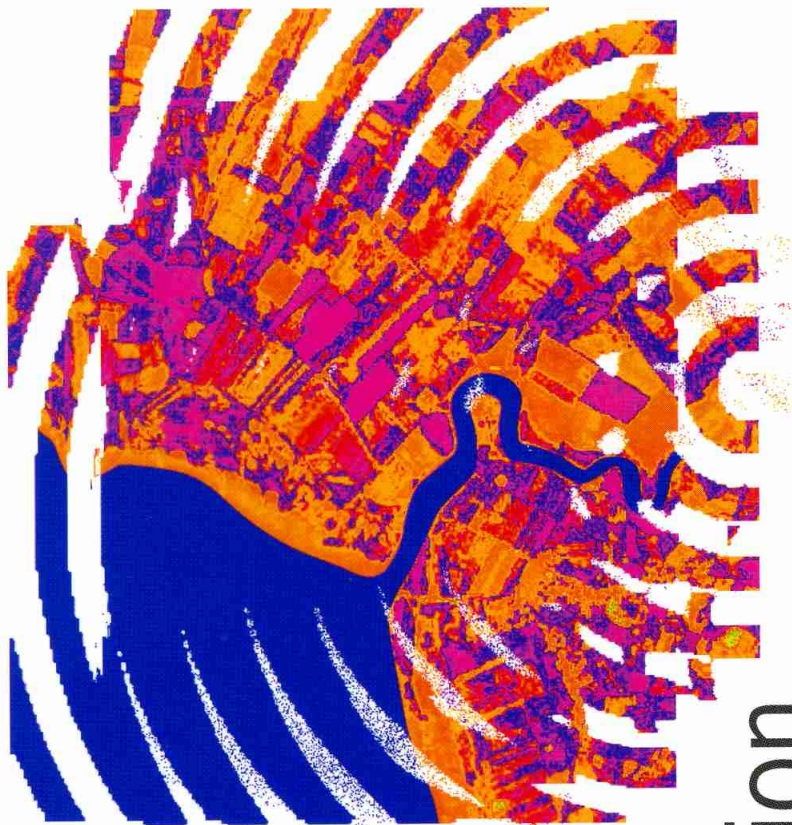


Brest
8,9 novembre 2000

actes de colloques

29

Coorganisateur
Luc Drévès
Marcel Chaussepied



Restauration des écosystèmes côtiers

29

Ifremer

La restauration des écosystèmes à phanérogames marines

Charles-François Boudouresque

Centre d'océanologie de Marseille, campus universitaire de Luminy, UMR 6540,
13288 Marseille Cedex 9, France
boudour@com.univ-mrs.fr

Résumé

Les écosystèmes à phanérogames marines jouent un rôle clé dans les équilibres littoraux, à la fois sur les plans écologique, patrimonial et économique. Malheureusement, ils sont particulièrement vulnérables aux impacts de l'homme et ont régressé de façon préoccupante. Des techniques de réimplantation ont été mises au point et parfois mises en œuvre aux USA, en Europe et au Japon principalement. Elles concernent surtout *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* et *Posidonia oceanica*. Compte tenu des coûts d'une part, du risque que la possibilité de réimplanter serve d'alibi à de nouvelles destructions d'autre part, il est impératif que leur mise en œuvre soit encadrée par de nombreuses précautions.

Abstract

Marine phanerogam ecosystems play a key role in maintaining coastal balances, and this from an ecological, economic and natural heritage perspective. Unfortunately, they are also extremely sensitive to impacts of human origin and have regressed in an alarming manner. Replanting techniques have been developed and used to a limited extent mainly in the USA, Europe and Japan. These techniques mostly involve the *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* and *Posidonia oceanica* species. In light of the costs of such efforts, in addition to the temptation of using the replanting possibilities to justify new seagrass destruction, it is imperative that such replanting activities be closely monitored and controlled.

Introduction

Les phanérogames (= Magnoliophytes, Spermaphytes) marines descendent d'ancêtres terrestres. Le retour vers le milieu marin s'est produit au Crétacé (ère secondaire), il y a près de 100 millions d'années (Larkum & Van den Hartog, 1989). Elles sont peu nombreuses : une soixantaine d'espèces seulement au niveau mondial (Van den Hartog, 1970 ; Kuo & McComb, 1989). Nous focaliserons l'exposé sur *Posidonia oceanica* et *Zostera marina* car la majorité des travaux sur la restauration des écosystèmes à phanérogames marines concernent ces espèces. En outre, ce sont les espèces les plus communes en Europe et en Méditerranée.

Caractéristiques et importance des écosystèmes à phanérogames marines

Les écosystèmes à phanérogames marines partagent un certain nombre de caractéristiques communes (Boudouresque *et al.*, 1994a). (1) La phanérogame est à la fois espèce clé et ingénieur d'écosystème (*sensu* Lawton, 1994). (2) Un système de lacunes et de canaux aérifères (aërium) parcourt l'ensemble de l'appareil végétatif (feuilles, rhizomes, racines). Il permet un recyclage du dioxyde de carbone photorespiré (Kuo & McComb, 1989). (3) Les racines (elles descendent au moins à 70 cm de profondeur chez *Posidonia oceanica*) sont capables d'utiliser et de remettre en circulation des nutriments plus ou moins démobilisés dans l'épaisseur du sédiment. (4) Des cyanobactéries épiphytes des feuilles et des bactéries anaérobies de la rhizosphère peuvent fixer l'azote moléculaire N_2 , et contribuer ainsi à l'approvisionnement en azote de l'écosystème; ceci pourrait expliquer la luxuriance de certains herbiers (e.g. Capone & Taylor, 1977; Short *et al.*, 1990; Iizumi, 1994). (5) Les rhizomes constituent des organes de stockage des carbohydrates solubles et du phosphore. C'est le cas par exemple chez *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Thalassia testudinum*. Ce stockage permet un redémarrage précoce de la végétation qui anticipe l'optimum printanier (température, lumière et nutriments) et prend ainsi de vitesse les espèces concurrentes (Dawes & Lawrence, 1980; Pirc, 1989; Dawes & Guiry, 1992). (6) Chez plusieurs espèces (*Posidonia* sp. plur., *Thalassodendron ciliatum*), une partie de la matière organique produite s'accumule pendant de nombreuses années (éventuellement des siècles) dans des organes pérennes, généralement souterrains. Il en résulte une biomasse et un rapport biomasse/production élevés, caractéristiques inhabituelles pour des écosystèmes marins (Van den Hartog, 1979). (7) La matière végétale produite par les phanérogames marines est généralement peu appréciée par les herbivores qui consomment généralement moins de 10 % de la production primaire nette (Klumpp *et al.*, 1989). La matière végétale morte s'accumule donc en grande partie dans une litière, sous forme de détritits. Il en résulte que la voie majeure de transfert de l'énergie est celle des détritivores (Ott, 1981). (8) La juxtaposition d'une production végétale à recyclage lent (la phanérogame elle-même : plusieurs années) et d'une production végétale à recyclage rapide (les algues épiphytes des feuilles : quelques semaines ou mois) réalise un type d'écosystème unique dans la biosphère et explique son exceptionnelle richesse (Boudouresque *et al.*, 1994a). (9) L'écosystème exporte, sous forme de feuilles mortes, des quantités importantes de détritits organiques vers d'autres écosystèmes. Cette exportation représente, chez *Posidonia oceanica*, 40 % de la production primaire (Pergent *et al.*, 1994). (10) Les écosystèmes à phanérogames marines présentent des caractéristiques intermédiaires entre écosystèmes fermés (dominants en milieu continental) et ouverts (dominants en milieu marin) : en effet, bien qu'une

