

CHAPITRE 1 : ÉVALUATION DU SERVICE DE PROTECTION COTIERE RENDUS PAR LES ECOSYSTEMES MARINS DU BANC D'ARGUIN, MAURITANIE

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

1. INTRODUCTION

La structure physique du littoral est étroitement liée à la présence d'écosystèmes côtiers fournissant des services essentiels à la population en réduisant les impacts physiques de l'érosion, des dommages dus aux tempêtes et aux inondations. Ces écosystèmes assurent trois processus importants : l'atténuation des vagues, la réduction des marées de tempête et le maintien d'une faible profondeur. En effet, les canopées des végétations marines côtières (herbiers, marais salés, mangroves) réduisent la force du courant et atténuent l'agitation de la mer (Ackerman et Okubo, 1993 ; Koch et al., 2009), augmentent la contrainte de cisaillement et dissipent l'énergie des vagues (Mendez et Losada, 2004 ; Bouma et al., 2005). Leurs taux d'accrétion sédimentaire maintiennent l'élévation des habitats peu profonds. Ces caractéristiques physiques atténuent l'élévation du niveau de la mer et l'action des vagues associées au changement climatique (Duarte et al., 2013). A raison de 3 mm par an (Church et White, 2011 ; Thompson et al., 2017), l'élévation du niveau de la mer rend les populations des zones côtières vulnérables à l'érosion côtière et aux inondations (GIEC, 2007 ; McGranahan et al., 2007 ; FitzGerald et al., 2008), d'autant que le changement global augmentera la fréquence et l'ampleur de nombreux risques naturels tels que les tempêtes, les ouragans et les tsunamis (Shepard et al., 2011). La productivité élevée des herbiers, des marais salés et des mangroves, et leur capacité à accumuler les sédiments, leur permet de séquestrer le carbone et de maintenir un niveau d'élévation des habitats marins atténuant ainsi les conséquences du changement global (Duarte et al., 2013).

En Mauritanie, l'évolution climatique des trente dernières années se manifeste par un accroissement de l'aridité climatique (MEDD, 2010) ; une alternance brusque d'années sèches et humides (Somé, 2010) ; l'arrivée tardive des précipitations et la grande intensité des pluies (Nouaceur, 2009) ; des événements météorologiques extrêmes avec des tempêtes marines entraînant l'érosion et l'amincissement du cordon littoral de la plaine côtière (en 1987, 1992, 2004, 2006 et 2013). En 2013, la tempête, considérée catastrophe naturelle liée au climat, qui a provoqué une rupture de brèche provoquant l'inondation des bas quartiers de Nouakchott. Située sous le niveau de la mer, Nouakchott est très vulnérable aux inondations à la moindre brèche du cordon dunaire. Ces catastrophes naturelles liées aux grandes inondations marines dans les zones basses ou fragilisées du littoral risquent d'augmenter avec l'accroissement de la fréquence des vents forts et le renforcement de la fréquence des ondes de tempête de l'Atlantique. Plus au nord, le Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) semble beaucoup moins vulnérable en raison de 1) la faible population humaine, environ 1 300 habitants (Fall, 2014) et très peu d'infrastructures le long de la côte et de 2) la succession d'habitats marins peu profonds tels que les herbiers de phanérogames, les vastes étendues de vasières intertidales, les marais salés et les mangroves capables d'atténuer l'énergie des vagues et des courants. Pourtant, le littoral du PNBA subit des conditions hydrodynamiques fortes et le transport éolien de sable depuis le désert du Sahara. Concernant l'hydrodynamisme côtier, d'après Thomas et

