

CHAPITRE 3 : SEQUESTRATION CARBONE DANS LES ECOSYSTEMES BENTHIQUES DU BANC D'ARGUIN

Jean-Philippe Maréchal, Ewan Trégarot, Auréa Pottier, Thibault Catry, Pierre Failler

1. LE "CARBONE BLEU" DES ECOSYSTEMES MARINS

Les écosystèmes marins côtiers sont essentiels aux populations humaines. Ils hébergent une biodiversité très diversifiée sur laquelle repose le fonctionnement et l'équilibre écologique. Les herbiers, mangroves et marais salés procurent des services écosystémiques qui assurent la survie des populations, et permettent également d'absorber une partie des effets des changements climatiques. Parmi l'ensemble de ces services, les services d'usages indirects englobent la capacité des écosystèmes à mitiger les répercussions des changements climatiques, les effets des pollutions, mais également à fournir des ressources exploitables à travers la production de biomasse (Chmura et al., 2003, Duarte et al., 2004 ; Bouillon et al., 2008 ; Kennedy et al., 2010 ; Ray et al., 2011 ; Sikamaki et al., 2012 ; Sousa et al., 2012 ; Duarte et al., 2013 ; Macreadie et al., 2017).

Dans le contexte du réchauffement climatique, ces écosystèmes sont en mesure d'atténuer les effets liés au excès de CO₂ en séquestrant et en stockant des quantités de carbone très importantes à l'échelle mondiale. Ce stock de carbone est généralement appelé carbone bleu (Chmura et al., 2003 ; Duarte et al., 2005 ; Bouillon et al., 2008 ; Lo Iacono et al., 2008 ; Duarte et al., 2010 ; Kennedy et al., 2010 ; Donato et al., 2011 ; Mcleod et al., 2011 ; Fourqurean et al., 2012 ; Pendleton et al., 2012).

La plupart des écosystèmes marins côtiers endurent de multiples agressions et leur intégrité écologique est remise en question sur de nombreux littoraux. L'ensemble de ces atteintes a été évalué à 340 000 - 980 000 ha détruits chaque année (Murray et al., 2011). Il est estimé que 67% des mangroves, 35% des marais salants et 29% des herbiers ont été détruits à l'échelle globale. Selon Pendleton et al. (2012), le rythme actuel de dégradation des écosystèmes marins côtiers conduirait à la perte de 30 à 40% des marais et des herbiers non protégés et quasiment toutes les mangroves non protégées, au cours des cent prochaines années.

Les nombreuses références citées plus haut pointent l'intérêt croissant pour l'évaluation des capacités de séquestration du carbone atmosphérique par les écosystèmes marins côtiers (puits de carbone) et leur risque d'émission de carbone avec leur dégradation (source de carbone). Les évaluations de plus en plus nombreuses ont permis d'inclure ces écosystèmes dans les mécanismes internationaux et nationaux de politique environnementale et de financement. Cette possibilité d'incorporer le carbone bleu dans les politiques internationales pourrait améliorer la conservation des écosystèmes côtiers (protection et restauration), favorisant leur capacité à fournir des services écosystémiques.

Le carbone bleu est le carbone stocké dans les mangroves, les marais salés, les herbiers et vasières, à la fois dans la biomasse vivante hors-sol (feuilles, branches, tiges), la biomasse vivante souterraine (racines, rhizome), et non vivante (ex. litière et bois mort) (Mcleod et al., 2011). Ce carbone est séquestré dans la biomasse des plantes vivantes pendant des périodes courtes (années à décennies), comme dans les écosystèmes terrestres. Cependant, le temps

de résidence du carbone organique sédimentaire dans les fonds marins est beaucoup plus long (siècles), représentant des stocks de carbone conséquents (Duarte et al., 2005 ; Lo lacono et al., 2008). Cette différence est essentiellement due aux conditions anoxiques des fonds marins gorgés d'eau, limitant fortement l'activité bactérienne. Cette dynamique contribue à l'accumulation continue du carbone dans le temps (Chmura et al., 2003).

Deux sources sont distinguées : le carbone d'origine autochtone, et celui provenant de sources extérieures à l'écosystème (allochtone) (Middelburg et al., 1997, Kennedy et al., 2010). Le carbone autochtone est produit et stocké au sein même de l'écosystème. Les plantes prélèvent le dioxyde de carbone (CO₂) de l'atmosphère et/ou de l'océan par la photosynthèse (production primaire) et le convertissent pour produire de la matière organique végétale au cours de leur croissance (feuilles, tiges, racines, rhizomes). La biomasse végétale produite dans les racines se décompose très lentement dans des conditions anaérobies des sédiments, stockant une part importante du carbone dans les sols. Le carbone allochtone est produit à un endroit et déposé à un autre.

Les écosystèmes marins qui stockent le carbone sont localisés dans des environnements à fort hydrodynamisme (vagues, courants, marées). Les sédiments et débris organiques sont transportés vers d'autres compartiments. Ils peuvent provenir du large ou bien être d'origine terrestre. Les plantes des mangroves, herbiers et marais salés ont des structures racinaires complexes qui leur permettent de retenir efficacement les sédiments, augmentant le stock de carbone local.

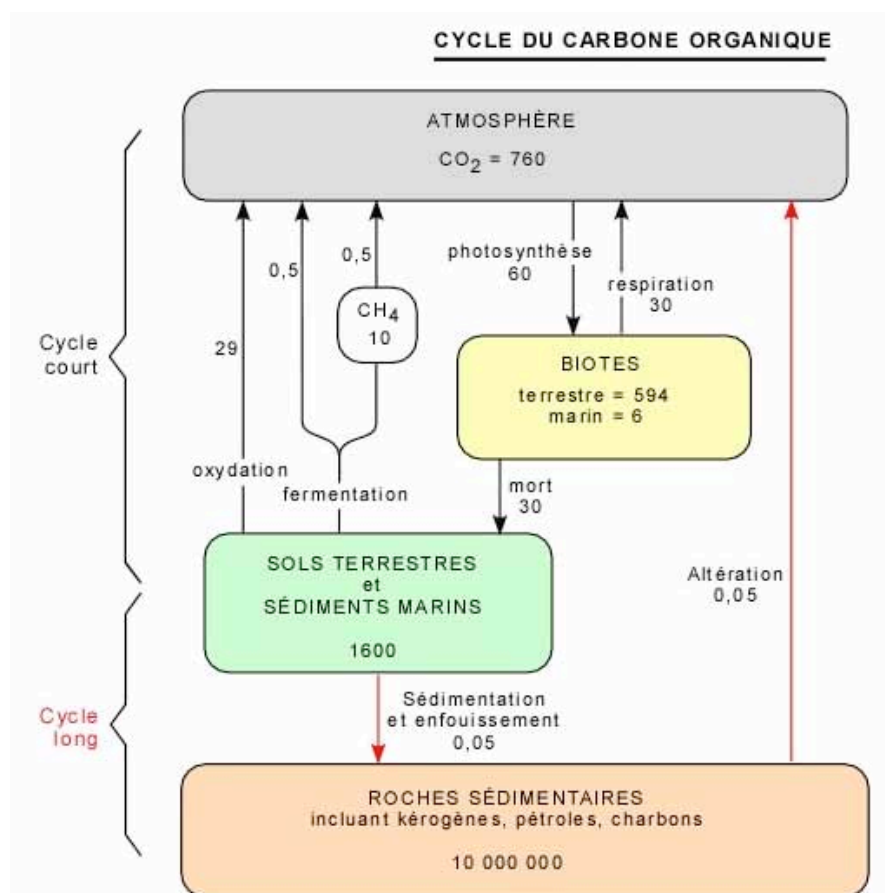


Figure 33 : Cycle du carbone organique. Valeurs en Gtc (gigatonnes de carbone). D'après Kump, Kasting et Crane, 1999.