part importante de la matière organique soit exportée, une partie de la reminéralisation se produit au sein de l'écosystème. (11) La biodiversité est en général très élevée, dans la mesure où la phanérogame édifiatrice structure l'espace, aussi bien au-dessus du sédiment que dans le sédiment, créant ainsi une grande variété de niches écologiques. (12) Enfin, les herbiers à phanérogames marines constituent des sites privilégiés pour le recrutement des juvéniles de poissons (Orth & Heck, 1980). Un certain nombre de ces caractéristiques rapprochent les écosystèmes à phanérogames marines des écosystèmes terrestres. C'est tout particulièrement le cas de l'écosystème à *Posidonia oceanica*. Les écosystèmes à phanérogames marines jouent un rôle central dans le fonctionnement des milieux littoraux : forte production primaire et exportation d'une partie de cette production vers de nombreux écosystèmes littoraux, contrôle des flux sédimentaires, atténuation de l'hydrodynamisme et protection des plages contre l'érosion, recrutement d'espèces de poissons et de crevettes d'intérêt commercial, protection d'espèces menacées telles que les tortues et les dugongs (e.g. Wayne, 1974; Boudouresque & Jeudy de Grissac, 1983; Gambi *et al.*, 1989; Jimenez *et al.*, 1996; Pergent *et al.*, 1997; Kirkman & Kirkman, 2000; Orth, 2000; mais voir Jackson *et al.*, 2000). Leur protection s'impose donc non seulement pour des raisons d'équilibre écologique et de protection du patrimoine mais aussi pour des raisons économiques (Boudouresque & Meinesz, 1982).

La régression des herbiers à phanérogames marines

Les écosystèmes à phanérogames marines dont le rôle est le plus important pour les équilibres littoraux sont également ceux qui sont les plus vulnérables aux impacts anthropiques. C'est le cas des herbiers à *Zostera marina* et à *Posidonia oceanica*. Leur régression est considérable, en particulier au voisinage des grands centres urbains, industriels et portuaires (e.g. Bourcier *et al.*, 1979; Boudouresque & Meinesz, 1982; Cambridge & McComb, 1984; Pérès, 1984; Ramos-Espla, 1984; Shepherd *et al.*, 1989; Peirano & Bianchi, 1995; Pergent-Martini & Pasqualini, 2000). Les principales causes de régression des herbiers à phanérogames marines sont les pollutions industrielle, urbaine et aquacole, la turbidité, l'ancrage des embarcations, le chalutage, la pêche aux palourdes, l'utilisation d'explosifs, le recouvrement par des aménagements littoraux ou par des produits de dragage, la modification des flux sédimentaires (par exploitation des sables ou aménagement du littoral) et le surpâturage par des herbivores, conséquence de la surpêche de leurs prédateurs. Dans les régions tropicales, il s'y ajoute la destruction des mangroves et des récifs coralliens, et l'aggravation des effets des ouragans par la déforestation (e.g. Augier *et al.*, 1984; Meinesz & Lefèvre, 1984; Ramos-Espla, 1984; Silberstein *et al.*, 1986; Blanc & Jeudy de Grissac, 1989; Walker *et al.*, 1989; Meinesz *et al.*, 1991; Pergent-Martini, 1994; Boudouresque *et al.*, 1995;

Mendez *et al.*, 1997 ; Pasqualini *et al.*, 1999 ; Cancemi *et al.*, 2000 ; Dimech *et al.*, 2000 ; Van den Hartog, 2000 ; Kirkman & Kirkman, 2000 ; Orth, 2000).

La recolonisation naturelle des écosystèmes à phanérogames marines, lorsque les causes de leur destruction ont cessé d'agir, est lente à très lente. En Australie, la progression horizontale des rhizomes de *Posidonia australis* et *P. sinuosa* est de 8-26 et 8-15 cm/an, respectivement (West *et al.*, 1989 ; Cambridge *et al.*, 2000). La progression horizontale moyenne d'un front d'herbier à *P. oceanica* ne dépasserait pas 3 à 4 cm/an (Meinesz & Lefèvre, 1984). Près de Marseille, une surface de 1,13 ha détruite par une bombe en 1942 n'a pas encore été entièrement recolonisée en 1999, soit 57 ans après : il reste 0,39 ha de sable sans posidonies (Pergent-Martini, 1994 ; Pergent-Martini & Pasqualini, 2000). Par ailleurs, la cessation d'un impact n'implique pas que la recolonisation commence immédiatement. À Menorca (Baléares), trois ans après l'arrêt des activités d'une ferme aquacole, la régression de *P. oceanica* se poursuit. Cette persistance pourrait être liée au stockage de matière organique dans le sédiment de la matre (Delgado *et al.*, 1999). En région Provence - Alpes - Côte d'Azur (Méditerranée française), le RSP (réseau de surveillance posidonie) a mis en évidence une augmentation du nombre d'herbiers en progression depuis que la quasi-totalité des eaux usées passent par une station d'épuration, mais de nombreux herbiers continuent à régresser (Boudouresque *et al.*, 2000).

Les techniques de restauration

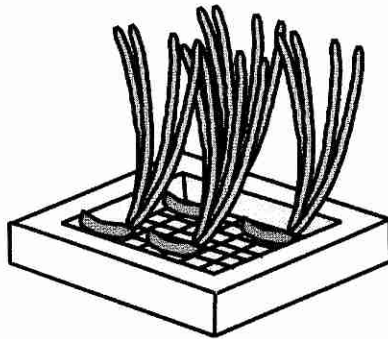
On parle de rétablissement (= réintroduction ou réimplantation dans le cas des végétaux) lorsqu'une espèce est réintroduite dans une région où elle a existé dans le passé et d'où elle a disparu du fait de l'homme. On parle de renforcement des populations quand on relâche ou replante des individus d'une espèce menacée dans une région d'où elle n'a pas disparu mais où ses effectifs sont considérés comme trop bas. Les « réimplantations » de phanérogames marines dont il sera question ici correspondent toutes à un renforcement de populations.

Ce sont l'importance de la régression des herbiers de phanérogames marines, jointe à la lenteur de la recolonisation naturelle, qui ont conduit à l'idée qu'il pouvait être nécessaire de procéder à des réimplantations (Meinesz *et al.*, 1990 ; Cinelli, 1991). Les premières tentatives de réimplantation datent de 1947. Elles ont été réalisées sur la côte est des États-Unis et concernent *Zostera marina* (Addy, 1947a, b). Par la suite, sur les côtes est et sud-est des États-Unis, on a tenté de réimplanter, dans des zones peu profondes (moins de 6 m), toute une série d'espèces, principalement *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* et *Zostera marina* (Thorhaug, 1979 ; Fonseca *et al.*, 1982a ; Meinesz *et al.*, 1990 ; Sheridan *et al.*, 1998). En Floride (USA), on a réimplanté avec succès *Thalassia testudinum*, à partir de graines,

dans un site où l'espèce avait été détruite par la pollution thermique ; 4 ans après le semis, on a même observé la floraison et la fructification de l'herbier reconstitué (Thorhaug, 1979). Au Japon, des tentatives ont été faites pour reconstituer des herbiers de *Zostera marina*, à partir de graines germées en aquarium (Kawasaki *et al.*, 1988).