Senhoury (2007), les hauteurs de houle au large de la Mauritanie varient de 1,7 m (mai-juin) à 2,7 m (décembre-janvier). Les courants dans la région sont très complexes (Michel et al., 2009), mais le courant principal entre dans le golfe d'Arguin par le nord, au Cap Blanc, et traverse tout le banc vers le sud en 30 jours (Hannebuth et Lantzsich, 2008 ; Sevrin-Reyssac, 1993 ; Michel et al., 2009). Les courants de marées et de vents se surajoutent aux courants océaniques (Peters, 1976). Le marnage peut atteindre jusqu'à 2,5 m pendant les marées d'équinoxe (Wijnsma et al., 1999), avec des courants de surface atteignant la vitesse de 2-3 m.sec⁻¹ (Wolff et al., 1993 ; Klicpera et al., 2015). Les vents venant généralement du nord, sont la plupart du temps de force 4 à 6 sur l'échelle de Beaufort (Ould Dedah, 1993). Côté terrestre, l'apport éolien de sable est déterminant dans la cinématique du trait de côte. Le long du PNBA, les apports éoliens se font par avancées dunaires dans le Nord, et sont d'origine lithométéoriques dans la partie centrale et se font par érosion de champs dunaires au sud (Barusseau, 1985 ; Faye, 2010). Par conséquent, l'équilibre du trait de côte est particulièrement sensible aux changements climatiques qui pourraient affecter le régime des vents, des courants, le niveau de la mer, ainsi que l'intégrité des écosystèmes marins côtiers.

Dans le PNBA, l'étagement de la végétation marine dépend du temps d'immersion et/ou d'émersion des plantes. La protection du littoral résulte des caractéristiques biotiques et abiotiques de chaque écosystème (Barbier et al., 2008 ; Feagin, 2008). En effet, bien que les structures biotiques semblent amortir la plus grande partie de l'énergie des vagues, celle-ci est également affectée par la géomorphologie et la bathymétrie locales (Komar, 1998 ; Spalding et al., 2014). La diversité des plantes marines, présentes à des profondeurs différentes, complexifie l'évaluation du service de protection côtière (Quartel et al., 2007), car chaque communauté biotique présente un coefficient de traînée et donc d'atténuation des vagues entrantes spécifique. Les vagues approchant la zone côtière du PNBA sont d'abord atténuées lorsqu'elles entrent en contact avec la bordure du banc, en raison d'un changement important de la profondeur (Hannebuth et al., 2013 ; Klicpera et al., 2015). Les vagues se propagent ensuite à travers les herbiers marins, et sont plus ou moins atténuées selon la fraction de la colonne d'eau occupée par la végétation (Fonseca et Cahalan, 1992 ; Koch et al., 2006). Une onde moins énergétique finit par atteindre les mangroves et/ou les marais salés dans la partie haute de l'estran qui, par la combinaison de la rigidité plus importante des espèces (plus ligneuses) et de la plus faible hauteur d'eau, sont souvent plus efficaces pour atténuer les vagues (Bouma et al., 2005).

Cette étude a pour objectifs de cartographier les écosystèmes marins du PNBA et d'identifier le taux d'atténuation des vagues de chaque écosystème en fonction de la distance parcourue par une vague entrante. Une attention particulière a été portée à la qualité de l'habitat, comme la densité de la végétation, qui est un aspect très important, mais souvent peu étudié, de la non-linéarité des services écosystémiques, telle que la protection côtière (Koch et al., 2009 ; Bouma et al., 2014). La monétarisation du service de protection côtière pour le Parc National du Banc d'Arguin est également abordée.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Site d'étude

Le Banc d'Arguin se situe en Afrique de l'Ouest, et est une zone de vasières et d'eaux côtières peu profondes bordant le désert du Sahara. Localisé entre les latitudes 19°20' N et 20°30' N le long de la côte mauritanienne, il est délimité au nord par le Cap Blanc et par le Cap Timiris au sud (Figure 3). Depuis 1976, environ 12 000 km² ont été inclus dans le Parc National du Banc d'Arguin, partagé entre le domaine maritime et désertique. La partie sud-est du Banc d'Arguin comprend une vaste étendue de vasières intertidales essentiellement recouvertes d'herbiers de phanérogames marines et de micro-algues benthiques, le microphytobenthos (Wolff et Smit, 1990 ; Honkoop et al., 2008). Les vasières intertidales supportent des densités extrêmement élevées d'oiseaux limicoles, migrant le long l'Atlantique Est pour rejoindre le PNBA en hiver (Altenburg et al., 1982 ; Smit et Piersma, 1989 ; van der Geest, 2013). Dans les années 1970, des études de courantologie indiquaient un courant dominant vers le sud, avec le Banc d'Arguin agissant comme une pompe à eau en raison des actions combinées de la marée et des vents dominants (Peters, 1976). L'hydrologie et la bathymétrie est particulièrement complexe dans les zones intertidales (Sevrin-Reyssac, 1993 ; Aleman et al., 2014) et à notre connaissance, aucun modèle hydrodynamique réaliste n'a été proposé.

