and *Cymodocea* in the southeastern Mediterranean. *Essays in the natural sciences in honor of Captain Allan Hancock, on the occasion of his birthday, July 26*, 279-298.
- Augier H., Robert P., Maffre R., 1980. Etude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de Phanérogames marines de la baie de Port-Cros (Iles d'Hyères, Méditerranée, France). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 6 : 69-131.
- Bellan-Santini D., Lacaze J. C., Poizat C., 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. *Muséum National d'Histoire Naturelle publ.* : 246 p.
- Ben Alaya H., 1972. Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le Golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2 (3) : 331-416.
- Bianchi C.N., Peirano A., 1995. Atlante delle fanerogame marine della Liguria : *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*. *ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia* : 1-146.
- Bonnier G., Douin R., 1990. La grande flore en couleur de Gaston Bonnier, France, Suisse, Belgique et pays voisins. *Réédition de la flore complète illustrée en couleur de France, Suisse, Belgique, de G. Bonnier et R. Douin, Belin édit.*, 4 tomes.
- Boudouresque C.F., 1996. Impact de l'homme et conservation du milieu marin en méditerranée. *2ème édition. GIS posidonie publ., Marseille* : 1-243.
- Boudouresque C.F., 1997. Situation de la biodiversité marine et lagunaire en Tunisie. *Recommandations. CAR/ASP Tunis et GIS Posidonie publ.* : 1-154.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. *RAMOGE publ.* : 1-202
- Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonies. *Cahier Parc nation. Port-Cros*, 4 : 1-79.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., Ledoyer M., Vitiello P., 1994. Les herbiers à phanérogames marines. *In « Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives », Bellan-Santini D., Lacaze J. & C. Poizat, Muséum National d'Histoire Naturelle publ.* : 98-118.
- Buia M.C., Casola E., Mazzella L., Russo G.F., 1985b. Osservazioni sulla fioritura di *Ruppia maritima* L. nello stagno di Marceddi (Sardegna Sud-Occidentale). *Oebalia*, N.S., 11(3) : 857-859.
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M., 2004. Seagrass systems. *In: Gambi M.C., Dappiano M. edits. Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. Biol. mar. Medit.* 11(suppl. 1): 133-183.

Buia M.C., Mazzella L., Russo G.F., Scipione M.B., 1985a. Observation on the distribution of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. prairies around the island of Ischia (Gulf of Naples). *Rapp. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 29(6) : 205-208.

Calmet D., Charmasson S., Gontier G., Meinesz A., Boudouresque C.F., 1991. Chernobyl radionuclides in the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*, 1986-1987. *J. Environ. Radioactivity*, 13 : 157-173.

CAR/ASP, 2000. La protection des habitats aux herbiers en Méditerranée (Platini F.). *Rapp. PNUE, PAM, CAR/ASP édit.* : 65p.

Caye G., 1989. Sur la morphogénèse, le cycle végétatif et le reproduction de deux phanérogames marines de Méditerranée : *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile et *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. *Thèse habilitation, Univ. Nice* : 1-229.

Ceccherelli G., Piazzini L., Cinelli F., 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 243 : 227-240.

Cinelli F., 1980. Le Fanerogame marine : problemi di trapianto e di riforestazione. *Mem. Biol. mar. Oceanogr., N.S. suppl.*, 10 : 17-27.

Clarke S.M., Kirkman H., 1989. Seagrass dynamics. In : *Biology of Seagrasses*, A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Shepherd. (Eds.) *Aquatic Plant Studies, Elsevier Publ.* 2 : 610-634.

COI, 1997. Guide méthodologique d'aide à la gestion intégrée de la zone côtière. Commission océanographique intergouvernementale, UNESCO, *Manuels et Guides*, 36 : 47p.

Crebassa P., 1992. Evaluation des mesures de protection des herbiers à *Posidonia oceanica*. *Mém. Stage Ecole Polytechnique* : 1-52.

