



Changement climatique et milieu marin en Corse

Report Card 2018

B8-Herbiers et capture du carbone

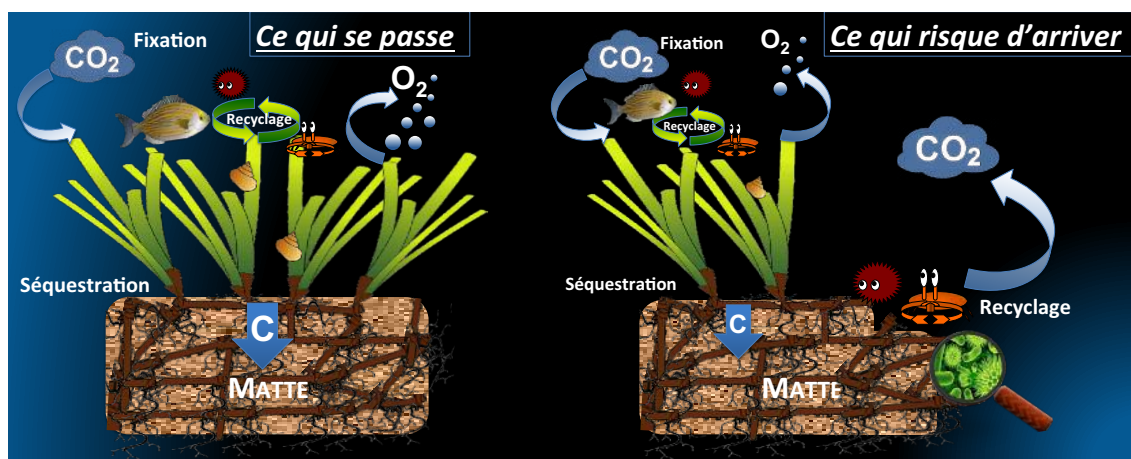
La séquestration du carbone par la végétation côtière

Gérard Pergent – Professeur^(1,2)

Christine Pergent-Martini – Docteur HDR^(1,2)

⁽¹⁾ Université de Corse Pascal Paoli, 7 avenue Jean Nicoli - BP 52 - 20250 Corte, France

⁽²⁾ GIS Posidonie – Centre de Corse, Université de Corse, 20250 Corte, France



1 - Contexte : Etat des connaissances sur la séquestration du carbone

Le rôle de la végétation côtière dans la séquestration du carbone

Lors de la 21^{ème} réunion de la Conférence des Parties (CoP 21), l'ensemble des participants ont adopté « l'Accord de Paris », qui vise à contenir le réchauffement de la planète « bien en dessous de 2°C par rapport aux niveaux préindustriels ». Cet accord précise que « Les Parties doivent prendre des mesures pour conserver et, le cas échéant, renforcer les puits et réservoirs de gaz à effet de serre » et indique « qu'il importe de veiller à l'intégrité de tous les écosystèmes, y compris les océans » (FCCC, 2015). Des puits de carbone majeurs comme la végétation côtière et le phytoplancton sont donc, pour la première fois, pris en compte (FFEM, 2015).

En effet, Malgré une surface très réduite (moins de 0.5 % des océans) la végétation côtière (mangroves, prés-salés, forêts de Kelp et herbiers marins) fixe plus de 18 % du carbone bleu et surtout assure une séquestration de plus de la moitié de celui-ci (Nellemann *et al.*, 2009; Fourqurean *et al.*, 2012). Ces puits de carbone jouent donc un rôle majeur dans l'atténuation des effets du changement climatique. Toutefois, la régression de ces puits, observée dans différentes régions de la biosphère, est de nature à hypothéquer ce service écosystémique majeur (Waycott *et al.*, 2009), pire encore elle pourrait initier une nouvelle source d'émission à travers la remobilisation du carbone stocké dans ces écosystèmes (Belshe *et al.*, 2017).