2. METHODOLOGIE

La méthodologie générale utilisée pour estimer les valeurs d'usage indirect prévoit cinq étapes :

- > Étape 1 : identification des différentes valeurs d'usage indirect
- > Étape 2 : cartographie des écosystèmes et caractérisation de leur état de santé
- > Étape 3 : calcul de la fonction de production
- > Étape 4 : application d'un coefficient de pondération
- > Étape 5 : détermination de la valeur (monétaire) d'usage indirect

Service	Méthode d'évaluation	Données nécessaires
Stockage du carbone	Méthode d'estimation de la fonction de production	<ul style="list-style-type: none"> • Surface des écosystèmes • Taux d'absorption moyen du carbone par l'écosystème/espèces • Taux de stockage du carbone dans la biomasse/espèces • Taux de stockage du carbone dans les sols/espèces • Taux de production de biomasse végétale/espèces

La méthode d'évaluation de la fonction séquestration/stockage carbone se décline par écosystème, et si possible par espèce, avec comme données entrantes la surface (ha), l'état écologique de l'écosystème (densité, hauteur de la canopée), la production primaire brute (-tC/ha/an), la respiration de la communauté (+tC/ha/an), le taux d'enfouissement carbone (-tC/ha/an) et la valeur monétaire de la tonne de carbone.

La pondération des fonctions de production dépend essentiellement de l'état écologique des écosystèmes. La notion d'écosystème dégradé nécessite des analyses temporelles en référence à un état initial. En fonction de l'évolution des communautés qui composent l'écosystème, des classes d'état écologique peuvent être attribuées, auxquelles sont adossés des facteurs de pondération. Dans le cadre du présent rapport, la pondération est relative à la densité des peuplements : dense, moyennement dense et peu dense. Il en résulte une pondération simple du service de séquestration carbone de 100%, 50% et 25% selon le niveau de densité attribué à l'écosystème.

La fonction de séquestration/stockage de carbone peut être évaluée à partir de plusieurs valeurs comme la valeur en bourse, le coût d'investissement, le coût incrémental du produit, le coût de CO₂ évité ou encore le coût de CO₂ capturé ou retiré. A ce jour, il n'y a aucune initiative nationale ou régionale de tarification du carbone en Afrique (à l'exception de l'Afrique du Sud). Dans le cadre de l'Accord Climat Paris, la Mauritanie s'est engagée à réduire les

émissions de gaz à effet de serre (GES) de 22,3% d'ici 2030, soit 33,56 Mt CO₂eq. Pour atteindre ses ambitions d'atténuation des GES en 2030, la Mauritanie aura besoin d'une enveloppe financière globale de 9,3 milliards de dollars américains, ce qui correspond au coût de CO₂ évité. Il en découle une valeur théorique de la tonne de CO₂ en Mauritanie de 277 USD (224 EUR ou 9 930 MRU).

3. RESULTATS

3.1. Le carbone dans les herbiers de phanérogames

Les herbiers stockent environ 10 à 15% du carbone organique océanique (Duarte et al., 2004, Kennedy et Björk, 2009), ce qui représenterait le taux d'accumulation de carbone bleu le plus élevé à l'échelle mondiale (Kennedy et al., 2011). Cette fonction puits de carbone des herbiers dépend de l'approvisionnement en carbone. Elle est liée à des processus multiples et complexes (Duarte et Cebrian, 1996 ; Cebrian, 1999). Les herbiers sont généralement considérés comme des communautés autotrophiques se comportant comme des puits de carbone.

La plupart des herbiers sont des systèmes autotrophes nets (la production primaire brute dépasse la respiration, Duarte et al., 2010), dans lesquels l'activité photosynthétique favorise une production primaire nette élevée et une séquestration efficace du carbone dans la biomasse. Cette biomasse est très importante, mais constitue cependant une composante mineure dans le stockage du carbone en comparaison du substrat sédimentaire, très riche en matière organique (Duarte et al., 2013). La biomasse favorise quand même le stockage du carbone organique sédimentaire (C_{org}), en raison notamment de la production des racines et de leur taux de renouvellement rapide (Duarte et Chiscano, 1999 ; Duarte et al., 2013). Outre la source métabolique de C_{org} sédimentaire provenant de l'activité photosynthétique des phanérogames, la canopée piège également des matières organiques en suspension, les retenant dans les sédiments sous forme de matière organique accumulée (Hendriks et al., 2008). L'efficacité avec laquelle les sédiments emmagasinent le C_{org} est influencée par leur densité, porosité et granulométrie (Avnimelech et al., 2001 ; Dahl et al., 2016). La séquestration du carbone et la capacité de stockage sont donc déterminées en partie par des processus influençant la quantité de carbone allochtone dérivé (terrestre et océanique) dans les sédiments des herbiers (Agawin et Duarte, 2002) et en partie par la composition des sédiments.

Les herbiers marins ont une capacité métabolique élevée et fonctionnent comme des puits de carbone, avec la capacité d'agréger d'importantes quantités de carbone dans les sédiments sur plusieurs millénaires. Les temps de résidence du C_{org} sédimentaire dans les herbiers sont remarquables et en font des écosystèmes parmi les plus riches en carbone.

L'évaluation de la capacité de séquestration carbone passe par la compréhension des bilans carbone des écosystèmes. En effet, le bilan carbone global d'un écosystème est défini par la quantité de carbone stocké et altéré par la libération de carbone de ce stock. Cette dynamique constitue un flux carbone (Macreadie et al., 2014 ; Macreadie et al., 2017). L'estimation simplifiée du stock de carbone n'est alors pas suffisante pour évaluer si ce stock est stable,

augmente ou diminue. Cette dynamique est fortement corrélée à l'état écologique des écosystèmes. Les herbiers peuvent se comporter comme des puits de carbone en séquestrant le carbone et en l'enfouissant dans les sédiments. Mais ils peuvent aussi devenir des sources de carbone en libérant du carbone dans l'eau puis dans l'atmosphère, lorsqu'ils sont dégradés.

La production nette de l'écosystème (PNE) est alors calculée en soustrayant la respiration de l'écosystème (RE - production de CO₂ par les plantes et les activités de décomposition de la matière organique par les communautés bactériennes) à la production primaire brute (PPB - activité photosynthétique de capture du CO₂). On obtient ainsi $PNE = PPB - RE$.

Il s'ensuit que dans un herbier séquestrant activement du carbone, la production de carbone est supérieure à celle issue de la respiration de l'écosystème ($PPB > RE$). Un herbier stable aura un taux de production de carbone égal à la respiration de l'écosystème ($PPB = RE$). Enfin, un herbier dégradé produira plus de carbone par la respiration qu'il n'en absorbera par photosynthèse ($PPB < RE$). Ce schéma très simpliste de la séquestration de carbone par les herbiers ne tient pas compte de deux facteurs supplémentaires : l'importation (I) (importation de carbone allochtone - Kennedy et al., 2010) et l'exportation (E) de carbone (ex. consommation par les brouteurs - Valentine et Heck, 1999). Par conséquent, la quantité de carbone stockée équivaut à $(S) = PPB + I - RE - E$.

Le carbone est stocké dans les plantes, à la fois dans les feuilles, les racines et le rhizome, et dans le sédiment sous une forme organique (bactéries, microalgues, macroalgues et déchets) et inorganique (carbonates). Le CO₂ est assimilé par les phanérogames (et les algues) par photosynthèse. Dans le rhizome, le carbone est stocké sous la forme de sucres (glucides) utilisés par la plante, où libéré dans le sédiment où il est intégré dans les boucles microbiennes de la production secondaire. Le carbone est utilisé par la plante pour élaborer des tissus de structure comme les feuilles, et décomposé par les bactéries et recyclé sous forme dissoute dans l'eau (seulement 20% de la biomasse des herbiers produite est consommée par des herbivores). Dans ces deux cas, le carbone est stocké sur le court terme et ne peut être considéré comme une part du stock de carbone. Les racines et le rhizome, qui se développent dans les conditions anoxiques dans le sédiment, ont une très faible valeur nutritionnelle pour les bactéries (concentrations faibles en nitrates et phosphates) et se décomposent de fait très lentement. L'accumulation du carbone dans les sédiments correspond alors à un stockage à long terme, sur plusieurs siècles (Mateo et al., 1997 ; Serrano et al., 2012) et constitue ainsi la forme de stockage la plus importante. Le turn-over des herbiers prend, lui, plusieurs décennies (Hemminga et Duarte, 2000). Les épiphytes photosynthétiques qui se développent sur les feuilles de phanérogames participent aussi à la fixation d'une grande part du carbone dissout. Cependant, leur turn-over rapide (broutage) limite l'enfouissement de cette source de carbone. En revanche, le carbone assimilé par les communautés de microalgues benthiques présentes dans les herbiers et à la surface du sédiment pourrait être accumulé dans les sédiments et contribuer au stock de C_{org} sédimentaire.