En Méditerranée, des essais de réimplantation de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltii*, par transplantation de mottes, ont été effectués dans les Bouches-du-Rhône (Meinesz & Verlaque, 1979) et le Var (Jeudy de Grissac, 1984 ; fig. 3). Dans la lagune de Venise (Italie), des expériences de transplantation de *Zostera marina*, *Z. noltii* et *Cymodocea nodosa* ont donné des premiers résultats intéressants (Curiel *et al.*, 1994 ; Rismondo *et al.*, 1995 ; Faccioli, 1996). C'est toutefois *Posidonia oceanica* qui a donné lieu au plus grand nombre de travaux (Meinesz *et al.*, 1990).

Figure 1
Un cadre en ciment
de type « Cooper »,
avec des boutures
de *Posidonia oceanica*.



Les techniques¹ mises au point pour la réimplantation (e.g. Phillips, 1980b ; Lewis, 1987 ; Meinesz *et al.*, 1990 ; Cinelli, 1991 ; Piazza & Cinelli, 1995) comportent (i) la mise en place de dalles en ciment percées de trous dans lesquels sont placées les boutures (Maggi, 1973), (ii) la mise en place de cadres en ciment au centre desquels sont placées un grand nombre de boutures retenues par un grillage (fig. 1 ; Cooper, 1976, 1982 ; Giaccone & Calvo, 1980 ; Chessa & Fresi, 1994) ; (iii) des grillages plastiques ou métalliques, posés à plat sur le fond, sur lesquels sont fixées les boutures (Larkum, 1976 ; Molenaar & Meinesz, 1992 ; Molenaar *et al.*, 1993 ; Piazza & Cinelli, 1995 ; Piazza *et al.*, 1998, 2000), (iv) des systèmes de fixation des boutures directement sur le fond au moyen de piquets (tuteurs) ou de crochets (fig. 2 ; Fonseca *et al.*, 1982a ; Molenaar, 1992 ; Rismondo *et al.*, 1995 ; Davis & Short, 1997) ; (v) le creusement de trous dans lesquels sont placés des blocs de matre (mottes) (fig. 3 ; Addy, 1947a ; Phillips, 1980a ; Noten,

1. Certaines de ces techniques ont fait l'objet de brevets. Leur utilisation ne tombe donc pas dans le domaine public.

1983; Dennison & Alberte, 1986; Chessa & Fresi, 1994; Rismondo *et al.*, 1995; Faccioli, 1996); (vi) des filets en matière biodégradable (Fonseca *et al.*, 1979; Kenworthy *et al.*, 1980) et enfin (vii) la mise en place de jeunes individus (plantules) ayant germé en laboratoire (Addy, 1947a; Cooper, 1976; Thorhaug, 1979; Lewis & Phillips, 1980; Kawasaki *et al.*, 1988; Piazzi & Cinelli, 1995; Balestri *et al.*, 1998; Piazzi *et al.*, 2000). Les techniques ne comportant pas la mise en place de structures en ciment sont préférables dans la mesure où, en cas d'échec, il n'y a pas d'impact sur l'environnement (Jeudy de Grissac, 1984).

Figure 2
Fixation des boutures
sur le fond au moyen
de piquet et de crochet.

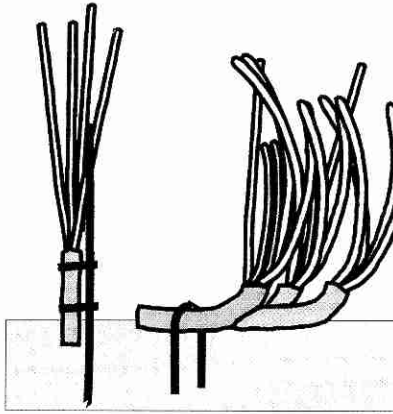
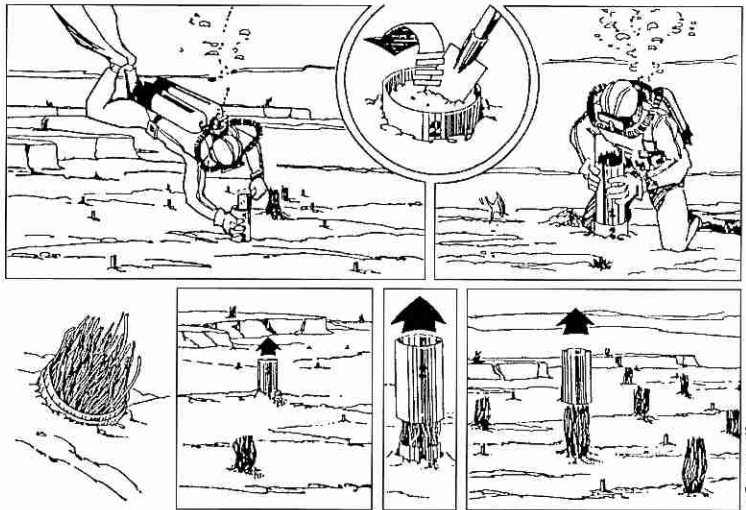


Figure 3
Les différentes étapes
de la réimplantation
de *Zostera noltii* à l'aide
de mottes (la plante,
ses racines et le sédiment)
placées dans deux tubes
de PVC emboîtés
qui sont ensuite retirés.
D'après Jeudy de Grissac
(1984).



Les boutures sont soit des rhizomes en épave (Sougy, 1996), soit des rhizomes prélevés dans des herbiers vivants. Les boutures en épave présentent l'avantage d'être disponibles par dizaines de milliers, produites naturellement par l'hydrodynamisme, alors que leurs chances de réimplantation naturelle sont infimes (Meinesz & Lefèvre, 1984). Quant au prélèvement des boutures dans les herbiers vivants, l'intérêt est que l'on connaît exactement leur provenance (profondeur), que l'on peut déterminer le nombre de faisceaux par bouture et le type des rhizomes (plagiotropes ou orthotropes) et ainsi optimiser les conditions de la réimplantation.