La séquestration du carbone par les herbiers marins est estimée à 15 % du carbone bleu alors qu'ils ne couvrent que 30 à 60 millions d'hectares à l'échelle de la biosphère (Kennedy et Björk, 2009). Parmi la soixantaine d'espèces constituant ces herbiers, la Posidonie (*Posidonia oceanica*), espèce endémique de Méditerranée, apparaît comme la plus efficace dans le stockage de ce carbone (Kennedy et Björk, 2009 ; Jamaludin M.R., 2015). En effet, l'herbier de Posidonie est le seul écosystème capable de 'rivaliser' avec les tourbières et les mangroves car il édifie une structure unique : la mat (Boudouresque *et al.*, 2012). Constituée du lacis des rhizomes et des racines et du sédiment qui colmate les interstices, cette mat peu putrescible, peut atteindre plusieurs mètres de hauteurs et la matière organique contenue dans ces structures peut persister durant des millénaires (puits de carbone à long terme ; Mateo *et al.*, 1997; Romero *et al.*, 1994; Tomasello *et al.*, 2009).

L'état des connaissances le long du littoral de la Corse

Si, les conditions climatiques et le régime hydrologique de la Méditerranée ne permettent pas au littoral de la

Corse d'abriter des mangroves, des prés-salés et des forêts de Kelp, en revanche les herbiers marins, et notamment les herbiers de Posidonies, connaissent une extension exceptionnelle (Valette-Sansevin *et al.*, 2015). Les herbiers de Posidonies couvrent, sur près de 1 200 km de côtes, une surface d'environ 53 735 ha, soit plus de 60% des fonds entre 0 et 40m de profondeur tandis que les herbiers de Cymodocées (*Cymodocea nodosa*), plus difficile à cartographier/identifier, ne couvrent qu'environ 2 000 ha (Valette-Sansevin *et al.*, 2015). Cette extension, exceptionnelle des herbiers de Posidonies à l'échelle de la Méditerranée s'explique par une transparence très élevée des eaux et une topographie particulièrement favorable ; en effet, la limite inférieure¹ de l'herbier de Posidonies atteint régulièrement plus de 35 m de profondeur et il se développe jusqu'à 5 km de la côte le long de la façade orientale (Pergent *et al.*, 2015).

2 - Qu'est-ce qui se passe déjà ?

La régression des herbiers en Méditerranée

Si les écosystèmes à carbone bleu et notamment les herbiers de Posidonies ont été particulièrement affectés par la crise de salinité messinienne, entre 5.3 et 5.9 millions d'années, ils ont depuis recolonisé la totalité des biotopes qui leur étaient favorables. Par la suite, la lente élévation du niveau de la mer depuis la fin de la dernière période glaciaire (19 000 ans BP ; Laborel *et al.*, 1994 ; Morhange, 2003 ; Clark *et al.*, 2009) a conduit à une remontée concomitante de la limite inférieure des herbiers de Posidonies pour conserver la quantité de lumière indispensable à leur photosynthèse ; ce phénomène est particulièrement visible dans la baie d'Hyères avec la présence de grandes étendues de mattes mortes, estimées entre 160 et 1050 ans BP (Astruch *et al.*, 2017).

Aujourd'hui les causes naturelles de régression des herbiers restent limitées, elles sont en relation avec les variations du débit des fleuves côtiers (modification de la salinité, augmentation de la turbidité, modification du bilan sédimentaire), les phénomènes météorologiques comme les fortes tempêtes (destruction des herbiers superficiels, création d'intermattes-structures érosives in Abadie *et al.*, 2015), des événements géologiques pouvant être à l'origine de tsunamis (300 tsunamis au cours des trois derniers millénaires en Méditerranée in Pasotti, 2006) et les cycles d'abondance des herbivores (« over-grazing »).

La principale cause de régression des herbiers en Méditerranée est directement ou indirectement liée aux pressions anthropiques. Aujourd'hui les régressions enregistrées sont essentiellement dues aux aménagements littoraux, aux impacts mécaniques et de façon générale à la dégradation de la qualité de l'eau dans lesquels ils se développent; d'autre part, plusieurs de ces impacts peuvent intervenir en synergie (Pergent-Martini *et al.*, 2002 ; Boudouresque *et al.*, 2009).

L'inventaire et la surveillance des herbiers marins en Corse

L'inventaire de ces herbiers marins (puits de carbone) a été réalisé à travers plusieurs campagnes océanographiques récentes grâce aux moyens scientifiques et techniques de la Flotte Océanographique Française (campagnes CAPCORAL 2010-2011, CORALCORSE 2013 et POSIDCORSE 2015) sous la coordination scientifique de l'Université de Corse et du GIS Posidonie et au programmes et financements de plusieurs organismes et institutions (Agence des Aires Marine Protégée/Agence Française pour la Biodiversité - AFB, Office de l'Environnement de Corse – OEC et Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement - DREAL de Corse).