Les taux de C_{org} stocké dans les sédiments des herbiers peuvent varier considérablement selon les habitats et les saisons. Cette capacité d'enfouissement dépend de nombreux paramètres biogéochimiques et physiques, impliqués à différentes échelles spatiales (complexité structurelle, apports en nutriments, hydrodynamisme, profondeur, hétérogénéité des herbiers, surface et densité). Il a été montré que des herbiers à Posidonies pouvaient être source de carbone en hiver et puits de carbone le reste de l'année, mais le manque de

connaissances sur le devenir du carbone libéré dans ces processus limite l'utilisation des ratios PPB:RE comme critère de classification des herbiers comme sources ou puits de carbone (Macreadie et al. 2014). Le carbone libéré par les herbiers se retrouve dans l'eau de mer, mais la part rejoignant l'atmosphère est inconnue. Si le C_{org} sédimentaire est reminéralisé en CO_2 et rejoint la colonne d'eau, deux processus sont possibles : (1) le CO_2 rejoint l'atmosphère ou (2) le CO_2 reste dans la colonne d'eau, où il peut être transformé en acide carbonique (H_2CO_3), en bicarbonates (HCO_3^-) ou en carbonates (CO_3^{2-}). Dans ce cas, le carbone serait recyclé, pouvant à nouveau être séquestré par les herbiers sous forme de C_{org} sédimentaire. Toutefois, à l'échelle annuelle, les herbiers sont considérés comme autotrophiques et se comportent comme des puits à carbone, l'excès de C_{org} produit étant soit exporté, soit enfoui.

Le concept de puits de carbone pour les herbiers provient de leur capacité à accumuler le C_{org} dans les sédiments. Toutefois, Gullström et al. (2018), soulignent l'importance du carbone inorganique sédimentaire (carbonate - C_{carb}) dans cette fonction de puits de carbone. Ils accentuent notamment le fait que les processus de calcification qui s'opèrent dans les herbiers précipitent le $CaCO_3$, réduisant ainsi le pH environnant et renvoyant le CO_2 dissous vers l'atmosphère (Frankignoulle et Gattuso, 1993). La quantité de carbone extrait de l'eau de mer sous forme de CO_2 en proportion de la quantité de carbone précipité sous forme de $CaCO_3$ dépend de la capacité tampon de l'eau et est très variable dans les systèmes de plantes marines. Il a été montré que les taux de C_{carb} sédimentaire sont corrélés aux taux de C_{org} .

En prenant en compte la relation générale entre fixation et la libération de CO_2 dans les processus de calcification, il a été estimé que pour chaque mole de $CaCO_3$ formée, le pH décroît, résultant dans la libération d'approximativement 0,6 mol de CO_2 dans l'atmosphère (Ware et al., 1992). Les quantités importantes de $CaCO_3$ dans les herbiers tropicaux constituent une forme conséquente de stockage de carbone, mais une partie de ce stock pourrait être considérée comme source de CO_2 . Pour bien comprendre les taux de séquestration carbone dans les herbiers, la productivité primaire (importance et variabilité) ainsi que les processus de calcification dans les herbiers devraient être pris en compte. Les herbiers peuvent alors stocker et libérer du CO_2 simultanément, et de forts taux de production de carbonate pourraient convertir le statut des herbiers de puits de carbone en sources de carbone.

➤ Herbiers du PNBA

Le bilan carbone des principaux herbiers du Banc d'Arguin a été évalué en lien avec l'irradiance et le rythme des marées (Diagne, 2010). Les herbiers à *Zostera noltii* (intertidal) et à *Cymodocea nodosa* (subtidal) (cf. Figure 34) ont fait l'objet de mesures précises du métabolisme photosynthétique et respiratoire des phanérogames. Les flux de carbone ont été mesurés et des activités physiologiques différentes ont été mises en évidence selon les périodes d'émersion (*Z. noltii*) et d'ensoleillement. Le bilan carbone quotidien est excédentaire chez *Z. noltii* et *C. nodosa*. Ces deux espèces fixent respectivement $0,856 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ et $0,612 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Tableau 21). Les communautés d'herbier autotrophes exportent de l'énergie vers les écosystèmes alentours. Ces valeurs sont proches de celles obtenues pour *Z. noltii* dans le bassin d'Arcachon par Ribaud et al. (2016), soit $362,9 \pm 88,1 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (environ $0,99 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$).

Tableau 21 : Valeurs du métabolisme journalier des herbiers en $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ (Les valeurs négatives correspondent à une séquestration du carbone).

	Production brute		Production nette		Respiration	
<i>Cymodocea nodosa</i>	-2,916 (\pm 1,042)		-0,612 (\pm 1,042)		2,304 (\pm 0,999)	
<i>Zostera noltii</i>	-1,554 (\pm 0,385)		-0,856 (\pm 0,385)		0,698 (\pm 0,385)	

	Zn dense	Zn moy dense	Zn peu dense	Cn dense	Cn moy dense	Cn peu dense
$\text{gC}/\text{m}^2/\text{j}$		0,86			0,61	
$\text{tCO}_2\text{eq}/\text{ha}/\text{an}$		11,46			8,19	
Surfaces	7035,1	21869,3	16337,7	2159,5	5544,0	14476,6
$\text{tCO}_2\text{eq}/\text{an}/\text{type d'herbier}$	80603,10	250562,67	187185,59	17689,37	45413,23	118583,90
Valeurs pondérées	80603,10	125284,34	46796,40	17689,37	22706,60	29645,98
Total	193 910 487 USD ou 6 951 690 516 MRU					
Total pondéré	89 394 214 USD ou 3 204 782 368 MRU					

Le carbone contenu dans la biomasse aérienne et souterraine est obtenu d'après van Lent et al. (1991) qui répartissent les valeurs de carbone par type d'herbier et selon la biomasse au-dessus du fond et la biomasse souterraine. Une distinction est faite également pour les herbiers à *Z. noltii* hauts intertidaux et bas intertidaux (Tableau 22).

Tableau 22 : Valeurs de carbone dans la biomasse hors-sol (AbGr) et souterraine (BeGr) pour les deux types d'herbiers du PNBA. AFDW = Ash-Free Dry Weight (poids sec). H : herbiers hauts intertidaux. L : herbiers bas intertidaux. (D'après van Lent et al. 1991). La masse de carbone représente en moyenne 28,73% du poids AFDW chez *Z. noltii* et 27,32% chez *C. nodosa*. 1 tCO₂eq = 277 \$USD. (AFDW = mesure de la matière organique des échantillons)

	<i>Zostera noltii</i>			<i>Cymodocea nodosa</i>		
	g AFDW/m ²		g AFDW/m ²			
	B AbGr	B BeGr	B AbGr	B BeGr		
H	71,6	141,35	71,14	147,27		
H	65,2	95,43	68,14	90,89		
H	59,53	198	41,35	47,09		
H	62,69	215,76	47,82	101,77		
Moyenne	64,755	162,635	57,1125	96,755		
gC/m ²	18,60	46,73	15,60	26,43		
gCO ₂ eq/m ²	68,22	171,34	57,22	96,93		
tCO ₂ eq/ha	0,68	1,71	0,57	0,97		
L	118,65	138,26				
L	110,98	160,26				
L	112,46	178,2				
L	76,63	120,63				
Moyenne	104,68	149,338				
gC/m ²	30,07	42,90				
gCO ₂ eq/m ²	110,28	157,33				
tCO ₂ eq/ha	1,10	1,57				
Total tCO ₂ eq/ha	1,78	3,28	0,57	0,97		
Total Herbiers Zn tCO ₂ eq/ha	5,07					
Total Herbiers Cn tCO ₂ eq/ha	1,54					
Total Herbiers tCO ₂ eq/ha	6,61					
	Zn dense	Zn moy dense	Zn peu dense	Cn dense	Cn moy dense	Cn peu dense
Surfaces	7035,1	21869,3	16337,7	2159,5	5544,0	14476,6
Total tCO ₂ eq/ type d'herbier	35667,96	110877,35	82832,14	3325,63	8537,76	22293,96
Total tCO ₂ eq herbiers	263534,80					

Des valeurs d'enfouissement du carbone sont données par Duarte et al. (2013) pour les deux espèces de phanérogames rencontrées dans le PNBA, à savoir *Z. noltii* (2,9 gC.m⁻².an⁻¹) et *C. nodosa* (4,4 gC.m⁻².an⁻¹) (Tableau 23).