La meilleure saison de transplantation de *Posidonia oceanica*, pour la survie et le développement des boutures, est le printemps pour les boutures plagiotropes (rhizomes rampants; fig. 3), avec un taux moyen de survie de 92 % (après 3 ans) et l'automne pour les boutures initialement orthotropes (rhizomes dressés), avec un taux de survie de 45 % (Molenaar, 1992; Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures plagiotropes donnent de meilleurs résultats (74-76 % de survie en moyenne) que les boutures orthotropes (30-60 % de survie) et leur croissance est plus rapide (Meinesz *et al.*, 1992; Piazzini & Cinelli, 1995; Piazzini *et al.*, 1998, 2000). Pour les boutures orthotropes, la longueur optimale du rhizome est de 10-15 cm (Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures provenant de profondeur donnent de meilleurs résultats que celles provenant d'herbiers superficiels (Chessa & Fresi, 1994). Par ailleurs, il y a intérêt à ce que les boutures soient disposées à proximité (5 à 10 cm) les unes des autres. Le taux de survie dépend du substratum : dans le cas de plantules issues de graines, il est après 3 ans de 68 % sur matre morte contre 0 % sur fond de galets (Balestri *et al.*, 1998, 2000). Chez *Thalassia testudinum*, en revanche, les réimplantations à partir de graines ont donné de mauvais résultats (Thorau, 1974).

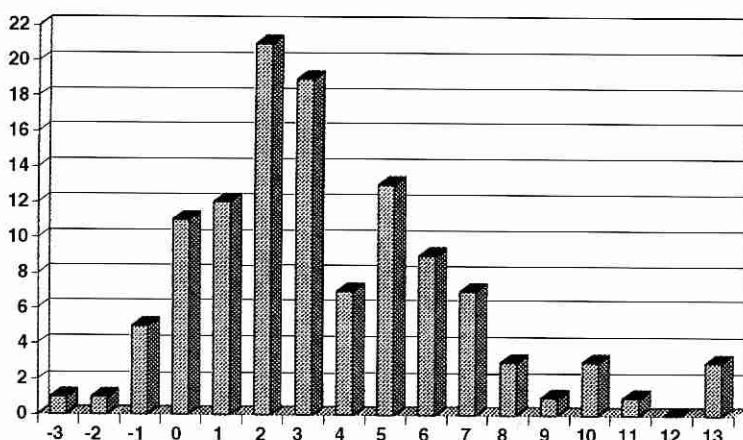
Chez certaines espèces (e.g. *Zostera marina*), des boutures provenant de sites éloignés n'ont pas donné de bons résultats. La raison pourrait résider dans le fait qu'elles présentent de petites différences génétiques qui les rendent moins adaptées au site de réimplantation que les souches indigènes (Van den Hartog, 2000).

Le taux de survie des boutures de *P. oceanica* peut donc être bon : par exemple 84% après quatre ans dans la baie du Prado à Marseille (Charbonnel *et al.*, 1994, 1995). Mais la recolonisation est toutefois lente : sur ce même site du Prado, le nombre total de faisceaux de feuilles (environ 1 240) ne diffère pas significativement entre 1991 et 1993; leur accroissement sur les boutures survivantes a simplement compensé la réduction du nombre des boutures (tab. 1). Ce n'est qu'à partir de la troisième ou de la quatrième année que l'accroissement par rapport au nombre de faisceaux initialement réimplantés devient significatif (Charbonnel *et al.*, 1995; tab. 1 et fig. 4).

Tableau 1 - Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France) : évolution du nombre de boutures et du nombre total de faisceaux de feuilles (une bouture en comporte plusieurs) entre 1991, date de la réimplantation et 1995. dm = donnée manquante. D'après Charbonnel *et al.* (1994, 1995), modifié.

Stations	Nombre de boutures initial (1991)	Taux de survie des boutures (1993)	Taux de survie des boutures (1995)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1991)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1993)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1995)	Nombre total de faisceaux (1991)	Nombre total de faisceaux (1993)	Nombre total de faisceaux (1995)
1	132	84 %	dm	2.9	2.7	dm	383	299	dm
2	100	85 %	dm	2.9	3.4	dm	290	289	dm
3	139	89 %	84%	2.8	3.1	6.4	389	384	747
4	100	87%	84%	2.8	3.1	5.2	280	270	437

Figure 4
Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France): évolution du nombre de faisceaux de feuilles par bouture (-3 à +13), par rapport au nombre initial de faisceaux par bouture, entre 1991 (date de la réimplantation) et 1995, pour les 117 boutures survivantes (139 plantées). D'après Charbonnel *et al.* (1995).



Des sites de réimplantation de *P. oceanica*, généralement expérimentaux, totalisant plus de 150 000 boutures, existent en particulier à Marseille, Toulon, Hyères, Cannes, Golfe-Juan, Galeria et aux îles Lavezzi (France) (e.g. Maggi, 1973 ; Cooper, 1976 ; Nieri *et al.*, 1991), à Monaco (Sougy, 1996), en Toscane (Piazzini *et al.*, 1998), au nord de Civitavecchia (Piazzini & Cinelli, 1995), à Naples (Cinelli, 1980 ; Chessa & Fresi, 1994), en Sardaigne (Chessa et Fresi, 1994) et en Sicile (Giaccone & Calvo, 1980). Ces réimplantations ont toutefois une ampleur très limitée si on les compare à celles de *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* et *Syringodium filiforme* qui ont été réalisées dans le sud-est des USA. Lewis (1987) y cite 13 grandes opérations, dont la plus importante concerne une surface de 49 hectares. Au Japon, des opérations de réimplantation de *Zostera marina* ont également été réalisées (Kawasaki *et al.*, 1988).

Campbell (2000) considère qu'une opération de réimplantation est un succès si le taux de survie des implants est d'au moins 50 % et si le taux de progression des rhizomes est d'au moins 50 %. Sur l'ensemble des opérations réalisées, le taux de succès a été de moins de 50 % aux USA

et de moins de 22 % en Australie (Fonseca *et al.*, 1996 ; Campbell, 2000). En Méditerranée, il est difficile d'apprécier avec précision le taux de succès. En effet, la majorité des opérations citées dans la littérature n'ont pas fait l'objet d'une évaluation, plusieurs années après leur réalisation. Nous l'évaluons empiriquement aux alentours de 40 %.

La mise en œuvre de la restauration des herbiers

On désigne sous le terme de mitigation les mesures destinées à atténuer les effets de l'impact de l'homme sur l'environnement, à en compenser les effets ou à restaurer une situation antérieure. La création d'aires marines protégées (AMP), la mise en place de récifs artificiels, l'optimisation des enrochements artificiels, le renforcement des populations d'une espèce (réimplantation de phanérogames marines par exemple) peuvent ainsi constituer des mesures de mitigation. Le concept de mitigation doit toutefois être utilisé avec la plus grande prudence : le risque existe en effet que la mitigation soit utilisée comme un alibi permettant de poursuivre des aménagements destructeurs, en trompant le public et en donnant bonne conscience aux élus. Il doit être en effet bien clair qu'il n'existe pas de compensation réelle à un aménagement. La mitigation doit donc être considérée uniquement comme une tentative de restauration approximative de ce qui a été détruit dans le passé et non comme la justification de nouvelles destructions par d'hypothétiques compensations. Par ailleurs, les mesures de compensation annoncées au moment d'une décision d'aménagement n'engagent pas légalement la société d'aménagement, qui n'a généralement pas autorité (juridique et financière) pour les mettre en œuvre. Oliver (1993) cite le cas très instructif de l'aménagement du littoral Languedoc-Roussillon ; en 1978, la mission interministérielle pour l'aménagement du littoral du Languedoc-Roussillon avait accepté le principe de la création d'une quinzaine de « zones de protection biologique » ou de « réserves naturelles », en compensation des aménagements prévus ; le CNPN (conseil national de protection de la nature, ministère de l'Environnement) avait approuvé ces mesures de mitigation. En réalité, la création de réserves naturelles ne pouvait échapper à la procédure normale dans laquelle les collectivités territoriales jouent un rôle déterminant. En outre, la mission interministérielle a disparu une fois les aménagements réalisés ; 20 ans plus tard, seuls trois sites bénéficient d'une protection.