2.2. Cartographie des écosystèmes

Les habitats côtiers marins ont été échantillonnés du Cap Sainte-Anne au Cap Timiris en avril 2018. Plus de 250 stations marines ont été échantillonnées et approchées par bateau, en naviguant le long des principaux chenaux des zones intertidales. Pour chaque station, l'état écologique des herbiers a été déterminé visuellement en utilisant un système vidéo sous-marin de SeaViewer®. La longueur des feuilles et la densité ont été classées en trois catégories : faible, moyen, élevé. Les vérités terrains ont permis d'estimer la qualité de la classification des images satellite Sentinel 2 et SPOT-6 (cf. Partie 1, Chapitre 1).

2.3. Taux d'atténuation des écosystèmes marins

Le service de protection côtière fourni par les écosystèmes marins dans le PNBA a été évalué en fonction de leurs capacités à atténuer la hauteur des vagues. La méthode classique utilisée pour évaluer l'atténuation des vagues sur le terrain consiste à mesurer à l'aide de capteurs répartis le long d'un transect perpendiculaire à la côte, la hauteur des vagues entrantes (Shepard et al., 2011) tel que :

$$%A = 100 \times \left(1 - \frac{H_2}{H_1}\right)$$

Où %A correspond au taux d'atténuation, H_1 est la hauteur de la vague entrante et H_2 est la hauteur de la vague à la station d'enregistrement.

Quelle que soit la nature du fond, une vague finit toujours par se briser lorsqu'elle atteint le littoral. Cependant, la quantité d'énergie atteignant le rivage dépend d'une part de l'énergie de la vague entrante et d'autre part de la quantité des forces de traînée le long du fond avant d'atteindre la côte. Plus l'énergie de la vague est importante, plus son impact sur le littoral sera important et destructeur pour les habitations et les infrastructures, en particulier en cas de fortes tempêtes. Le service de protection côtière fait référence à un service fourni par les écosystèmes pour la population humaine, ce qui le différencie des processus écosystémiques de protection côtière, faisant références aux capacités biophysiques des écosystèmes à atténuer l'énergie des vagues ou des courants (Costanza et al., 2017). Le service fourni n'est pas nécessairement linéaire avec la surface d'un écosystème (Barbier et al., 2008 ; Koch et al., 2009), il convient donc de prendre en compte, si possible, la variabilité temporelle et spatiale (Koch et al., 2009). La variabilité temporelle peut être observée à des échelles plus ou moins courtes, allant de quelques heures à plusieurs décennies. En effet, l'atténuation des vagues varie en fonction de la hauteur d'eau au-dessus de l'écosystème et de la biomasse des plantes de chaque écosystème. Par conséquent, la marée influence le service de protection côtière sur une base horaire tandis que la biomasse végétale peut varier sur une base saisonnière, souvent plus élevée en été au stade de la reproduction (Chen et al., 2007), et annuelle. D'autre part, la variabilité spatiale peut être observée le long d'un habitat, par exemple, l'atténuation de l'onde entrante est généralement plus forte à la bordure de l'écosystème (Massel et al., 1999 ; Moller, 2006). Aussi, le taux d'atténuation dépend fortement de la qualité de l'habitat, comme la densité des plants, la longueur des feuilles et des tiges pour les herbiers, mangroves et marais salés (Massel et al., 1999 ; Dadouh-Guebas et al., 2005).