Cuschnir A.A., 1995. Coastal development : a suggested approach to environmental impact assessments. *Proc II International Conference on Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 95, October 24-27, 1995, Tarragona Spain, E. Ozhan edit., Medcoast publ.* : 1247-1260.

Darmoul B., Hadj-Ali M., Vitiello P., 1980. Effets des rejets industriels de la région de Gabès (Tunisie) sur le milieu marin récepteur. *Bull. Inst. nation. sci. tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, 7 : 5-61.

Den Hartog C., 1970. The seagrasses of the world. The seagrasses of the world. *Verhand. Koninklijke Nederl. Akad. Wetenschap Afd. Nat. Tweede reeks, North-Holland Publ. Amsterdam*, 59 (1) : 1-272.

Den Hartog C., 1987. "Wasting disease" and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany*, 27 : 3-14.

Drew E.A., 1978. Factors affecting photosynthesis and its seasonal variation in the seagrasses *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 31 : 173-194.

Duarte C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, 40 : 363-377.

Fawzi M.A., Abul-Azm A.G., El-Sayed M.K., 1996. ICZM : An Egyptian experience. In Proc. International Workshop on MED & Black sea ICZM, November 2-5, 1996, Sarigerme, Turkey, E. Ozhan edit., *Medcoast Publ* : 263-274.

Francour P., Ganteaume A., Poulain M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean sea). *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 9 : 391-400.

Galloway J., Fordham T., 1995. A recommended framework for coastal environmental impact assessment. In "Proc II International Conference on Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 95", October 24-27, 1995, Tarragona Spain, E. Ozhan edit., *Medcoast publ.* : 1261-1271.

Genot I., Caye G., Meinesz A., Orlandini M., 1994. Role of chlorophyll and carbohydrate contents in survival of *Posidonia oceanica* cuttings transplanted to different depths. *Mar Biol*, 119(1) : 23-29.

Giaccone G., 1970. The climax problem in the deep regions of the Mediterranean sea. *Thalassia Jugoslavica*, 6 : 195-199.

Green E.P., Short F.T., 2003. World Atlas of Seagrasses. University of California Press: 310pp.

Hammerstrom K., Sheridan P., McMahan G., 1998. Potential for seagrass restoration in Galveston Bay, Texas. *Texas Journal of Science*, 50(1) : 35-50.

Harrison P.G., 1993. Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. nottii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.*, 45 : 63-77.

Jagtap T.G., 1996. Some quantitative aspects of structural components of seagrass meadows from the southeast coast of India. *Bot. Mar.*, 39(1) : 39-45.

Kenworthy W.J., Durako M.J., Fatemy S.M.R., Valavi H., Thayer G.W., 1993. Ecology of Seagrasses in Northeastern Saudi-Arabia One Year After the Gulf-War Oil Spill. *Mar Pollut Bull*, 27 : 213-222.

Kuo J., Den Hartog C., 2000. Seagrasses: A profile of an ecological group. *Biol. Mar. Médit.*, 7(2) : 3-17.

Laugier T., 1998. Ecologie de deux phanérogames marines sympatriques - *Zostera marina* L. et *Z. nottii* Hornem. - dans l'étang de Thau (Hérault, France). Thèse "Biologie des Populations et Ecologie", Univ. Montpellier II : 142p. + Ann.

Lipkin Y., 1977. Seagrass vegetation of Sinai and Israel. In "Seagrass ecosystems, a scientific perspective", Mc Roy P. & Helfferich C. edit., Dekker publ., USA : 263-293.

Loques F., 1990. Biologie de la phanérogame marine *Zostera nolteii* Hornemann sur le littoral méditerranéen français. Thèse de doctorat, Université de Nice Sophia Antipolis, 158 pp.

Loques F., Caye G., Meinesz A., 1988. Flowering and fruiting of *Zostera nolteii* in golfe Juan (French Mediterranean). *Aquat. Bot.*, 32 : 341-352.