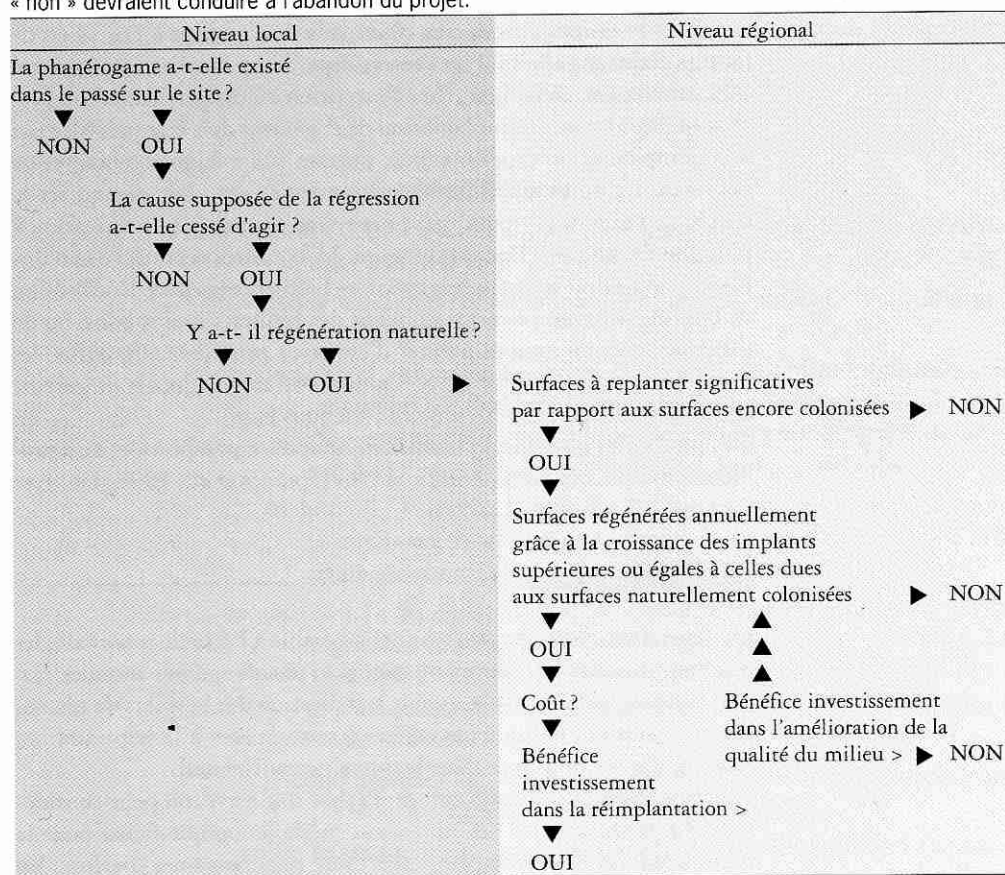
La mise au point des techniques de réimplantation des phanérogames marines, puis leur mise en œuvre, apparaissent comme des nécessités. La régénération naturelle des herbiers est en effet très lente et il peut s'avérer nécessaire, dans les secteurs où la régression a été considérable, d'accélérer la régénération naturelle par des réimplantations. Toutefois, il convient de s'assurer au préalable que les causes de la régression ont cessé d'agir (tab. 2). Les contraintes propres au milieu marin rendent en effet ces réimplantations relativement coûteuses : par exemple

250 à 500 homme-heures, soit 30 000 à 45 000 \$, pour la réimplantation d'un hectare de *Zostera marina* (Thorhaug & Austin, 1976; Fonseca *et al.*, 1979, 1982a,b, 1998; Chessa & Fresi, 1994). Il ne serait donc pas très cohérent d'essayer de régénérer un ou deux hectares d'herbier (en 30 à 50 ans dans le cas de *Posidonia oceanica*) dans un secteur où plusieurs hectares d'herbier continuent à disparaître chaque année du fait des activités humaines. Au total, les réimplantations doivent s'intégrer dans une stratégie globale de gestion des herbiers à l'échelle d'une baie ou d'une région (Campbell, 2000; Van den Hartog, 2000; Orth, 2000). Cette stratégie doit prendre en compte les éléments suivants (tab. 2; Boudouresque *et al.*, 1994b) : (i) surface totale des herbiers existants; (ii) surfaces perdues chaque année du fait de la régression et causes de cette régression; (iii) surfaces gagnées chaque année du fait de la régénération naturelle (si elle existe); (iv) surfaces que l'on peut espérer gagner par réimplantation, avec un échéancier à 10, 20 et 50 ans; (v) coût des réimplantations et comparaison des effets d'un investissement identique alternatif dans la maîtrise des causes de la régression (épuration des eaux, mise en place de récifs anti-chaluts, équipement des mouillages forains, création d'AMP, etc.). Par ailleurs, il convient de s'assurer que la population de phanérogames approvisionnant la réimplantation soit aussi proche que possible de la population disparue, d'un point de vue géographique, écologique et génétique (Lambinon, 1994; Van den Hartog, 2000).

Il existe malheureusement un risque sérieux que la possibilité technique de réimplanter soit détournée de ses objectifs pour servir d'alibi à de nouvelles destructions (Fonseca *et al.*, 1979, 1987). Les réimplantations de *Posidonia oceanica*, en Méditerranée, offrent effectivement de nombreux exemples où l'on a « planté pour planter », sans aucune stratégie d'ensemble, au gré des sollicitations d'élus locaux (Boudouresque *et al.*, 1994b) : (i) on a planté dans des secteurs où *P. oceanica* n'existe pas naturellement et semble ne jamais avoir existé : quelle justification y a-t-il à tenter de remplacer un fond de sable infralittoral (qui n'a rien d'un désert biologique, ce que certains gestionnaires ne savent pas) par quelques touffes de *P. oceanica* ? (ii) on a planté dans des zones où la régression de l'herbier se poursuit rapidement; (iii) à Cannes (Alpes-Maritimes), une partie des réimplantations a été effectuée dans un herbier à *Cymodocea nodosa*, une autre phanérogame marine qui, comme *P. oceanica*, est protégée par la loi (arrêté du 19 juillet 1988), détruire une espèce protégée pour la remplacer par une autre espèce protégée ne constitue pas une stratégie bien cohérente; (iv) plus grave, 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. C'est le cas, par exemple, du projet d'agrandissement du port de Sanary-sur-Mer : en compensation à la destruction (certaine) d'une importante surface d'herbier, il était prévu de planter quelques milliers de boutures dans une zone où, de plus, rien n'indiquait que des herbiers aient existé dans le passé, ni

que *P. oceanica* soit capable de s'y maintenir. Quoiqu'il en soit, en France, du fait de la protection légale de *Posidonia oceanica*, les opérations de réimplantation, qui impliquent la récolte et le transport de boutures, ne sont pas autorisées par le ministère de l'Environnement ; les seules dérogations concernent la recherche scientifique (Boudouresque *et al.*, 1994b).