Dans le cas d'environnements mésotidaux avec une pente très douce (cas du PNBA), le point de déferlement des vagues entre la marée basse et la marée haute peut varier de plusieurs centaines de mètres. Plus la marée est haute, plus le risque d'inondation est élevé. Dans cette étude, nous avons considéré l'atténuation d'énergie des vagues à marée haute car c'est à ce moment que le risque d'érosion côtière et d'inondation est le plus important. De plus, tous les habitats, subtidaux et intertidaux, sont concernés par l'atténuation de l'énergie des vagues. De cette façon, nous évitons la variabilité temporelle dans l'atténuation des vagues liée aux marées. L'évaluation des taux d'atténuation fournis par chaque écosystème identifié dans le Banc d'Arguin s'est faite sur la base d'une revue bibliographique. La compilation des données brutes sur l'atténuation des vagues a permis d'obtenir un taux d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la largeur de chaque écosystème.

De nombreux paramètres abiotiques et biotiques peuvent influencer la fonction de la protection côtière. Dans cet article, nous avons pris en compte la plupart des facteurs biotiques identifiés par Spalding et al. (2014), tels que la largeur de l'habitat, la densité des plantes, les espèces dominantes, la hauteur et la rigidité du couvert. Nous avons utilisé le module d'élasticité de Young⁴ pour la tension (ET, N.mm⁻²) pour définir la rigidité biomécanique de la plante, qui correspond à la résistance à la déformation (Niklas, 1992). Pour tenir compte de la

⁴ Thomas Young (1773 – 1823) était un physician britannique. Il avait remarqué que le rapport entre la contrainte de traction appliquée à un matériau et la déformation qui en résulte (un allongement relatif) est constant, tant que cette déformation reste petite et que la limite d'élasticité du matériau n'est pas atteinte.

variabilité naturelle et de la plupart des variables abiotiques pouvant interférer avec l'atténuation de la hauteur des vagues, nous avons sélectionné dans la littérature les expériences de terrain et mis de côté les expérimentations en laboratoire et les modélisations. Lorsque les données étaient présentées graphiquement, celles-ci ont été extraites à l'aide du logiciel WebPlotDigitizer v4.1 (<http://arohatgi.info/WebPlotDigitizer/>).

2.4. Analyses statistiques

La modélisation des taux d'atténuation des vagues en fonction de la largeur des écosystèmes a été réalisée avec le logiciel R, version 3.4.1 (R Development Core Team 2017). Les conditions de normalité des données et d'homogénéité des variances ont été vérifiées respectivement suivant les tests de Shapiro-Wilk et de Bartlett. Les modèles ont été validés d'après la distribution des résidus et la significativité des coefficients, atteinte pour une valeur de $p < 0,05$.

3. RESULTATS

3.1. Cartographie et états écologiques des écosystèmes

Les écosystèmes marins côtiers du PNBA se composent majoritairement d'herbiers de phanérogames et de vasières (Figure 11). Au sein des herbiers, deux espèces majoritaires apparaissent, l'une subtidale est immergée en *permanence* *Cymodocea nodosa* et couvre une surface de 221,8 km². L'autre espèce, *Zostera noltii*, est intertidale et émerge au rythme des marées sur une surface de 452,4 km². Au total, les herbiers couvrent une surface de 674,2 km². Une part importante des zones intertidales est occupée par des vasières nues (121,2 km²). Un peu plus haut sur le littoral, les marais salés et les mangroves occupent respectivement 26,1 km² et 0,8 km² (cf. Partie 1, Chapitre 1).

La densité des plantes pour un écosystème modifie le signal transmis aux satellites. A l'échelle du PNBA, ce paramètre a été utilisé pour définir l'état écologique des communautés. Les surfaces de chaque communauté et leurs états écologiques respectifs sont détaillés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Surfaces et états écologiques des écosystèmes marins du PNBA.