La surveillance de l'état de conservation de l'herbier de Posidonies est assuré depuis 2004, à travers la mise en place de deux réseaux de surveillance : Le Réseau de Surveillance Posidonies et le SeagrassNet (Pergent *et al.*, 2007 ; 2015). Au total, les herbiers présents dans 39 sites, répartis sur l'ensemble du littoral et intégrant l'ensemble des conditions environnementales et des pressions humaines identifiées, font l'objet d'une surveillance précise (dynamique spatiale, vitalité, suivi de la qualité de la masse d'eau et de paramètres abiotiques comme la température).

La fixation et la séquestration du carbone dans les herbiers marins en Corse

La fixation du carbone (production primaire nette) par les herbiers de Posidonies le long du littoral de la Corse fait l'objet de nombreuses recherches au sein de l'Université de Corse et de la Station de recherches sous-marines et océanographiques de Calvi (STARESO). Un intérêt particulier est porté sur le site NATURA 2000 du « Grand Herbier de la Plaine Orientale » qui abrite à lui seul 44% des herbiers présents (Valette-Sansevin, données non publiées). Pour ce site, la fixation peut atteindre 1 500 kg de carbone par hectare et par an; ce qui, interpolé à l'ensemble des herbiers de Posidonies du littoral de la Corse correspondrait à une fixation annuelle de plus de 80 000 tonnes de carbone, soit l'équivalent de 293 000 tonnes de dioxyde de carbone émis.

¹ Extension bathymétrique maximale

Les valeurs disponibles dans la littérature montrent qu'environ 27 à 30% (Pergent *et al.*, 1997 ; Serrano *et al.*, 2012) du carbone fixé par la production primaire nette est intégré dans la matte sous forme de pétioles, rhizomes et racines et constitue un puits de carbone à long terme. Ainsi, chaque année, 20 000 à 24 000 tonnes de carbone (soit l'équivalent de 73 000 à 88 000 tonnes de dioxyde de carbone) sont séquestrées le long du littoral de la Corse par les herbiers de Posidonies.

Si la fixation et la séquestration du carbone constituent un élément majeur dans la réduction des effets du changement climatique, le compartiment le plus important, qu'il convient de quantifier précisément et de préserver, correspond au carbone stocké au cours des millénaires dans la matte. Ce stock de carbone, comparable à celui accumulé au niveau des tourbières en milieu terrestre (Warmer *et al.*, 1993 ; Lappalainen, 1996; IPS, 2008 ; Pan *et al.*, 2011 ;), est difficile à estimer (Romero *et al.*, 1994; Lo Iacono *et al.*, 2008; Serrano *et al.*, 2012) mais pourrait représenter entre 11 et 42% du dioxyde de carbone émis par les pays méditerranéens depuis le début de l'ère industrielle (CDIAC, 2010). Les techniques acoustiques mises en œuvre lors des campagnes océanographiques sur le site NATURA 2000 en Corse, permettent d'estimer l'épaisseur moyenne de ces mattes à 2.1 m ; ce qui représenterait, pour ce seul secteur un stock équivalent à 89 millions de tonnes d'émission de dioxyde de carbone (58 kg C .m⁻³ in Mateo *et al.*, 2006; Serrano *et al.*, 2012, 2014).

3 - Qu'est ce qui pourrait arriver dans l'avenir ?

La régression des herbiers et ses conséquences

La régression des herbiers de Posidonies largement documentée en Méditerranée (synthèse in Boudouresque *et al.*, 2009 ; Waycott, 2009 ; Marbà *et al.*, 2014) et surtout le l'érosion et/ou le démantèlement des mattes par l'ancrage et la chalutage (Boudouresque *et al.*, 2012; Pergent *et al.*, 2013), pourraient non seulement réduire leur capacité de fixation/séquestration mais surtout constituer une source supplémentaire d'émission de carbone. En effet, le démantèlement de la matte augmentera les taux de reminéralisation de la matière organique en raison de l'exposition à l'oxygène et renverra le carbone stocké pendant des millénaires dans l'environnement sous forme de dioxyde de carbone, ce qui accélérera le changement climatique de la même manière que les combustibles fossiles (Pergent *et al.*, 2014; Belshe *et al.*, 2017).