Tableau 2 - Stratégie décisionnelle pour une opération de réimplantation de phanérogames marines. La séquence des questions-réponses se déroule d'abord au niveau local (le site où sont prévues les réimplantations), puis au niveau régional (un ensemble homogène tel qu'une baie). Les réponses « non » devraient conduire à l'abandon du projet.



Afin d'éviter que les techniques de réimplantation de *Posidonia oceanica* ne servent d'alibi à la poursuite de la destruction des herbiers existants, un code de bonne conduite a été proposé (Boudouresque *et al.*, 1994b). Ses principes sont les suivants : (1) le site précis et le biotope de réimplantation doivent avoir été autrefois occupés par *P. oceanica* ; (2) les causes de la disparition de *P. oceanica* (pollution, chalutages, ancrages, etc.) dans le site où est envisagée une réimplantation doivent avoir cessé d'agir. On doit donc démontrer, préalablement à toute

réimplantation, que les herbiers ou les touffes isolées de *P. oceanica* les plus proches du site de réimplantation ont amorcé un processus de recolonisation naturelle; (3) la réimplantation ne doit pas se faire à proximité d'herbiers très étendus. En effet, il est inutile d'ajouter quelques dizaines ou centaines de mètres carrés (0,001 à 0,01 ha) à un herbier de plusieurs centaines ou milliers d'hectares; (4) la réimplantation ne peut se faire en compensation de la destruction d'un herbier. Pour éviter cette dérive, aucune réimplantation ne doit avoir lieu dans un rayon de 10 km autour d'une destruction délibérée (dans le cadre d'un aménagement littoral) pendant une période de 10 ans; (5) la réimplantation sur le site même d'une destruction provisoire devrait toutefois être autorisée. C'est le cas de la fermeture d'une tranchée ouverte à l'occasion de fouilles archéologiques ou de l'ensouillage d'une canalisation (ou d'un câble) traversant un herbier; (6) à l'exception du cas particulier qui précède (point 5), toute réimplantation de *P. oceanica* doit être précédée par une réimplantation expérimentale, portant sur quelques centaines de boutures. Un suivi scientifique, pendant trois ans, doit démontrer le succès de l'expérience pour que puisse être envisagée une opération à plus grande échelle; (7) le prélèvement des boutures destinées à la réimplantation ne doit pas mettre en péril les herbiers existants. L'utilisation de boutures-épaves, bien que donnant des résultats moins bons, ou de plantules nées de graines permet d'éviter ce problème; (8) enfin, les réimplantations doivent s'insérer dans une stratégie globale de gestion des herbiers de la région concernée (voir plus haut).

Des protocoles de décision similaires, adaptés aux espèces et aux problèmes locaux, ont été élaborés aux USA (Fonseca *et al.*, 1996, 1998) et en Australie (Campbell, 2000).

Conclusions

En dépit d'un effort de recherche considérable à l'échelle mondiale, les résultats concrets des réimplantations de phanérogames marines restent contrastés. Il en résulte que la restauration des herbiers de phanérogames marines ne peut pas encore être comparée à la reforestation, telle qu'elle est pratiquée dans le domaine continental.

Pourtant, bien que le pourcentage d'échec soit élevé, on peut considérer qu'il existe aujourd'hui un corpus méthodologique fiable pour la réimplantation des principales espèces de phanérogames marines. En Méditerranée, les réimplantations sont surtout expérimentales. La croissance très lente de *Posidonia oceanica* fait que, plus de 25 ans après les premières réimplantations, il n'existe pas encore de véritable herbier reconstitué à partir de réimplantation. La situation est différente au Japon et surtout aux USA, où les réimplantations se sont faites à une échelle plus importante. La croissance plus rapide de *Zostera marina*, de *Thalassia testudinum* et surtout de *Halodule wrightii* et de *Syringodium filiforme* a permis la reconstitution de véritables herbiers, c'est-à-dire de surfaces de plusieurs hectares occupées de façon à-peu-près continue par

des phanérogames marines. Les coûts peuvent sembler relativement élevés mais pourraient sans doute diminuer dans le cas d'opérations de taille significative. En outre, comparés aux coûts d'autres opérations de préservation de la qualité des milieux ou de restauration des écosystèmes littoraux, ils sont acceptables.

En fait, le principal frein aux opérations de réimplantations de phanérogames marines n'est pas un obstacle méthodologique ou financier. Trop souvent, les opérations de réimplantation n'ont pas été couplées à une réflexion globale sur la mitigation ou la réhabilitation. La réimplantation des phanérogames marines constitue pourtant un outil de restauration efficace, à la condition qu'un processus décisionnel cohérent soit mis en œuvre, dans le cadre d'une gestion intégrée des milieux littoraux à l'échelle régionale.

Références bibliographiques

- Addy C.E., 1947a. Eelgrass planting guide. Maryland Conservationist, USA, 24, 16-17.
- Addy C.E., 1947b. Germination of eelgrass seed. J. Wildl. Manag., USA, 11, 279.
- Augier H., Monnier-Besombes G., Sigoillot G., 1984. Influence des détergents sur *Posidonia oceanica* (L.) Delile. In: International workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 407-418.
- Balestri E., Piazzi L., Cinelli F., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 228, 209-225.
- Blanc J.J., Jeudy de Grissac A., 1989. Réflexion géologique sur la régression des herbiers à posidonies (départements du Var et des Bouches-du-Rhône). In: International workshop on *Posidonia* beds. Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), GIS Posidonie publ., 2, 273-285.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982. Découverte de l'herbier de posidonie. Cah. Parc Nat. Port-Cros, 4, 1-79.
- Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. J. Rech. Océanogr., 8(2-3), 99-122.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., Ledoyer M., Vitiello P., 1994a. Les herbiers à phanérogames marines. In: Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée : synthèse, menaces et perspectives. Belan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. (eds), Muséum national d'Histoire naturelle publ., Paris, 98-118.

- Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1994b. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : protection légale et gestion. *In*: Pour qui la Méditerranée au XXI^e siècle? Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée, Montpellier, 209-220.
- Boudouresque C.F., Arrighi F., Finelli F., Lefèvre J.R., 1995. Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancras : un protocole d'étude. Rapp. P.V. Réunion. Commiss. Internat. Explor. Sci. Mer Médit., 34, 21.
- Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 328-331.
- Bourcier M., Nodot C., Jeudy de Grissac A., Tiné J., 1979. Répartition des biocénoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Téthys*, 9(2), 103-112.
- Cambridge M.L., McComb A.J., 1984. The loss of seagrasses in Cockburn Sound, Western Australia. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. *Aquat. Bot.*, 20, 229-243.
- Cambridge M.L., Bastyan G.R., Walker D.I., 2000. Recovery of *Posidonia* meadows by rhizome growth and seedling recruitment in Oyster Harbour, South-Western Australia. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 332-335.
- Campbell M.L., 2000. A decision-based framework to increase seagrass transplantation success. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 336-340.
- Cancemi G., De Falco G., Pergent G., 2000. Impact of a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 341-344.
- Capone D.G., Taylor B.F., 1977. Nitrogen fixation (acetylene reduction) in the phyllosphere of *Thalassia testudinum*. *Mar. Biol.*, 40, 19-28.
- Charbonnel E., Sinnassamy J.M., Gravez V., 1994. Réimplantation de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Suivi 1993. Site du Prado : état après deux ans. Site de Morgiret : état après 1 an. GIS Posidonie publ., 55 p.
- Charbonnel E., Molenaar H., Gravez V., 1995. Réimplantation de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Rapport final 1991-1995. DEGT Ville de Marseille et GIS Posidonie publ., 93 p.
- Chessa L.A., Fresi E., 1994. Conservazione e gestione delle praterie di *Posidonia*. *In*: La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo. Monbailliu X., Torre A. (eds), Edizione del Sole publ., Italia, 103-127.

- Cinelli F., 1980. Le fanerogame marine: problemi di trapianto e di riforestazione. Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Italia, suppl. 10, 17-25.
- Cinelli F., 1991. La riforestazione quale mezzo di ripristino e di controllo per le praterie di fanerogame marine. In: Parchi marini del Mediterraneo. Problemi e perspective. Atti del 2° convegno internazionale, San Teodoro. Icimar publ., Sardegna, 78-82.
- Cooper G., 1976. Jardinier de la Mer. Association-Fondation G. Cooper pour la reconquête des milieux naturels détruits, Cahier, 1, 1-57.
- Cooper G., 1982. Réimplantation de *Posidonia oceanica*. Protection des implants. Bull. Ecol., 13(1), 65-73.
- Curriel D., Rismondo A., Solazzi A., Marzocchi M., Scattolin M., 1994. Valutazione dello stato di qualità dei popolamenti a fanerogame marine in Laguna di Venezia e sperimentazione di reimpianto a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*. Biol. Mar. Medit., 1(1), 407-408.
- Davis R.C., Short F.T., 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. Aquat. Bot., 59, 1-15.
- Dawes C.J., Guiry M.D., 1992. Proximate constituents in the seagrasses *Zostera marina* and *Z. noltii* in Ireland: seasonal changes and the effect of blade removal. Mar. Ecol. PSZNI, 13(4), 307-315.
- Dawes C.J., Lawrence J.M., 1980. Seasonal changes in the proximate constituents of the seagrasses *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, and *Syringodium filiforme*. Aquat. Bot., 8, 371-380.
- Delgado O., Ruiz J., Perez M., Romero J., Ballesteros E., 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. Oceanol. Acta, 32(1), 109-117.
- Dennison W.C., Alberte R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 98, 265-282.
- Dimech M., Borg J.A., Schembri P.J., 2000. Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a marine fish-farm in Malta (central Mediterranean). Biol. Mar. Medit., 7(2), 361-364.
- Faccioli F., 1996. The morphological restoration of the Venice Lagoon. Quaderni trimestriali, Consorzio Venezia Nuova, Italia, suppl 3-4, 1-24.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Homziak J., Thayer G.W., 1979. Transplanting of eelgrass and shoalgrass as a potential means of economically mitigating a recent loss of habitat. In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation. Cole D.P. (ed.), USA, 279-326.

- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1982a. A low-cost planting technique for eelgrass (*Zostera marina* L.). National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Beaufort Laboratory publ., USA, 15 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Phillips R.C., 1982b. A cost-evaluation technique for restoration of seagrass and other plant communities. *Environm. Cons.*, 9(3), 237-241.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1987. Transplanting of the seagrasses *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum* for sediment stabilization and habitat development in the southeast region of the United States. Dep. of Army, US Army Corps of Engineers, Technical report EL-87-8, 59 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1996. Draft guidelines for mitigation and restoration of seagrass in the United States and adjacent waters. National Fisheries Service, NOAA Coastal ocean program decision, analysis series, USA, 222 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1998. Guidelines for conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, Maryland, Analysis Series, 12.
- Gambi M.C., Buia M.C., Casola E., Scardi M., 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. *In: International workshop on Posidonia beds*. Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), GIS Posidonie publ., 2, 101-112.
- Giaccone G., Calvo S., 1980. Restaurazione del manto vegetale mediante trapianto di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile. Risultati preliminari. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Ital.*, suppl. 10, 207-211.
- Iizumi H., 1994. Nitrogen fixation, a nitrogen input to a tropical seagrass bed. *In: Developmental processes and material flow in tropical seagrass beds*. Koike (ed.), Univ. Tokyo publ., 31-39.
- Jackson E.L., Rowden A.A., Attrill M.J., Jones M.B., Bossy S.F., 2000. Seagrass or bare sand: which is more important for English Channel fisheries? *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 381-384.
- Jeudy de Grissac A., 1984. Essais d'implantations d'espèces végétales marines : les espèces pionnières, les posidonies. *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 431-436.
- Jimenez S., Cano R., Bayle J., Ramos A., Sanchez Lizaso J.L., 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. *Real Soc. Esp. Hist. Nat.*, tomo extraordinario, 375-378.
- Kawasaki Y., Iituka T., Goto H., Terawaki T., Watanabe Y., Kikuti K., 1988. Study on the technique for *Zostera* bed creation. *Central Res. Inst. Electric Power Industry, Japon, Rep. N° U-14*, 231 p.

- Kenworthy W.J., Fonseca M.S., Homziak J., Thayer G.W., 1980. Development of a transplanted seagrass (*Zostera marina* L.) meadow in Back Sound, Carteret County, North Carolina. *In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation.* Cole D.P. (ed.), USA, 175-193.
- Kirkman H., Kirkman J.A., 2000. The management of seagrasses in South-East Asia and Australia. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 305-319.
- Klumpp D.W., Howard R.K., Pollard D.A., 1989. Trophodynamics and nutritional ecology of seagrass communities. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 394-457.
- Kuo J., McComb A.J., 1989. Seagrass taxonomy, structure and development. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 6-73.
- Lambinon J., 1994. L'introduction et la réintroduction d'espèces vivantes : remède à la perte de biodiversité, ou bien déviation des objectifs et de l'éthique de la conservation de la nature ? *Ann. Gembloux*, 99, 71-95.
- Larkum A.W.D., 1976. Ecology of Botany Bay. 1. Growth of *Posidonia australis* (Brown) Hook f. in Botany Bay and other bays of the Sidney Basin. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.*, 27, 117-127.
- Larkum A.W.D., Van den Hartog C., 1989. Evolution and biogeography of seagrasses. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 112-156.
- Lawton J.H., 1994. What do species do in ecosystems? *Oikos*, 71, 367-374.
- Lewis R.R., 1987. The restoration and creation of seagrass meadows in the Southeast United States. *Florida Mar. Res. Publ.*, 4, 153-173.
- Lewis R.R., Phillips R.C., 1980. Experimental seagrass mitigation in the Florida keys. *In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation.* Cole D.P. (ed.), USA, 155-173.
- Maggi P., 1973. Le problème de la disparition des herbiers à posidonies dans le golfe de Giens (Var). *Sci. Pêche, Fr.*, 221, 7-20.
- Meinesz A., Verlaque M., 1979. Note préliminaire concernant quelques expériences de repiquage de *Caulerpa prolifera* et de *Zostera noltii* dans la zone de rejet de l'effluent thermique de la centrale électrique de Martigues-Ponteau (golfe de Fos, France). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internat. explor. sci. Médit.*, 25-26, 209-212.