Écosystèmes	Densité des plants	Surface (km ²)
Herbiers à <i>Cymodocea nodosa</i>	Dense	21,6
	Moyen	55,4
	Peu dense	144,7
Herbiers à <i>Zostera noltii</i>	Dense	70,4
	Moyen	218,7
	Peu dense	163,4
Mangroves	Dense	0,1
	Moyen	0,2
	Peu dense	0,6
Marais salés	Moyen	14,7
	Peu dense	11,4

3.2. Taux d'atténuation des vagues des écosystèmes marins du PNBA

Les zones humides constituent des habitats de choix, à l'origine d'une productivité primaire importante et peuvent limiter les processus d'érosion du littoral en atténuant l'énergie des vagues. Ce service de protection côtière est affecté par la destruction des habitats comme les marais salés, les herbiers et mangroves liée aux processus d'érosion, à l'augmentation du niveau de la mer, et aux politiques d'aménagement du territoire. Les variations spatio-temporelles du service de protection côtière découlent du type de végétation, de la densité et la hauteur des plants, et du niveau d'eau qui varie en fonction des marées. Lorsqu'il n'y a pas de végétation, comme c'est le cas sur les vasières intertidales nues, l'atténuation des vagues dépend de la bathymétrie, de la pente, et des propriétés physiques des sédiments (Le Hir et al., 2000).

3.2.1. Vasières intertidales

L'atténuation des vagues par les vasières dépend de la pente et des caractéristiques physiques des sédiments (Le Hir et al., 2000). Au sein du PNBA, les vasières intertidales nues couvrent 121,2 km² et sont constituées de sédiments grossiers ($152,4 \pm 16.10 \mu\text{m}$), contenant moins de vase et d'argile que les vasières recouvertes d'herbiers (Honkoop et al., 2008). En l'état actuel des connaissances, nous ne sommes pas en mesure d'ajuster le taux d'atténuation des vasières par la granulométrie des sédiments. De plus, les vasières, contenant beaucoup de débris coquillés, présentent certainement un coefficient de traînée plus important que le sédiment nu.

La modélisation des taux d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance souligne une relation linéaire (Tableau 13).

Tableau 13 : Modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance de vasières (m).

$Y = aX + b$	Estimation	Écart-type	t-value	p-value
Origine à l'ordonnée (b)	15,62	4,80	3,25	1,14e-03
Coefficient (a)	0,013	0,0029	4,65	3,24e-06

Les données brutes issues de la littérature ont permis de modéliser les taux d'atténuation pour des distances très importantes, jusqu'à 3 700 m (Figure 25).