Si la Corse a été relativement épargnée par l'emprise des aménagements littoraux sur les petits fonds (-0.5% in www.medam.org) et par l'urbanisation du littoral, du fait d'une faible pression démographique, elle est néanmoins soumise à des pressions croissantes. Ainsi la forte fréquentation estivale, généralement concentrée le long du littoral (3 millions de touristes chaque année pour une population résidente de moins de 350 000 habitants) est à l'origine d'une dégradation de la qualité des rejets en mer (sous dimensionnement des stations d'épuration, d'un besoin de développement d'infrastructures (ports, aménagements littoraux) et d'une pression d'ancrage peu compatible avec la conservation des herbiers. D'autre part l'exploitation des ressources vivantes avec le chalutage et l'installation de fermes piscicoles sur les herbiers sont à l'origine de régressions significatives (Pergent-Martini *et al.*, 2006 ; Alami *et al.*, 2014).

Des efforts de gestion significatifs devront donc réalisés avec notamment, (i) la mise en place de mesures pour réduire la régression des herbiers marins, en particulier dans les zones où les activités humaines sont directement impliquées dans cette régression et (ii) la préservation des mattes de Posidonies afin d'éviter que le stock de carbone considérable accumulé ne soit relâché dans l'hydrosphère et à l'atmosphère.

L'impact du changement climatique

La principale conséquence du changement climatique sur la capacité de fixation et surtout de séquestration du carbone en milieu littoral réside dans la réduction des surfaces d'écosystèmes à carbone bleu, et en tout premier lieu les herbiers marins. Ainsi, si la régression de la végétation marine était diminuée de moitié, cela permettrait la compensation des émissions de dioxyde de carbone d'un pays comme l'Espagne (Herr et Landis, 2016).

La baisse de vitalité, engendrée par le changement des conditions environnementales et/ou l'introduction d'espèces exotiques, peut également induire une diminution de leur capacité de fixation et de séquestration du carbone. La conservation de ces puits constitue un défi majeur car leur dégradation, et la remobilisation concomitante du carbone qu'ils contiennent, pourraient constituer une véritable bombe à retardement à l'instar des hydrates de méthane accumulés dans les fonds océaniques (Pergent *et al.*, 2014; Belshe *et al.*, 2017).

La remontée rapide du niveau marin (GIEC, 2014), vérifiée le long du littoral de la Corse au niveau du marégraphe d'Ajaccio (SONEL network; <http://www.sonel.org/-Maregraphes-.html>) est à l'origine d'une diminution de la lumière disponible pour les herbiers profonds où la lumière est un facteur limitant (limite inférieure). Ainsi, l'augmentation de hauteur de la colonne d'eau, au cours de la dernière décennie (estimée en moyenne à 2 cm) se traduit par une diminution moyenne de la lumière de 0,06% au niveau de cette limite. Cette augmentation

de la hauteur de la colonne d'eau peut entraîner, à elle seule, un recul linéaire compris entre 0.4 et 2.9 m par décennie de la position de la limite inférieure en fonction de la pente (Pergent *et al.*, 2015 ; Barralon *et al.*, 2017). A partir de ces valeurs, il est possible d'estimer la régression actuelle des herbiers profonds à plus de 10 ha par an pour l'ensemble du littoral de la Corse; et, en fonction des différents scénarios du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat GIEC, à des valeurs pouvant atteindre 6 000 ha pour la fin du siècle (GIEC, 2014), ce qui représente une perte de plus de 10% de la capacité de fixation et de séquestration du carbone par l'herbier de Posidonies. De plus, les surfaces d'herbiers perdues en profondeur semblent difficiles à compenser dans les biotopes superficiels car la Posidonie présente une vitesse de croissance très lente (quelques centimètre par an) et que l'agitation des eaux, qui limite l'extension des herbiers vers la surface, est de plus en plus soumise à la recrudescence des phénomènes extrêmes (tempêtes, tsunamis, tornades).