Tableau 23 : Valeurs d'enfouissement du carbone pour *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* (Duarte et al. 2013).

		<i>Zostera noltii</i>			<i>Cymodocea nodosa</i>	
gC.m ⁻² .an ⁻¹		2,9			4,4	
tCO ₂ eq/Ha/an		0,11			0,16	
	Zn dense	Zn moy dense	Zn peu dense	Cn dense	Cn moy dense	Cn peu dense
Surfaces	7035,1	21869,3	16337,7	2159,5	5544,0	14476,6
Total tCO ₂ eq/an/type d'herbier	773,86	2405,62	1797,15	345,52	887,04	2316,26
Valeurs pondérées	773,86	1202,81	449,29	345,52	443,52	579,06
Total		2 361 548 USD ou 84 661 490 MRU				
Total pondéré		1 050 955 USD ou 37 676 734 MRU				

La méthode d'évaluation de la fonction de régulation carbone par les herbiers consiste à prendre en compte l'absorption du carbone par les plantes, mais aussi la quantité retenue dans le sédiment sous les herbiers, faisant de ces écosystèmes des hot-spots de la séquestration carbone (Duarte et al., 2004 ; Orth et al., 2006). Des travaux récents montrent que cette capacité des herbiers dépend de nombreux facteurs dont les espèces de phanérogames, les types de sédiments, l'organisation et les liens avec les écosystèmes adjacents (Gullström et al., 2018). Par ailleurs, les mêmes auteurs montrent que la dynamique des carbonates pourrait interférer avec le stockage du C_{org}. Les résultats suggèrent que des évaluations précises de la fonction "puits de carbone" soient réalisées pour une meilleure compréhension des processus plante-sédiment et une meilleure connaissance de la dynamique du carbone sédimentaire en lien avec les types d'habitats, dans un contexte d'organisation des écosystèmes à différentes échelles spatiales.

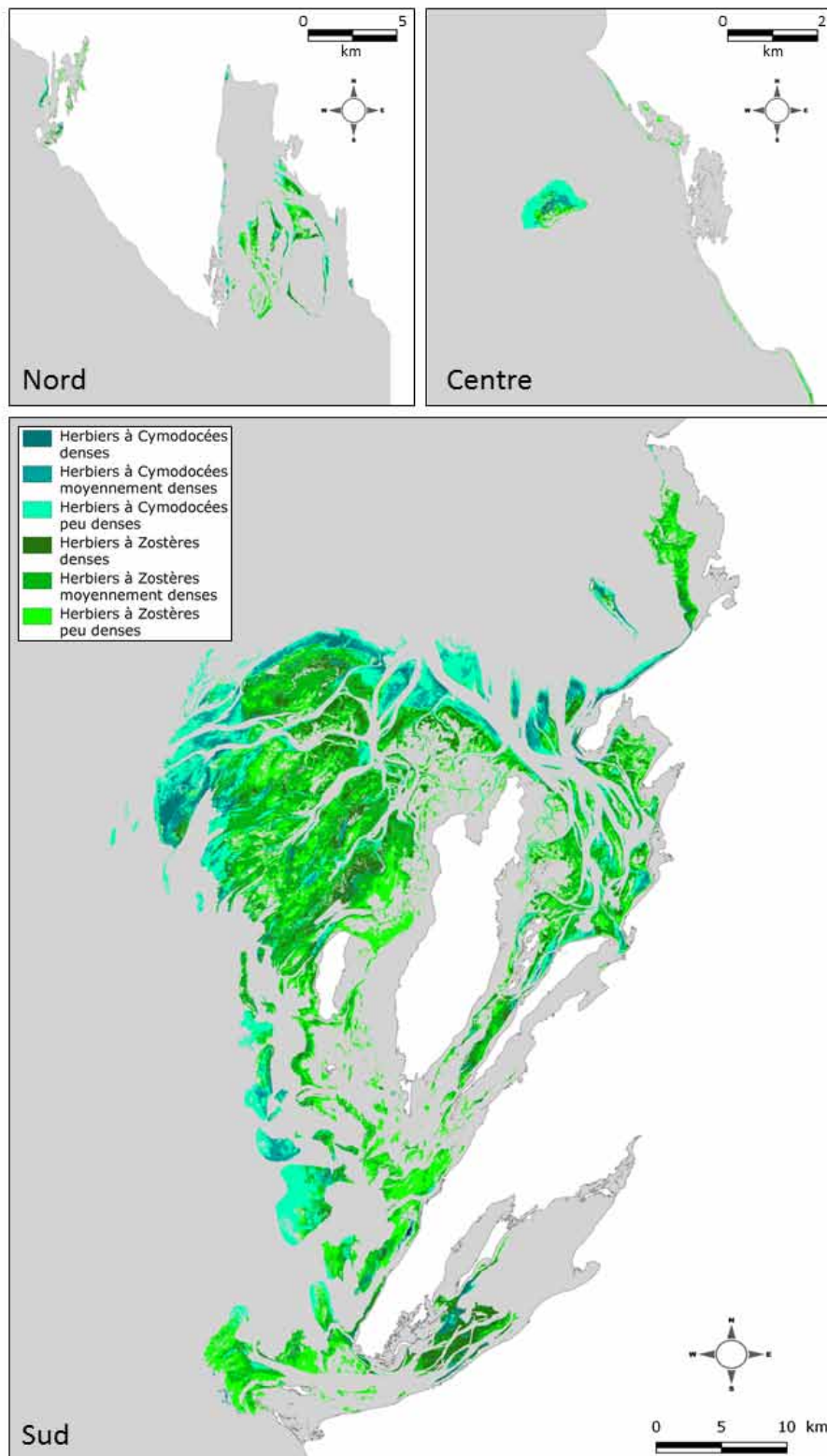


Figure 34 : Carte de répartition géographique des herbiers de phanérogames du PNBA.

3.2. Marais salés

Le stock global de carbone accumulé dans le sol des marais salés, à l'échelle mondiale, est estimé entre 0,4 et 6,5 Pg C, soit une variabilité de 16 points (Duarte et al., 2013). Le taux moyen d'accumulation du carbone dans ces écosystèmes est de $244,7 \pm 26,1 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Ouyang et Lee, 2014), mais ce chiffre est calculé sur une base de données très hétérogène (Chastain et al., 2018). L'Europe et l'est de l'Amérique du nord contribuent fortement à cette valeur alors que d'autres continents, comme l'Afrique, l'Asie de l'Est et l'Australie ont très peu ou pas de données. La très grande variabilité spatiale et temporelle des taux d'accumulation de carbone d'un site à l'autre se traduit par des valeurs mondiales variant de 0,9 à $31,4 \text{ TgC.an}^{-1}$ (Ouyang et Lee, 2014), soit un écart de 35 points et une variabilité 7 fois plus importante que pour les mangroves (Ouyang et Lee, 2014 ; Donato et al., 2011).

Les concentrations en carbone organique sédimentaire des marais salés sont très importantes (Chmura et al., 2003). Les processus de séquestration de carbone y sont très comparables à ceux des herbiers. À l'échelle mondiale, il est reconnu que les fonds sédimentaires contiennent la plus grande quantité de carbone et qu'environ deux tiers de ce carbone sont présents sous forme de matière organique (Batjes, 1996). De même, le plus gros stock de carbone des marais salés est le carbone organique sédimentaire (Murray et al., 2011), influencé par le taux d'accumulation du carbone.

Les quantités élevées de carbone qui s'accumulent dans cet écosystème proviennent à la fois des plantes, mais aussi beaucoup des dépôts sédimentaires (McKee et al., 2007 ; McKee, 2011). Les sources de carbone dérivant des plantes sont essentiellement issues de la dégradation lente des systèmes racinaires (Middleton et McKee, 2001). Les rapports racines-pousses des plantes des marais salés varient de 1,4 à 50, une grande partie de la production primaire se trouvant dans la biomasse souterraine, pouvant aller jusqu'à 8 m de profondeur (Choi et Wang, 2004). La production primaire nette peut être très élevée, de $1\ 000$ à $4\ 000 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Choi et Wang, 2004). Les quantités de carbone accumulées selon la profondeur sont aussi variables et dépendent de la localisation des marais salés (Choi et Wang, 2004). En considérant les marais bas et moyens, les mesures effectués sur des carottes de sédiment donnent une valeur moyenne de $517,5 \pm 55,9 \text{ gC.m}^{-2}.\text{cm}^{-1}$ dans les 30 premiers centimètres de profondeur, valeur qui décroît plus en profondeur (Choi et Wang, 2004).