Loques F., Caye G., Meinesz A., 1990. Germination in the marine phanerogam *Zostera noltii* Hornemann at golfe Juan, French Mediterranean. *Aquat. Bot.*, 38 : 249-260.

Mayhoub H., 1976. Recherches sur la végétation marine de la côte syrienne. Etude expérimentale sur la morphogenèse et le développement de quelques espèces peu connues. *Thèse Doctorat d'Etat, 26 oct. 1976*, 286 p, + 1 carte, + Pl. 1-16 h.t.

Mazzella L., 1990. Il ruolo dei sistemi a fanerogame marine nell'economia delle comunità costiere ed i problemi causati dal disturbo antropico. In "Inquinamento ed ecosistemi acquatici", *Atti Congresso Ordine Nazionale dei Biologi (ed. S. Dumontet & E. Landi)* : 103-116.

Mc Millan C., Lipkin Y., Bragg L., 1975. The possible origin of peculiar *Thalassia testudinum* reported from Texas as *Posidonia oceanica*. *Contrib. mar. Sci.*, 19 : 101-106.

Meinesz A., Bellone E., 1989. Localisation des herbiers à *Posidonia oceanica* sur le parcours du câble EDF à immerger dans les eaux du Parc National de Port-Cros. Contrat EDF/GIS Posidonie, *GIS Posidonie édit., Fr.* : 1-6, + 2 fig. h.t.

Meinesz A., Molenaar H., Caye G., 1992. Transplantation de phanérogames marines en Méditerranée. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 33.

Missaoui H., Mahjoub M.S., Chalgaf M., 2006. Apparition de la phanérogamme *Halophila stipulacea* dans le golfe de Gabès (Tunisie). In PNUE–PAM–CAR/ASP, Actes du deuxième symposium méditerranéen sur la végétation marine (Athènes, 12-13 Décembre 2003). CAR/ASP édit., Tunis : 255p.

Molenaar H., Meinesz A., Caye G., 1993. Vegetative Reproduction in *Posidonia oceanica* - Survival and Development in Different Morphological Types of Transplanted Cuttings. *Botanica Marina*, 36(6) : 481-488.

Molinier R., Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 27 (3) : 157-234.

Molinier R., Picard J., 1953. Etudes biologiques sur les herbiers de Phanérogames marines à l'Ouest d'Alger. *Bull. Stn. Aquicult. Pêche Castiglione, Alg.*, 4 : 7-34.

Molinier R., Picard J., 1956. Aperçu bionomique sur les peuplements marins littoraux des côtes rocheuses méditerranéennes de l'Espagne. *Bull. Trav. Stn. Aquicult. Pêche Castiglione, N.S.*, 8 : 251-268.

Monnier-Besombes G., 1983. Etude de la contamination de la Posidonie (*Posidonia oceanica* L. Delile) et de son milieu par des composants de détergents synthétiques. *Thèse Doct. 3ème cycle Ecol., Univ. Aix-Marseille II, Fr.* : 1-162.

Ozhan E., Uras A., Aktas E., 1993. Turkish legislation pertinent to coast zone management. In Proc. First International Conference on Mediterranean Coastal Environment, November 2-5, 1993, Antalya, Turkey, *E. Ozhan edit., Medcoast Publ.* : 333-346.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabaut P., Pergent G., 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar : Application of the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 47 (3) : 359-367.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1999. Environmental impacts identification along Corsican coasts (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany*, 65 : 311-320.

Pergent-Martini C., Coppo S., Pulcini M., Cinquepalmi F., 2006. Les textes réglementaires qui s'appliquent aux herbiers à *Posidonia oceanica*. In Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub. : 48-60.