La température (minimale ou maximale) est un facteur majeur dans la répartition des espèces de magnoliophytes marines. Si la Cymodocée, qui est une espèce à affinité chaude, à répartition est plutôt subtropicale, devrait être favorisée par le réchauffement global du milieu, en revanche la Posidonie devrait être plus impactée, principalement dans les secteurs les plus chauds de la Méditerranée. En effet, l'absence de cette espèce dans la partie Sud-Est du bassin est souvent attribuée à une élévation trop importante, pendant plusieurs semaines de la température en saison estivale (Celebi *et al.*, 2006). Si l'impact de la température sur l'extension des Posidonies ne peut pas être écarté, notamment du fait de l'augmentation de la demande de respiration des Posidonies qui peut modifier le bilan carbone à travers les émissions de dioxyde de carbone supplémentaire (Ralph *et al.*, 2007), il faut toutefois prendre en compte que les températures enregistrées le long du littoral de la Corse sont loin des extremums mentionnés (réseau TCorseNet ; Barralon *et al.*, 2017). De plus, même dans des régions où la température est très élevée (Iles Kerkennah, Tunisie) les mesures réalisées montrent une tolérance plus importante que celle mentionnée classiquement dans la littérature. De façon générale, même si une élévation de la température le long du littoral de la Corse devrait plus vraisemblablement conduire à un remplacement d'espèces (plus de Cymodocées et moins de Posidonies) qu'à une régression des surfaces d'herbiers marins, la capacité de fixation et de séquestration du carbone en serait toutefois fortement affectée du fait du rôle unique des Posidonies dans ce mécanisme (édification de la matre).

Les événements extrêmes, et en premier lieu les anomalies thermiques enregistrées depuis quelques années, pourraient entraîner une baisse de la vitalité de l'herbier de Posidonie et donc une diminution de leur efficacité. Ainsi, dans l'archipel des Baléares, les deux anomalies thermiques de 2003 et 2006, qui ont entraîné une augmentation importante de la température des eaux estivales, se sont traduites, au niveau d'un herbier superficiel par une augmentation de la mortalité des faisceaux (Marbà et Duarte, 2010). De même, le long du littoral de la Région PACA, Mayot *et al.* (2005) avaient enregistré une diminution de la vitalité de la Posidonie en profondeur suite à la période de réchauffement des eaux de l'été 1999 qui avait également conduit à une forte mortalité d'invertébrés benthiques. Inversement, les anomalies thermiques estivales pourraient être à l'origine d'une augmentation de fréquence et de l'intensité des floraisons de l'herbier de Posidonies (Mayot *et al.*, 2005 ; Diaz-Almela *et al.*, 2007), ce qui pourrait constituer un moyen très efficace de brassage génétique pour l'espèce (Ballesteros *et al.*, 2005 ; Procaccini *et al.*, 2007). Toutefois, le synchronisme des floraisons, observé à l'échelle de l'ensemble du bassin Méditerranéen, pourrait impliquer d'autres mécanismes comme l'activité solaire (Montefalcone *et al.*, 2013).

D'autres événements extrêmes peuvent être à l'origine d'une réduction de la séquestration du carbone et plus particulièrement les phénomènes météorologiques exceptionnels soit directement par destruction des herbiers (tempêtes), soit indirectement (orages et crues) à travers les apports du bassin versant et la modification des conditions abiotiques correspondant (turbidité, salinité, phénomènes de décharge,...). Ainsi, un recul important de la limite supérieure des herbiers de Posidonies et/ou un morcellement de ces formations est systématiquement mis en évidence au droit du débouché des fleuves côtiers de la côte Est. Seuls des apports d'eau douce de très grande ampleur peuvent expliquer ces observations (Clabaut *et al.*, 2014). De même, l'influence de l'hydrodynamisme sur le fond, suite à des tempêtes exceptionnelles, est observable à travers la constitution de structures érosives et notamment des intermattes bordées par des falaise de mattes pouvant atteindre plusieurs mètres de hauteur (Abadie *et al.*, 2015).