La dégradation par les bactéries est limitée par les conditions anoxiques du milieu sédimentaire, favorisant la séquestration du carbone (McLeod et al., 2011). Une part du carbone organique sédimentaire provient également d'autres sources, notamment les zones d'herbiers adjacentes et les macroalgues (Middelburg et al., 1997 ; Bouillon et al., 2003 ; Adame et al., 2012).

La plupart des études montrent que la séquestration du carbone dans les marais salés varie selon les types de communautés végétales, les caractéristiques des sédiments et les taux d'accrétion des sédiments dans le temps. Les espèces du genre *Spartina* (*Spartina anglica*, Gribsholt et Kristensen 2003 - *Spartina patens*, Wang et al., 2007) sont une source importante de carbone organique par reminéralisation dans les zones côtières, mais fonctionnent également comme des puits de carbone pour le CO_2 atmosphérique, et contribuent ainsi significativement au cycle du carbone. La production primaire brute dans les marais salés absorbe une partie importante du CO_2 , transformé en matière organique par la photosynthèse. Selon McLusky et Elliot (2004), Les marais salés peuvent produire 100 à $1000 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (1000

à 4000 gC.m⁻².an⁻¹ pour Choi et Wang [2004]). La littérature donne une fourchette de 100 à 4000 gC.m⁻².an⁻¹ de production de carbone dans les marais salés et un taux moyen d'accumulation du carbone de 244,7 ± 26,1 gC.m⁻².an⁻¹ (Ouyang et Lee, 2014). Les autres valeurs de la littérature sont données dans le tableau 24.

Le bilan carbone des marais salés dépend de l'hydrodynamique et des composantes physiques et biologiques de l'écosystème. La géomorphologie, les espèces végétales et les concentrations de nutriments sont parmi les principaux facteurs influençant la séquestration de carbone dans les milieux humides côtiers (Chmura et al., 2003). Le budget carbone est étroitement lié aux taux de dégradation de la matière organique et au stock de carbone, lui-même dépendant des caractéristiques biochimiques des sédiments, des plantes, de la litière végétale et des communautés microbiennes (Sousa et al., 2010). Enfin, le réchauffement climatique aura probablement un plus grand impact sur les marais salés en raison de l'accélération des taux d'élévation du niveau de la mer, bien qu'aujourd'hui les marais salés accumulent les sédiments verticalement, à peu près en équilibre avec l'élévation du niveau de la mer (Church et al., 2001).

➤ Marais salés du PNBA

Les marais salés du PNBA occupent 26,1 km² (Figure 35), leur taux d'enfouissement est détaillé dans le tableau 24.

Tableau 24 : Taux d'enfouissement du carbone dans les sédiments des marais salés.

SEDIMENTS		Végétation Halophile moy dense	Végétation halophile peu dense	Total
	t CO ₂ eq/ha/an	1469 ha	1138,3 ha	
Chastain et al. 2018	5,4			
McLeod et al. 2011	8,0			
Ouyang et Lee 2014	9,0			
Sousa et al. 2017	9,0			
Craft et al. 2003	1,6			
Choi et Wang 2004	3,9		t CO ₂ eq	
Moyenne	6,1	8997,87	6972,28	15970,15
Valeurs pondérées		4498,94	1743,07	6242,01
Total		4 423 731 USD ou 158 590 746 MRU		
Total pondéré		1 729 035 USD ou 61 985 901 MRU		

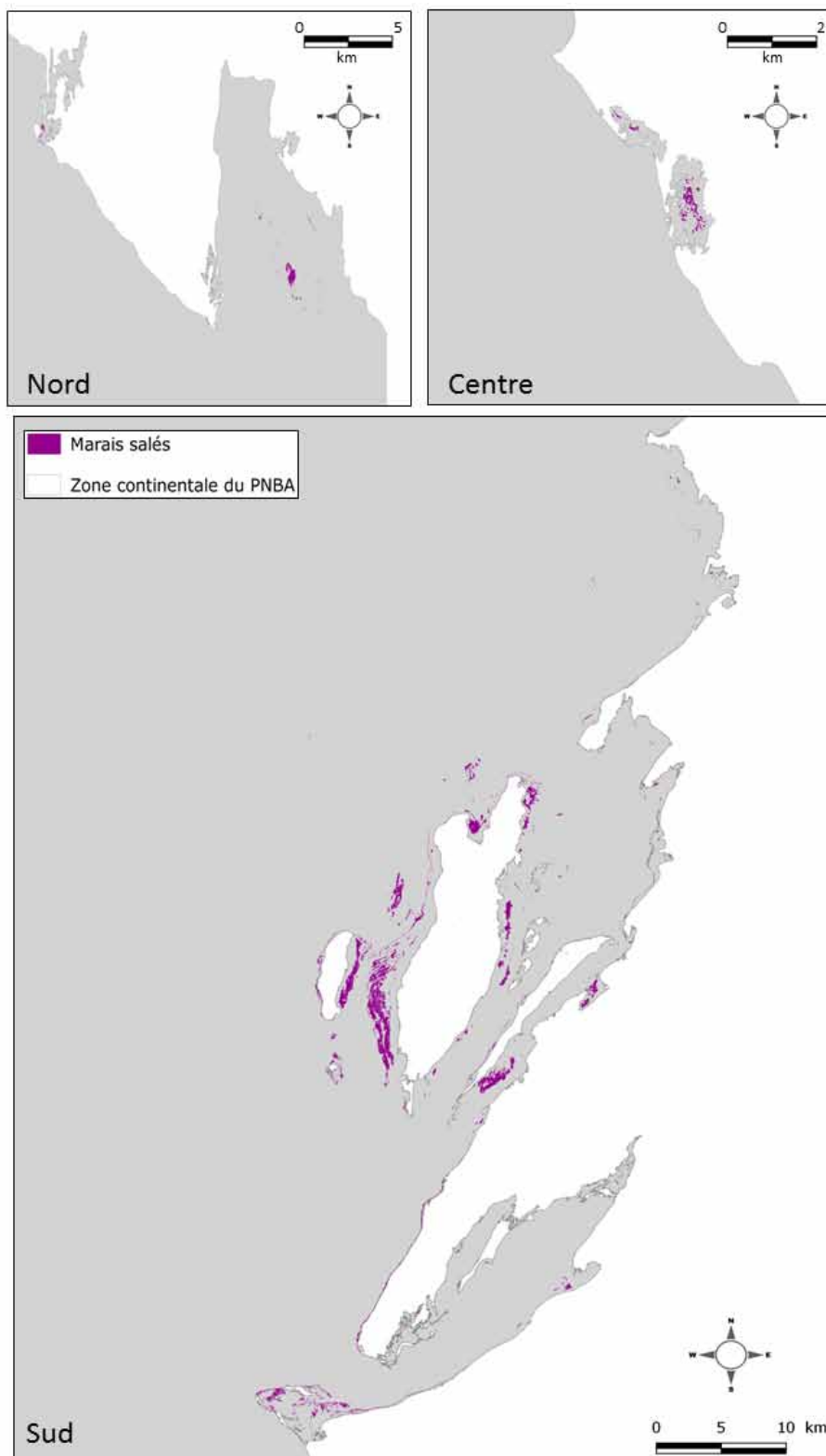


Figure 35 : Carte de répartition géographique des marais salés du PNBA.

3.3. Mangroves

Les mangroves occupent seulement 2% de la surface océanique côtière mondiale, mais représentent environ 5% de la production primaire nette, 12% de la respiration des écosystèmes et environ 30% de l'enfouissement du carbone sur toutes les marges continentales des mers subtropicales et tropicales (Alongi et Mukhopadhyay, 2015).