Pergent-Martini C., Leoni V., Pasqualini V., Ardizzone G.D., Balestri E., Bedini R., Belluscio O. A., Belshert T., Borg J., Boudouresque C.F., Boumaza S., Bouquegneau J.M., Buia M.C., Calvo S., Cebrian J., Charbonnel E., Cinelli F., Cossu A., Di Maida G., Dural B., Francour P., Gobert S., Lepoint G., Meinesz A., Molenaar H., Mansour H.M., Panayotidis P., Peirano A., Pergent G., Piazzini L., Pirrotta M., Relini G., Romero J., Sanchez-Lizaso J.L., Semroud R., Shembri P., Shili A., Tomasello A., Velimirov B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecol. Indicators* 5: 213-230.

Peres J.M., 1984. La régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. In "International Workshop on *Posidonia oceanica* Beds", Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac et Olivier J. édit., *GIS Posidonie publ.*, 1 : 445-454.

Peres J.M., Picard J., 1958. Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume*, 14 (23) : 7-122.

Peres J.M., Picard J., 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquat. Bot.*, 1(2): 133-139.

Perez M., Romero J., Duarte C.M., Sand-Jensen K., 1991. Phosphorus limitation of *Cymodocea nodosa* growth. *Marine Biology*, 109 : 129-133.

Pergent G., Pergent-Martini C., 1990. Some applications of lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica marina*, 33 : 299-310.

Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : Etat des connaissances. *Mésogée*, 54 : 3-29.

Pergent G., Rico-Raimondino V., Pergent-Martini C., 1997. Estimation and fate of primary production of *Posidonia oceanica* meadow in the Mediterranean. *Aquatic Botany*, 59 (3,4) : 307-321.

Pergent-Martini C., Pergent G., 2000. Are marine phanerogams a valuable tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : example of the Mediterranean sea ? *International Journal Environmental Pollution*, 13(1-6) : 126-147.

Pergent-Martini C., Rico-Raimondino V., Pergent G., 1994. Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean basin. *Marine Biology*, 120 : 9-15.

Phillips R.C., Meñez E., 1988. Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, 34.

Pisanty S., 1996. ISRAEL – Country review of coastal Management. *In Proc. International Workshop on MED & Black sea ICZM*, November 2-5, 1996, Sarigerme, Turkey, E. Ozhan edit., *Medcoast Publ* : 257-262.

PNUE, 1996. Environmental Impact assessment : issues, trends and practice. Scott Wilson Resource Consultants & UNEP International Working group on EIA, *UNEP publ.* : 96p.

PNUE/UICN/GIS Posidonie, 1990. Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplement et paysages marins menacés de Méditerranée. *MAP Technical Reports*, 43 : 1-250.

Porcher M., 1984. Impact des mouillages forains sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. International Workshop *Posidonia oceanica* Beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac et Olivier J. édit., *GIS Posidonie publ.*, 1 : 145-148.

Powell G.V.N., Fourqurean J.W., Kenworthy W.J., Zieman J.C., 1991. Bird colonies cause seagrass enrichment in a subtropical estuary : Observational and experimental evidence. *Estuarine Coast. Shelf Sci.*, 32 : 567-579.

Procaccini G., Mazzella L. , 1996. Genetic variability and reproduction in two Mediterranean seagrasses. *In « Seagrass Biology : Proceedings of an International Workshop », J. Kuo, R.C. Phillips, D. I. Walker & H. Kirkman eds., Univ. Western Australia publ.* : 85-92

Ramos-Espla A.A., Aranda A., Gras D., Guillen J.E., 1995. Impactos sobre las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en el S.E. español : necesidad de establecer herramientas de ordenamiento y gestion del litoral. *In " Pour qui la Méditerranée au 21ème siècle - Ville des rivages et environnement littoral en Méditerranée " OKEANOS 94, Maison de l'Environnement de Montpellier Edit.* : 64-69.

Ribera G., Coloreu M., RodriguezPrieto C., Ballesteros E., 1997. Phytobenthic assemblages of Addaia Bay (Menerca, western Mediterranean): Composition and distribution. *Botanica Marina*, 40(6) : 523-532.

Richez G., 1995. Réserve naturelle des Iles Lavezzi : la fréquentation touristique et récréative de l'île Lavezzi durant l'été 1994 et évolution 1991 - 1994. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat., Corse*, 55 : 45-92.

Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Micheli C., 1995. Autoecology and production of *Zostera marina* in Venice Lagoon. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34 : 42.

Romero J., Alcoverro T., Martinez-Crego B., Pérez M., 2005. The seagrass *Posidonia oceanica* as a quality element under the Water Framework Directive: POMI, a multivariate method to assess ecological status of Catalan coastal waters. Working document of the POMI group, Univ. Barcelona and Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC), Spain: 1-14.

Shepherd S.A., Mc Comb A.J., Bulthuis D.A., Neverauskas V., Steffensen D.A., West R., 1989. Decline of seagrasses. *In A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Shepherd (Eds.) Biology of seagrasses, Aquatic Plant Studies 2, Elsevier Publ.* : 346-393.

Short F.T., Coles R., Pergent-Martini C., 2001. Global seagrass distribution. *In "Seagrass Method books", Short F.T & R. Coles edit., Elsevier publ.*

Short F.T., Wyllie-Echeverria S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23(1) : 17-27

Thiebaut J., 1953. Flore libano-syrienne. Troisième partie. *CNRS édit.* : 1-360, 7 pl. h.t.

Verhoeven J.T.A., 1975. Ruppia-communities in the Camargue (France) : Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany*, 1 : 217-241.

Verlaque M., 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanol. Acta*, 17(1) : 1-23.

Villèle X., Verlaque M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the north western Mediterranean. *Bot. Mar.*, 38(1) : 79-87.

VII. Annexe B : Projet de lignes directrices schématiques pour la section des études d'évaluation d'impact concernant les herbiers marins

Il est important de préciser que des mattes mortes avec quelques faisceaux isolés ou des taches résiduelles de *Posidonia oceanica*, ainsi que des plants parsemés de *Cymodocea nodosa*, ne constituent pas un herbier.

En outre, pour ce qui est des mesures de précaution, il faut tenir compte des différences entre les espèces et leur distribution géographiques: des espèces climaciques ou rares comme *P. oceanica* et *Zostera marina* nécessitent une plus grande attention, que les espèces annuelles ou pionnières (*C. nodosa*, *Z. noltii*, *Ruppia cirrhosa*, *R. maritima*).

Outre les procédures générales d'étude d'impact, l'évaluation d'un impact sur un herbier nécessite des informations spécifiques à propos des différents paramètres. A cet égard beaucoup d'éléments sont dans la section III «Les menaces sur les herbiers de phanérogames marines » du premier chapitre du document, dont voici un résumé:

- Information sur les courants côtiers pour évaluer l'impact des sédiments et polluants produits par le projet;
- Information sur l'éventuelle augmentation de la turbidité des eaux, qui a un impact négatif sur toutes les espèces et surtout sur *P. oceanica*. C'est sans doute l'un des paramètres majeurs de la régression des herbiers, tout au moins au niveau de leur limite inférieure.
- Information sur l'éventuelle diminution de salinité qui ne semble affecter que *P. oceanica*, qui disparaît lorsque la salinité est inférieure à 33 ‰. Les autres espèces sont plus tolérantes.
- Information sur les éventuels apports de sels nutritifs. L'impact de cet enrichissement est différent d'une espèce de phanérogames à l'autre. Il semble que les espèces pionnières, comme *C. nodosa*, soient à même d'utiliser très rapidement ces sels nutritifs, qui sont souvent des facteurs limitants (ex : Phosphore), pour leur propre croissance. A l'inverse, chez les espèces climaciques, comme *P. oceanica*, on note un développement massif des épiphytes, qui entrent en compétition, vis-à-vis de la lumière avec la plante hôte. Cette compétition peut se traduire par une diminution de la croissance foliaire, voire lorsque les apports nutritifs sont maintenus pendant plusieurs semaines, une mortalité des faisceaux. Plusieurs auteurs évoquent d'ailleurs ces développements massifs d'épiphytes pour expliquer la régression des herbiers dans les secteurs anthropisés.
- Information sur l'éventuel changement des bilans sédimentaires. *P. oceanica* est l'espèce la plus sensible. Une modification, à moyen ou à long terme, des bilans sédimentaires provoque un ensevelissement des points végétatifs ou au contraire un déchaussement des rhizomes, qui peut provoquer à terme la mortalité des faisceaux de *P. oceanica*.
- Information sur l'éventuelle augmentation des mouillages des bateaux. Les mouillages sont de plusieurs types (ex: ancres, corps morts isolés et chaînes mères, corps morts et pontons flottants). L'immersion de corps morts s'accompagne de l'arrachage de faisceaux, et peut provoquer l'abrasion des mattes, des phénomènes d'affouillement au niveau des structures immergées et un remaniement du substrat. Les ancres des bateaux génèrent des phénomènes similaires, bien que plus réduits. Chaque ancrage provoque l'arrachage de 20 faisceaux en moyenne.