La Méditerranée apparait comme l'une des régions les plus impactées par l'acidification (baisse de 0,1 unité en moyenne ; Touratier et Goyet, 2011). Toutefois, dans les herbiers de magnoliophytes marines, la teneur en CO₂ et le pH présentent des fluctuations nyctémérales naturelles considérables, en raison de la photosynthèse. Ainsi, au sein d'un herbier de Posidonies, l'amplitude des variations de pH peut atteindre 0,5 (Frankignoulle & Distèche, 1987). Il est donc probable que les organismes calcifiant associés aux herbiers marins, adaptés à vivre dans un environnement où le pH est très fluctuant, seront moins affectés par une acidification globale des océans que les organismes planctoniques. Par contre en cas d'acidification sévère (pH inférieur à 7,8 à proximité de sources hydrothermales sous-marines) les herbiers de Posidonies sont dépourvus d'algue calcaire épiphyte, d'oursins et de madréporaires, ce qui correspond à une réduction importante de la biodiversité et à une altération des réseaux trophiques (Hall-Spencer et Rodolfo-Metalpa, 2008).

Synthèse et recommandations

Si la persistance des puits de carbone bleu que sont les herbiers marins ne semble pas remise en question à moyen terme (10 à 50 ans), en revanche la dégradation de ces puits (perte de surface, diminution de la vitalité) mérite une attention particulière. Il apparaît nécessaire de s'intéresser tout particulièrement à plusieurs mécanismes :

- Le remplacement d'espèces à fort potentiel de fixation et surtout de séquestration du carbone, comme les herbiers de Posidonies (matte), par des espèces plus thermophiles mais moins efficaces (herbiers de Cymodocees) est de nature à réduire ce service écosystémique majeur.
- L'apparition de nouvelles espèces végétales exotiques, qui rentrent directement en compétition avec ces herbiers constitue également un danger majeur pour l'efficacité de la séquestration du carbone à l'échelle du littoral de la Corse.
- Le devenir des herbiers dégradés et notamment des mattes mortes non protégées par la canopée doit faire l'objet d'une gestion spécifique pour réduire, autant que faire se peut, le reminéralisation et la remobilisation du carbone stocké dans ces structures.

Aussi, un inventaire (mise à jour des cartographies disponibles) et une surveillance de ces puits de carbone majeurs, et des paramètres pouvant les altérer, doivent constituer une priorité pour la Région Corse, à l'instar des actions mises en place au cours de ces dernières décennies : (i) l'installation et suivi d'un réseau de surveillance Posidonies, destiné à appréhender l'état de santé de cet écosystème, depuis 2004, à l'initiative de l'Office de l'Environnement de la Corse (OEC), (ii) la mise en place du réseau TCorseNet (OEC et Collectivité de Corse) qui suit l'évolution précise des températures dans 21 herbiers du littoral insulaire depuis 2013, et (iii) le renforcement du réseau Caulerpes (réseau Alien) pour détecter le plus précocement possible l'arrivée de nouvelles espèces exotiques et proposer des mesures de gestions pertinentes.

Enfin, il est impératif de mettre en place une gestion spécifique des pressions auxquelles sont soumis les herbiers, intégrant en premier lieu les herbiers dégradés (mattes mortes), à travers l'installation d'aménagements ou de réglementations spécifiques (installation de mouillages écologiques, interdiction de mouillage pour les grosses unités, application de la réglementation de la pêche au chalut benthique, implantation de nouvelles fermes piscicoles,...).

4 - Références bibliographiques

- Abadie A., Gobert S., Bonacorsi M., Lejeune P., Pergent G., Pergent-Martini C., 2015. Marine space ecology and seagrasses. Does patch type matter in *Posidonia oceanica* seascapes? *Ecological indicators*, 57 : 435-4466
- Alami S., Bonacorsi M., Clabaut P., Jouet G., Pergent-Martini C., Pergent G., Sterckeman A., 2014. Assessment and quantification of the anthropic impact on the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *Proceedings of the 5th Mediterranean symposium on marine vegetation (Portorož, Slovenia, 27-28 october 2014)*, Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (eds.), RAC/SPA publ., Tunis: 34-39.
- Astruch P., Goujard A., Rouanet E., Bonhomme D., Bonhomme P., Pergent G., Boudouresque C.F., 2017. Global change and the lower limit of the *Posidonia oceanica* meadow: a complex combination of natural and human-induced recent and ancient phenomena. *Interdisciplinary Symposium, July 2017, University of Corsica, Corte France*: 4p
- Ballesteros E., Alcoverro T., Cebrian E., Font X., Garcia-Rubies A., Romero J., 2005. Pseudoviviparity, a new form of asexual reproduction in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Bot. Mar.*, 48: 175-177.
- Barralon E., Pergent-Martini C., Pergent G., 2017. Suivi du changement climatique le long du littoral de la Corse : Le réseau T-CorseNet. *Contrat Office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie Centre Corse, GIS Posidonie Publ., Corte* : 1-84.
- Belshe E.F. Mateo M.A., Gillis L.G. Zimmer M., Teichberg M., 2017. Muddy waters: unintentional consequences of blue carbon research obscure our understanding of organic carbon dynamics in seagrass ecosystems. *Frontiers in Marine Science, Perspectives* : 9p.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2012. Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. *RAC/SPA & RAMOGE pub.* : 202p
- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M., 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52: 395-418. Boudouresque *et al.*, 2012