Le stock de carbone des mangroves comprend plusieurs compartiments et se répartit dans les troncs et les feuilles, les racines, les bois morts, les jeunes pousses et le sol. Le compartiment de stockage correspond au sol, avec plus de 50% du stock de carbone des mangroves (Adame et al., 2017). L'autre compartiment important est celui de la biomasse aérienne et souterraine. Une valeur moyenne d'enfouissement de carbone dans le sol des mangroves de $169,33 \text{ gC m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ est donnée par Alongi et al. (2015) à partir de plusieurs sources publiées. McLeod et al. (2011) donnent une valeur moyenne de $226 \pm 39 \text{ gC m}^{-2}.\text{an}^{-1}$, avec une variabilité des valeurs calculées de 20 à $949 \text{ gC m}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

Les sols des mangroves sont constitués d'une couche anoxique submergée d'épaisseur variable, dans lesquels les processus de décomposition anaérobies s'opèrent. Ils présentent des concentrations de carbone modérées à élevées (Donato et al., 2011), en moyenne $1023 \pm 88 \text{ tC.ha}^{-1}$, et très variables selon la nature estuarienne ou océanique des mangroves (Donato et al. 2011), respectivement $1074 \pm 171 \text{ tC.ha}^{-1}$ et $990 \pm 96 \text{ tC.ha}^{-1}$. Des différences significatives sont aussi mesurées dans les quantités moyennes de carbone de la biomasse aérienne et souterraine, la première étant évaluée à 159 tC.ha^{-1} par Donato et al. (2011). D'autres valeurs aussi variables sont données par Phang et al. (2015) pour des mangroves de Singapour, avec un stock de carbone évalué à 497 tC.ha^{-1} dont $307 \pm 33.2 \text{ tC.ha}^{-1}$ dans les sédiments.

Ces valeurs sont rassemblées dans le tableau 25, en $\text{t CO}_2\text{eq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

➤ Mangroves du PNBA

Les mangroves résiduelles de Mauritanie sont présentes essentiellement entre le cap Timiris et le cap Iwik (Figure 36). L'espèce est *Avicennia germinans*. Les surfaces occupées par les mangroves sont données dans le tableau 25.

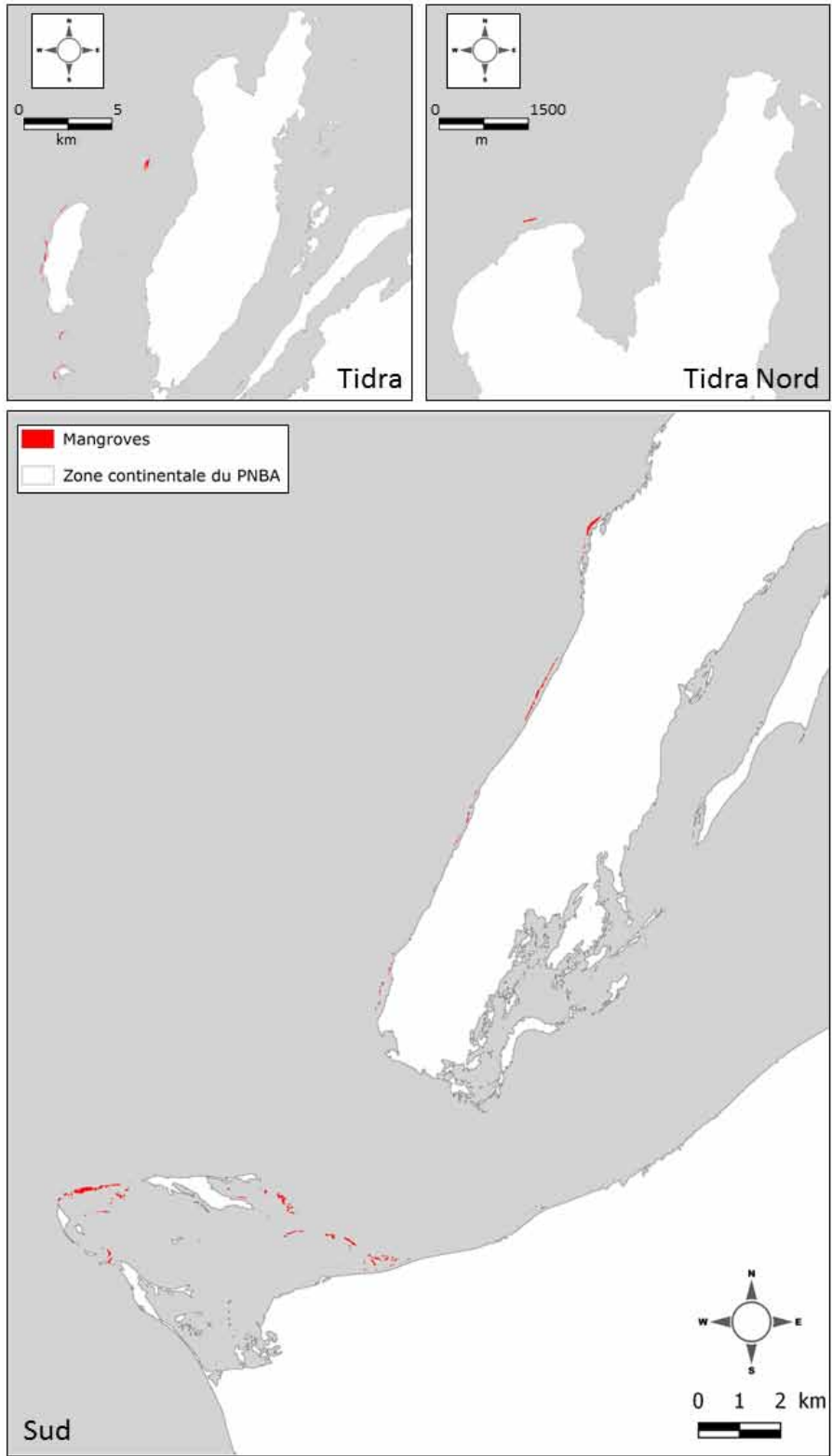


Figure 36 : Carte de répartition géographique des mangroves du PNBA.

Tableau 25 : Valeurs de carbone dans la biomasse végétale des mangroves, dans les sédiments des mangroves et taux de séquestration.

BIOMASSE		Mangroves denses	Mangroves moy. denses	Mangroves peu denses	Total
	t CO ₂ eq/ha	5,2 ha	16,8 ha	56,4 ha	
Twiley et al. 1992	615,7				
Bridgham et al. 2006	810,3				
Laffoley et Grimsditch 2009	293				
Murray et al. 2011	563				
Siikamäki et al. 2012	540,8				
Doughty et al. 2016	238,36			t CO ₂ eq	
Moyenne	510,19	2653	8572,2	28774,7	39999,9
SEDIMENTS					
	t CO ₂ eq/ha/an				
McLeod et al. 2011	8,29				
Alongi et Mukhopadhyay 2015	0,04				
Bouillon et al. 2007	4,91				
Alongi 2009	7,74				
Breithaupt et al. 2012	5,98			t CO ₂ eq	
Moyenne	5,39	28,03	90,55	304	422,58
Valeurs pondérées		28,03	45,28	76	149,31
Total			117 054,7 USD ou 4 196 411 MRU		
Total pondéré			41 358,87 USD ou 1 482 715 MRU		
SEQUESTRATION					
	t CO ₂ eq/ha/an				
Twiley et al. 1992	3,67				
Jennerjahn et Ittekkot (2002)	4,22				
Chmura et al. 2003	7,7				
Duarte et al. 2005	5,1				
Bouillon et al. 2008	4,22				
Nellemann et al. 2009	5,097				
Murray et al. 2011	6,32				
Siikamaki et al. 2012	4,22				
Ray et al. 2011	6,20				
Eid et Shaltout 2016	0,22			t CO ₂ eq	
Moyenne	4,70	24,44	78,96	265,08	368,48
Valeurs pondérées		24,44	39,48	66,52	130,44
Total			102 068,96 USD ou 3 659 172 MRU		
Total pondéré			36 131,88 USD ou 1 295 328 MRU		

3.4. Vasières

Les vasières intertidales du PNBA occupent 121,2 km² (Figure 37).