Une étude d'impact normalement contient plusieurs sections, pour chacune des ces sections des suggestions concernant l'impact sur les herbiers sont présentées.

Section 1) Une description de l'aménagement envisagé. Dans cette section le projet et les

techniques opératoires prévues pour sa réalisation devraient être décrits tenant compte des éventuelles augmentations de la turbidité, diminutions de salinité, apports de polluants, présence de mouillage des bateaux sur l'herbier.

A ce niveau les suggestions pour réduire l'impact sont:

- une cartographie précise pour sauvegarder l'herbier et éviter de construire sur lui;
- l'utilisation des matériaux lavés pour réduire l'apport de fines particules;
- l'utilisation de filets en géotextiles qui permettent de restreindre l'impact à la seule zone d'aménagement en évitant la dispersion des fines particules;
- l'interdiction des mouillages dans les zones sensibles;
- la création d'un code de conduite pour les ancrages sur l'herbier;
- encourager les innovations techniques pour les mouillages.

Section 2) Une analyse détaillée de l'état initial de la zone d'implantation (état « zéro »).

Toute étude d'impact concernant les herbiers doit permettre d'appréhender le fonctionnement global de ces formations. Pour cela il convient de :

- Identifier les peuplements présumés soumis à l'impact,
- Cartographier ces peuplements de la façon la plus précise possible,
- Etudier quantitativement les espèces dont la biomasse est la plus importante,
- Etablir un bilan de la biodiversité existante,
- Identifier des descripteurs qui permettent d'appréhender l'état du milieu par la prise en compte des paramètres de vitalité des herbiers (tableau I et II du document).

Section 3) un inventaire exhaustif des effets liés à la réalisation de l'aménagement ou engendrés par son exploitation ultérieure. A ce niveau il faut considérer les éventuels apports de polluants, l'augmentation de la turbidité, la diminution de la salinité, l'addition de sels nutritifs, la présence de mouillage de bateaux sur l'herbier.

Les suggestions pour réduire l'impact sur les herbiers, sont partiellement les mêmes que celles pour la première phase, mais pour ce qui concerne l'interdiction des mouillages en zones d'herbiers fragilisés, il faut ajouter que l'objectif est une restauration de ces sites, et pour cette raison l'interdiction de mouillage doit être maintenue pendant au moins 5 ans.

Section 4) Un programme de surveillance de l'environnement. Cette surveillance permet de vérifier la bonne adéquation entre les techniques recommandées et les objectifs visés, en terme de réduction des impacts. Il est conseillé d'effectuer des analyses identiques ou similaires à celles faites pour la deuxième section.

Depuis quelques années, plusieurs techniques de réimplantation ont été améliorées, mais il y a encore quelques problèmes dans l'utilisation de ces techniques. A ce propos, il est très important de poursuivre les recherches afin d'améliorer ultérieurement les techniques de réimplantation. Il est cependant important d'éviter que les techniques de réimplantations ne soient détournées de leur objectif pour servir d'alibi à de nouvelles destructions.