- CDIAC, 2010. Carbon Dioxide Information Analysis Center. <http://cdiac.ornl.gov/>
- Celebi B., Gucu A.C., Ok M., Sakinan S., Akoglu E., 2006. Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (4): 34-38.
- Clabaut P., Augris C. (coord.), Pergent G., Pergent-Martini C., Pasqualini V., Bonacorsi M., 2014. Les fonds marins côtiers de Corse. Cartographie biomorphosédimentaire. Éd. Quae. 25 feuilles, échelle 1/20 000, livret d'accompagnement, 80 pages.
- Clark P.U., Dyke A.S., Shakun J.D., Carlson A.E., Clark J., Wohlfarth B., Mitrovica J.X., Hostetler S.W., McCabe A.M., 2009. The Last Glacial Maximum. *Science*, 325: 710-714
- Diaz-Almela E., Marba N., Duarte C.M., 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology*, 13: 224–235.
- FCCC, 2015. Conference of the Parties: Twenty-first session. United Nations – Framework Convention on Climate Change. Paris, 30 November to 11 December 2015 : 32p.
- FFEM, 2015. Les écosystèmes marins dans la régulation du climat. Fonds Français pour l'Environnement Mondial, Paris : 80 p.
- Fourqurean J.W., Duarte C.M., Kennedy H., Marbà N., Holmer M., Mateo M.A., Apostolaki E.T., Kendrick G.A., Krause-Jensen D., McGlathery K.J., Serrano O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*: doi: 10.1038/ngeo1477
- Frankignoulle M., Bouqueneau J.M., 1987. Seasonal-variation of the diel carbon budget of a marine macrophyte ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 38 (2): 197-199.
- GIEC, 2014: Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.
- Hall-Spencer J., Rodolfo-Metalpa R., 2008. Loss of Mediterranean marine biodiversity in a high-CO₂ world. In: Briand F. (Ed.), "Impact of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas", CIESM Publ., Monaco, Workshop Monographs, 36: 61-64.
- Herr D., Landis E., 2016. Coastal blue carbon ecosystems. Opportunities for Nationally Determined Contributions. Policy Brief. Gland, Switzerland: IUCN and Washington, DC, USA: TNC.
- IPS, 2008. Peatlands and Climate Change. Maria Strack, University of Calgary, Canada (Edit) ; International Peat Society (Pub.): 227p
- Jamaludin M.R., 2015. Carbon storage and preservation in seagrass meadows. Thesis in Environmental Science, Edith Cowan University – Western Australia : 188p.
- Kennedy H., Björk M., 2009. Seagrass Meadows. In: Laffoley D. & Grimsditch G. (eds). The management of natural coastal carbon sinks. IUCN, Gland, Switzerland. 53 pp.
- Laborel J., Morhange C., Lafont R., Le Campion J., Laborel-Deguen F., 1994. Biological evidence of sea level rise during the last 4500 years on the rocky coasts of continental southwestern France and Corsica. *Marine Geology*, 120 (3-4), 203-223.
- Lappalainen E., 1996. General review on world peatland and peat resources. In: Lappalainen, E. (Ed.), Global peat resources, UNESCO, IPS, Geol. Survey of Finl. : 53-56
- Marbà N., Díaz-Almela E., Duarte C.M., 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176 : 183–190
- Marba. N., Duarte C.M., 2010. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16: 2366–2375.
- Mateo M.A., Romero J., 1997. Detritus dynamics in the seagrass *Posidonia oceanica*: elements for an ecosystem carbon and nutrient budget. *Marine Ecology Progress Series*, 151: 43-53.
- Mateo M.A., Cebrián J., Dunton K., Mutchler T., 2006. Carbon flux in seagrass ecosystems, In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. and Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*, Springer, New York, 157-191.
- Mayot N., Boudouresque C.F., Leriche A., 2005. Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the Northwestern Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies*, 328 (3): 291-296.
- Montefalcone M., Giovannetti E., Morri C., Peirano A., Bianchi C., 2013. Flowering of the seagrass *Posidonia oceanica* in NW Mediterranean: is there a link with solar activity?. *Mediterranean Marine Science*, 14, 416-423.