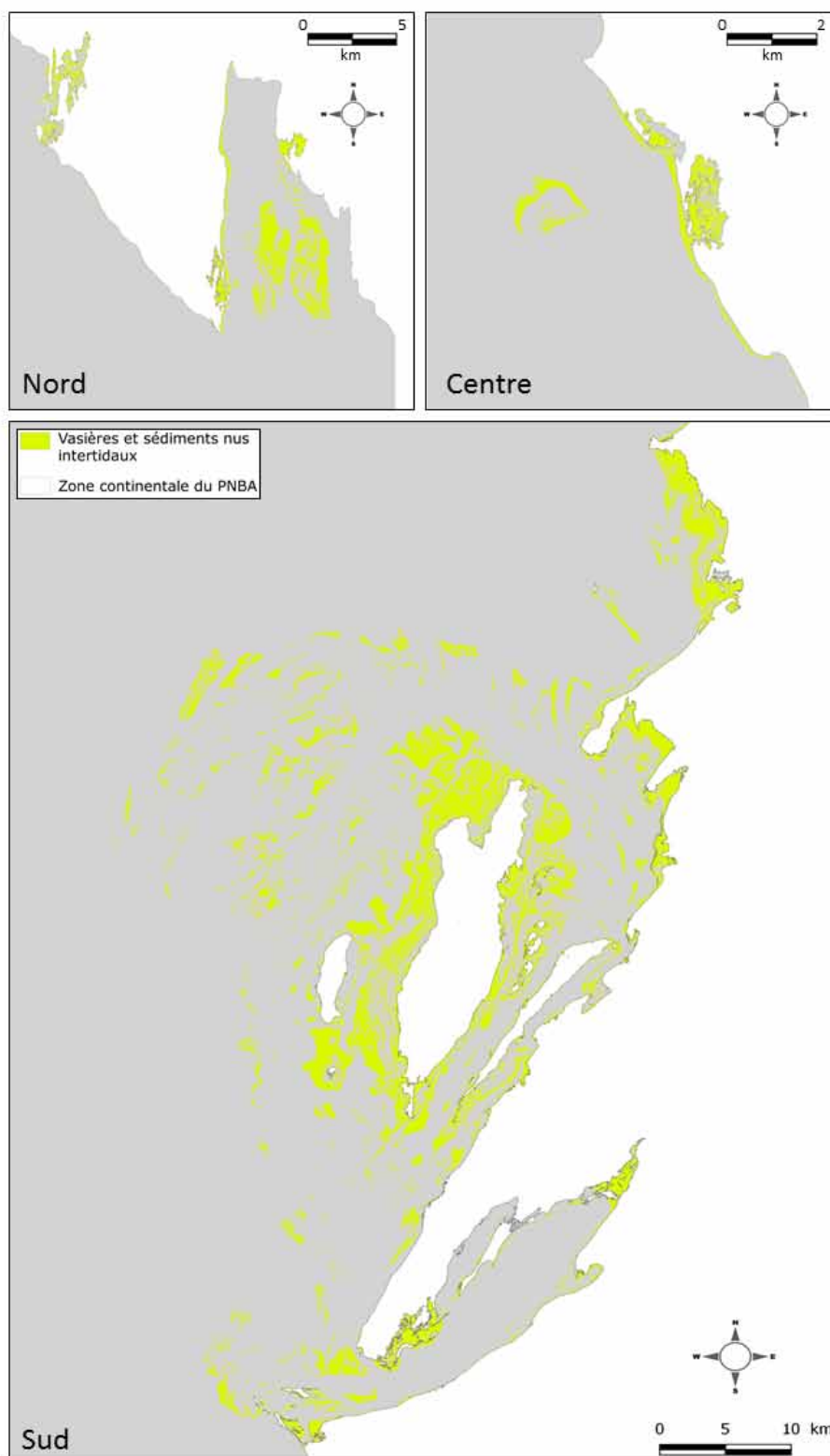


Figure 37 : Carte de répartition géographique des vasières du PNBA.

Les données relatives aux capacités de séquestration de carbone dans les vasières sont rares dans la littérature. La seule valeur en référence au stockage de carbone dans les vasières et zones sédimentaires sans végétation est celle de Phang et al. (2015) avec 124–143 tC.ha⁻¹, toutefois, ces zones sont proches des milieux estuariens et une grande partie du carbone provient sûrement des écosystèmes proches, tels que les mangroves.

Dans le contexte du PNBA, le carbone organique provient essentiellement de la flore du microphytobenthos (MPB) à laquelle est associée une dynamique liée à la fois à la remise en suspension par les vagues et les courants à marée haute, et les capacités de migration verticale dans les premiers centimètres de sédiment (Barnett 2013).

Clavier et al. (2014) ont mesuré la production nette de la communauté benthique des sédiments nus intertidaux et subtidaux de sites du sud du PNBA. Ils obtiennent les valeurs présentées dans le tableau 26, soit une gamme de valeurs de 0,24 à 2,11 tCO₂eq.ha⁻¹.an⁻¹ pour les sédiments intertidaux et 1,5 à 13,7 tCO₂eq.ha⁻¹.an⁻¹ pour les sédiments subtidaux. Selon Oakes et Eyre (2014), 30% de ce carbone serait enfouï dans le sédiment, soit en fonction des valeurs précédentes, 0,073 à 4,1 tCO₂eq.ha⁻¹.an⁻¹ (Tableau 26).

L'absence de données chiffrées sur la répartition du MPB dans les vasières du PNBA ne permet pas d'évaluer la capacité globale de séquestration carbone dans ces milieux.

Tableau 26 : Valeurs de séquestration carbone dans les vasières.

SEQUESTRATION VASIERES				
	mmolC/m ² /jour		t CO ₂ eq/ha/an	
	subtidal	intertidal	subtidal	intertidal
Clavier et al. 2014	9,3 – 84,7	1,5 – 13,1	1,5 – 13,7	0,24 – 2,12
	Enfouissement	30%	0,45 – 4,11	0,07 – 0,64

3.5. Influence de l'upwelling Mauritanie sur le secteur du PNBA

L'upwelling au large de la Mauritanie est documenté depuis les années 80 (Hempel, 1982), mais peu de travaux ont été menés sur les relations entre la zone d'upwelling et les petits fonds du Banc d'Arguin. La dynamique hydrographique dans la région suggère que les eaux océaniques arrivent dans les zones peu profondes du banc d'Arguin par le nord, au sud du cap Blanc. Une partie de cette eau remonte vers le nord dans la baie du Lévrier, mais la majeure partie se déplace vers le sud en direction de l'île de Tidra. Cette dynamique est fortement soumise au régime des marées qui « pompent » une partie du courant des Canaries dans la baie au sud du cap Blanc, ainsi qu'aux vents. Cette entrée d'eau massive dans la baie pourrait influencer la dynamique écologique du banc d'Arguin, et notamment les processus liés à l'enrichissement de l'eau par les nutriments profonds pompés par l'upwelling. Toutefois, les diatomées caractéristiques de la zone d'upwelling ne se retrouvent pas dans la zone est du Banc d'Arguin (Wolff et al., 1993). Des études anciennes décrivent la différence des communautés de phytoplancton entre la région est du Banc d'Arguin et celles de la zone

d'upwelling (Reyssac, 1977). Ces résultats sont confirmés par Carlier et al. (2015) dans leur étude sur l'influence de l'upwelling sur la zone du banc d'Arguin, notamment l'analyse de l'influence de la production phytoplanctonique issue de l'upwelling dans le réseau trophique du Banc d'Arguin. Ces résultats suggèrent que les invertébrés benthiques et les poissons vivant dans la partie nord-ouest du banc d'Arguin dépendent de la production de phytoplancton remontant à proximité, mais que cette source de nourriture ne contribue pas à l'alimentation des communautés benthiques intertidales dans le sud-est de Banc d'Arguin. Les signatures isotopiques des poissons suggèrent une faible connectivité trophique entre la zone subtidale nord et la zone intertidale sud-est. Ces résultats soutiennent l'hypothèse selon laquelle la région sud-est fonctionne comme un écosystème distinct avec un réseau trophique soutenu principalement par la production primaire benthique locale. Il n'y aurait donc pas d'influence de l'upwelling dans la zone du parc, la production primaire benthique étant à la base du réseau trophique.

La productivité primaire planctonique associée à la zone d'upwelling pourrait contribuer à l'absorption de carbone dans la baie du Lévrier, à un taux pouvant varier de 192 à 929 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$. Au nord de Tidra, cette valeur est de 41 – 164 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$. Il faut également tenir compte de la saisonnalité des apports de l'upwelling, de février-mars chaque année (2 mois) (Farikou et al., 2013).