- Meinesz A., Lefèvre J.R., 1984. Régénération d'un herbier à *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes). In: International workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grisac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 39-44.
- Meinesz A., Caye G., Loquez F., Macaux S., 1990. Analyse bibliographique sur la culture des phanérogames marines. *Posidonia Newsletter*, Fr., 3(1), 1-67.
- Meinesz A., Lefèvre J.R., Astier J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southern Mediterranean shore of continental France. *Mar. Poll. Bull.*, 23, 343-347.
- Meinesz A., Molenaar H., Bellone E., Loques F., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Mar. Ecol. PSZNI*, 13(2), 163-174.
- Mendez S., Pergent G., Pergent-Martini C., 1997. Impact of fish farming facilities on coastal ecosystems. In: Proceedings of the third international conference on the Mediterranean coastal environment, MEDCOAST 97, November 11-14, Malta. Ozhan E. (ed.), 197-211.
- Molenaar H., 1992. Étude de la transplantation de boutures de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Modélisation de l'architecture et du mode de croissance. Thèse doct. Sci. Vie, univ. Nice Sophia-Antipolis, Fr., 221 p.
- Molenaar H., Meinesz A., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *Mar. Ecol. PSZNI*, 13(2), 175-185.
- Molenaar H., Meinesz A., Caye G., 1993. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Bot. Mar.*, 36, 481-488.
- Nieri M., Meinesz A., Molenaar H., Sloeck O., 1991. Réimplantation de la phanérogame *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Ville de Marseille et GIS Posidonie publ., 35 p.
- Noten T.M.P.A., 1983. Detached shoots of *Zostera noltii* Hornem as a means of dispersal: a transplantation experiment. In: Proceedings internat. symp. aquat. macrophytes, Nijmegen, Netherlands, 161-164.
- Oliver G., 1993. « Touristification » du littoral Languedoc-Roussillon. In: Pour qui la Méditerranée au XXI^e siècle ? Le système littoral méditerranéen. Colloque scientifique Okeanos, Montpellier, 187-189.
- Orth R.J., 2000. Protection and restoration of seagrasses: addressing global concerns from a local perspective in Chesapeake Bay, USA. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 401-404.
- Orth R.J., Heck K.L. Jr, 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay: Fishes. *Estuaries*, 3, 278-288.

- Ott J.A., 1981. Adaptive strategies at the ecosystem level: examples from two benthic marine systems. *Mar. Ecol. PSZNI*, 2(2), 113-158.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1999. Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean Sea) using image processing. *Aquat. Bot.*, 65, 311-320.
- Peirano A., Bianchi N.C., 1995. Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: a simulation-like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea). *In: Proc. 30th European marine biological symposium*, Southampton, 87-95.
- Péres J.M., 1984. La régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Ollivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 445-454.
- Pergent G., Romero J., Pergent-Martini C., Mateo M.A., Boudouresque C.F., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 106, 139-146.
- Pergent G., Rico-Raimondino V., Pergent-Martini C., 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquat. Bot.*, 59, 307-321.
- Pergent-Martini C., 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Thèse doctorat, univ. Corté, Corse, 191 p.
- Pergent-Martini C., Pasqualini V., 2000. Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 405-408.
- Phillips R.C., 1980a. Responses of transplanted and indigenous *Thalassia testudinum* Banks ex Königs and *Halodule wrightii* Aschers to sediment loading and cold stress. *Contrib. Mar. Sci.*, 23, 79-87.
- Phillips R.C., 1980b. Transplanting methods. *In: Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Phillips R.C., McRoy K.P. (eds), Garland STMP press, New York, 4, 41-56.
- Piazzi L., Cinelli F., 1995. Restoration of the littoral sea bottom by means of transplantation of cuttings and sprouts. *In: Posidonia oceanica*, a contribution to the preservation of a major Mediterranean marine ecosystem. Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. (eds), *Revista marittima publ.*, Roma, 69-71.
- Piazzi L., Balestri E., Magri M., Cinelli F., 1998. Experimental transplanting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile into a disturbed habitat in the Mediterranean Sea. *Bot. Mar.*, 41, 593-601.
- Piazzi L., Balestri E., Balata D., Cinelli F., 2000. Pilot transplanting experiment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile to restore a damaged coastal area in the Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 409-411.

- Pirc H., 1989. Seasonal changes in soluble carbohydrates, starch and energy content in Mediterranean seagrasses. *Mar. Ecol. PSZNI*, 10(2), 97-105.
- Ramos-Espla A.A., 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la Bahía de Alicante (SE, España). *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Marseille, 1, 57-61.
- Rismondo A., Curiel D., Solazzi A., Marzocchi M., Chiozzotto E., Scatolin M., 1995. Sperimentazione di trapianto di fanerogame marine in Laguna di Venezia : 1992-1994. *SITE Atti*, Italia, 16, 699-701.
- Shepherd S.A., McComb A.J., Bulthuis D.A., Neverauskas V., Steffensen D.A., West R., 1989. Decline of seagrasses. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 346-393.
- Sheridan P., McMahan G., Hammerstrom K., Pulich W., 1998. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restor. Ecol.*, 6.
- Short F.T., Dennison W.C., Capone D.G., 1990. Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 62, 169-174.
- Silberstein K., Chiffings A.W., McComb A.J., 1986. The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook f. *Aquat. Bot.*, 24, 355-371.
- Sougy A., 1996. Les posidonies face aux attaques de la mer. *Mer et Littoral*, 15, 45-47.
- Thorau A., 1974. Transplantation of the seagrass *Thalassia testudinum* König. *Aquaculture*, 4, 177-183.
- Thorau A., 1979. The flowering and fruiting of restaured *Thalassia* beds: a preliminary note. *Aquat. Bot.*, 6, 189-192.
- Thorau A., Austin C.B., 1976. Restoration of seagrass with economic analysis. *Environm. Conserv.*, 3, 259-367.
- Van den Hartog C., 1970. The seagrasses of the world. North Holland publ. Co, Amsterdam, 275 p. + 63 fig. h.t.
- Van den Hartog C., 1979. Seagrass and seagrass ecosystems, an appraisal of the research approach. *Aquat. Bot.*, 7, 105-117.
- Van den Hartog C., 2000. Procedures for the restoration of lost seagrass beds. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 353-356.
- Walker D.I., Lukatelich R.J., Bastyan G., McComb A.J., 1989. Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquat. Bot.*, 36, 69-77.

- Wayne C.J., 1974. Effect of artificial seagrass on wave energy and near-shore sand transport. *Trans. Gulf Coast Ass. Geol. Soc.*, 24, 279-282.
- West R.J., Larkum A.W.D., King R.J., 1989. Regional studies, seagrasses of southeastern Australia. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 230-260.