- Morhange C., 2003. Archaeological and biological records of relative sea-level changes in the Mediterranean during the Late Holocene. Two case studies of gradual evolution to instantaneous events, Marseilles (France) and Pozzuoli (Italy). Human records of recent geological evolution in the Mediterranean basin – historical and archeological evidence. CIESM Publ., Monaco, Workshop Monographs, 24: 77-83.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds). 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal: 80p.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Simon L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S.L., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333, pp. 988–993.
- Pasotti J., 2006. Ancient cataclysm marred in the Med. *Science*, 314: 1527.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Calvo S., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo, M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Thibaut T., Tomasello T., Verlaque M., 2014. Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15/2
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., 2013. Trawling impacts on Mediterranean seagrass. *Sea-grass-Watch*, 47: 26-30.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Bein A., Dedeken M., Oberti P., Orsini A., Santucci J.F., Short F., 2015. Dynamic of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the northwestern Mediterranean: Could climate change be to blame? *Comptes rendus biologies*, 338 (7) : 484-93.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Casalta B., Lopez Y Royo C., Mimault B., Salivas-Decaux M., Short F. 2007b. Comparison of three seagrass monitoring systems : SeagrassNet, "Posidonia" programme and RSP. Proceedings of the third Mediterranean symposium on marine vegetation (Marseilles, 27-29 March 2007). C. Pergent-Martini, S. El Asmi, C. Le Ravallec edits., RAC/SPA publ., Tunis: 141-150.
- Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Pasqualini V., Pergent G., 2006a. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology and Evolution Perspective*, 27: 310-319
- Pergent-Martini C., Pasqualini V., Pergent G., Ferrat L., 2002. Effect of a newly set up wastewater-treatment plant on a marine phanerogam seagrass bed – a medium term monitoring program. *Bulletin Marine Sciences*, 71(3): 1227-1236.
- Procaccini G., Olsen J.L., Reusch T.B.H., 2007. Contribution of genetics and genomics to seagrass biology and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 234–259.
- Ralph P.J., Durako M.J., Enríquez S., Collier C.J., Doblin M.A., 2007. Impact of light limitation on seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350 : 176–193.
- Romero J., Pérez M., Mateo M.A., Sala E., 1994. The belowground organs of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* as a biogeochemical sink. *Aquatic Botany*, 47 (1): 13-19.
- Serrano, O., Mateo, M.A., Renom, P., Juli, R., 2012. Characterization of soils beneath *Posidonia oceanica* meadow. *Geoderma*, 185-186, 26-36.
- Serrano O., Lavery P.S., Rozaimi M., Mateo M.A., 2014. Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrass. *Global Biochemical Cycles*, 28, 950-961
- Tomasello A., Luzzu F., Di Maida G., Orestano C., Pirrotta M., Scannavino A., Calvo S., 2009. Detection and mapping of *Posidonia oceanica* dead matte by high-resolution acoustic imaging. *Italian Journal of Remote Sensing*, 41(2), 139-146.
- Touratier F., Goyet C., 2011. Impact of the Eastern Mediterranean Transient on the distribution of anthropogenic CO₂ and first estimate of acidification for the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part I*, 58 (1): 1-15.
- Valette-Sansevin A., Alami S., Bonacorsi M., Damier E., Pergent G., Pergent-Martini C., 2015. Continuous mapping of the main habitats of the Corsican littoral. In "Proceedings of the Twelfth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment - MEDCOAST 2015", 06 – 10 October 2015, Varna, Bulgaria, Ozhan E. edit., MEDCOAST Mediterranean Coastal Foundation, Dalyan, Mugla, Turkey, 1: 263-269.
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L. Jr, Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106: 12377–12381.
- Warner B.G., Clymo R.S., Tolonen K., 1993. Implications of peat accumulation at Point Escuminac, New Brunswick. *Quaternary Research*, 39: 245-248.