La zone du Parc Naturel du Banc d'Arguin est donc très peu influencée par l'upwelling (Carlier et al., 2015).

4. DISCUSSION

L'évaluation de la capacité de séquestration et de stockage de carbone dans les écosystèmes côtiers du PNBA est limitée par la disponibilité de données. Une évaluation précise nécessite une connaissance approfondie de la capacité de stockage du carbone dans les écosystèmes. Des études complémentaires relatives aux concentrations de carbone dans les sédiments, impliquant des prélèvements et des analyses chimiques sont nécessaires. Selon l'épaisseur de la matrice des herbiers, les capacités de stockage de carbone varient également. Il semble opportun d'effectuer des carottages dans plusieurs types d'herbiers afin d'évaluer l'épaisseur de la matrice et déterminer avec plus de précision la contribution de ces écosystèmes au stockage du carbone organique (Greiner et al., 2013). Ces remarques sont aussi valables pour les zones sédimentaires des mangroves reliques, ainsi que dans les zones de vasières. La très grande variabilité des données de la littérature, relative à la grande diversité d'écosystèmes et espèces d'écosystèmes équivalent à l'échelle du globe, rend difficile le transfert de valeur, qui permet ici simplement d'indiquer que la fonction écosystémique de séquestration du carbone existe.

Les valeurs relatives aux zones d'herbier reposent sur des valeurs réelles mesurées sur les espèces et secteurs à l'intérieur du PNBA. Pour les autres écosystèmes, des valeurs des taux de carbone en $\text{tCO}_2\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sont des valeurs moyennes issues de la littérature et pourraient ne pas correspondre à la réalité de terrain pour les écosystèmes du PNBA.

Les herbiers sont les écosystèmes participant le plus à la séquestration du carbone dans le périmètre du PNBA. Les autres compartiments couvrent des surfaces relativement faibles en comparaison de celles occupées par les herbiers (82% des surfaces cartographiées – Mangroves = 0,1%, Marais salés = 3,2%, vasières = 14,7%). L'absence de données sur les taux de carbone réellement stockés dans les sédiments des herbiers ne permet pas d'évaluer précisément cette fonction. Il en va de même pour les vasières, dans lesquelles la présence d'un biofilm de microphytobenthos est avérée. Toutefois, les valeurs de carbone organique sédimentaire contenu dans les vasières sont des données essentielles pour estimer les taux de carbone enfoui dans ces écosystèmes, qui représentent 14,7% de la surface cartographiée dans le cadre de cette étude. Une répartition de la densité du microphytobenthos à l'échelle des vasières semble incontournable pour chiffrer ce service de séquestration dans le sol. Un travail approfondi sur la réflectance du MPB à la surface du sédiment, dérivé d'images satellites hyperspectrales, est nécessaire pour tenter de quantifier le MPB et évaluer la répartition spatiale à grande échelle. Toutefois, les biofilms du MPB sont soumis à une dynamique des courants et de la houle qui rendent très difficile des évaluations fiables et comparables.

5. RECOMMANDATION POUR UNE EVALUATION FINE DE LA CAPACITE DE SEQUESTRATION

CARBONE DANS LES ECOSYSTEMES DU PNBA – INVENTAIRES CARBONE.

Pour comprendre précisément la capacité des écosystèmes marins à modérer les changements environnementaux, des évaluations précises des stocks de carbone et des flux actuels ou potentiels liés à la dégradation de ces systèmes doivent être réalisées. Cette procédure consiste à créer un inventaire carbone. Ces inventaires peuvent être réalisés à l'échelle d'un site, d'un territoire, d'un pays ou à l'échelle globale mondiale.

Évaluer le stock de carbone pour un territoire donné nécessite de connaître

- 1) la distribution spatiale et temporelle des écosystèmes végétaux du littoral en lien avec les usages des populations locales,
- 2) le stock de carbone du secteur et les taux d'accumulation de carbone, et
- 3) les émissions potentielles de carbone qui résulteraient des changements anticipés ou potentiels de l'environnement.

Ces inventaires "carbone" sont très variables en fonction des données disponibles. L'IPCC - GIEC⁵ identifie trois niveaux de détail dans les inventaires carbone, en fonction des données connues et de leur précision :

⁵ L'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) ou GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) est un organisme intergouvernemental, ouvert à tous les pays membres de l'ONU, dont la mission est d'évaluer les informations scientifiques, techniques et socio-économiques nécessaires à la compréhension des risques liés au réchauffement d'origine humaine, identifier les conséquences possibles et envisager des stratégies d'adaptation et d'atténuation.

Niveau	Besoins	Informations
1	Niveau de base du GIEC	Les évaluations de niveau 1 sont les moins précises et reposent sur des hypothèses simplifiées et sur les valeurs publiées du GIEC pour les données d'activité et les facteurs d'émission. Les évaluations de niveau 1 peuvent avoir une large plage d'erreur de +/- 50% pour les valeurs hors-sol et de +/- 90% pour les réserves de carbone sédimentaire (sols).
2	Données spécifiques à des pays	Les évaluations de niveau 2 incluent des données spécifiques à un pays ou à un site et ont une précision et une résolution plus fine. Par exemple, un pays peut connaître le stock de carbone moyen de différents types d'écosystèmes au sein du pays.
3	Inventaire détaillé des stocks de carbone, évaluation temporelle de l'évolution des stocks et modèles	Les évaluations de niveau 3 requièrent des données très spécifiques sur les stocks de carbone pour chaque écosystème en lien avec les usages, ainsi que des mesures répétées dans le temps pour évaluer les évolutions temporelles des flux de carbone dans la zone ou en dehors. Les flux de carbone sont évalués à travers des mesures directes sur le terrain ou par le biais de modèles

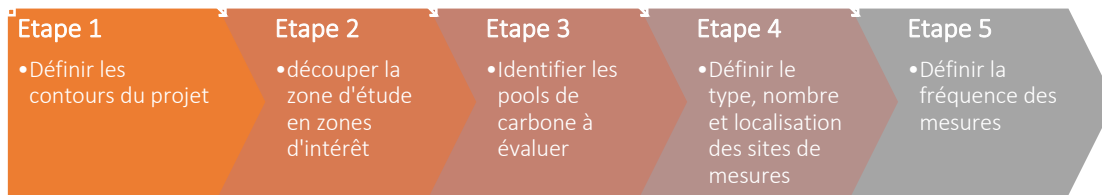
Un stock de carbone est la quantité de carbone organique (C_{org}) stockée dans un écosystème, généralement exprimée en mégagrammes de carbone organique par hectare ($Mg C_{org}.ha^{-1}$) sur une profondeur de sol donnée. Ces stocks sont déterminés en cumulant tous les pools de carbone pertinents dans la zone étudiée. Les pools de carbone sont des réservoirs, tels que le sol, la végétation, l'océan et l'atmosphère, qui stockent et libèrent du carbone.

Les pools de carbone dans les écosystèmes sont différenciés en pools à court terme (ex. moins de 50 ans, biomasse vivante) et à long terme (ex. pendant des siècles ou des millénaires, carbone organique du sol). Pour les objectifs "carbone bleu", les pools de carbone à long terme sont les plus importants pour déterminer le potentiel d'atténuation carbone (IPCC, 2007 ; Protocole de Kyoto, 1998).

La planification de l'estimation d'un stock de carbone nécessite quatre phases :

- 1) Conception du programme d'acquisition de données
- 2) Etudes de terrain pour évaluer les pools de carbone
- 3) Préparation des échantillons et analyses en laboratoire
- 4) Calculs du stock de carbone à l'échelle de la zone étudiée.

5.1. Elaboration du programme de mesures



Les projets doivent être conçus avec un objectif final afin d'obtenir des estimations fiables et robustes des stocks de carbone. La conception du projet varie en fonction des exigences locales et du type d'écosystème. Une fois que les détails du projet ont été décidés, les mesures peuvent commencer. Les techniques de terrain pour mesurer la biomasse vivante aérienne et souterraine dans les différents écosystèmes varient entre les mangroves, les marais salés et les herbiers. Des méthodes de mesures précises sont décrites dans :

Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., Pidgeon, E. (eds.) (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 182p.



FONDS FRANÇAIS POUR
L'ENVIRONNEMENT MONDIAL



PARC NATIONAL DU BANC D'ARGUIN



Évaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie

Rapport Final

Décembre 2018