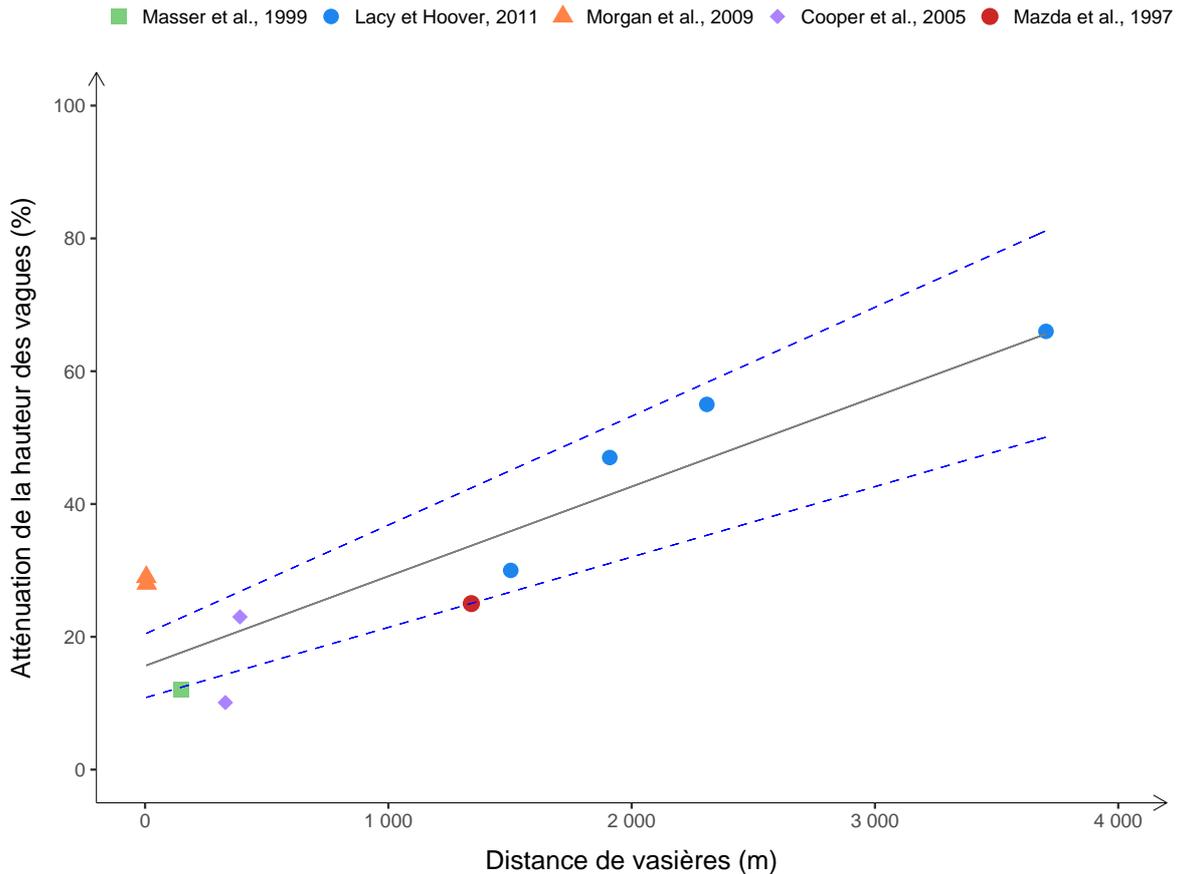


Figure 25 : Taux d'atténuation de la hauteur des vagues (%) en fonction de la largeur des vasières (m).

3.2.2. Herbiers de phanérogames

Le PNBA est couvert par 674,2 km² d'herbiers, dont 221,8 km² par l'espèce subtidale *Cymodocea nodosa*, et 452,4 km² par l'espèce intertidale *Zostera noltii*. Leurs capacités à atténuer l'énergie des vagues et des courants dépendent de la hauteur d'eau : plus la proportion de colonne d'eau est occupée par la végétation, meilleure est l'atténuation des vagues (Fonseca et Callahan, 1992 ; Koch et al., 2006 ; Ward et al., 1984). En conséquence, les herbiers ne rendent pas le même service au cours d'un cycle de marée. De plus, la rigidité, la densité, la longueur des feuilles et leur morphologie sont autant de propriétés biologiques pouvant influencer l'atténuation des vagues. La rigidité des feuilles détermine la force de traînée exercée par les plantes et la capacité des feuilles à se courber et laisser les fluides pénétrer au sein de la canopée. L'atténuation des vagues et des courants dépend également de la biomasse des herbiers (hors système racinaire), étroitement lié à la densité des plants et la taille des feuilles. L'espèce *Z. noltii* fait partie des espèces ayant les plus faibles densités, largeurs et longueur de feuilles, bien que de très fortes densités puissent parfois être observées (9 025 plants/m² - Vermaat et al., 1993). Toutefois, avec son système racinaire, *Z. noltii* apporte une contribution non négligeable de protection côtière dans la mesure où cette espèce stabilise et accumule les sédiments, et maintient ainsi des habitats peu profonds (Fonseca, 1989 ; Hemminga et Duarte, 2000 ; Gacia et al., 2003 ; Wilkie et al., 2012). Dans le PNBA, les herbiers de cymodocées et de zostères atteignent globalement des densités importantes et occupent une proportion importante de la colonne d'eau, combinant ainsi deux propriétés importantes

dans la protection côtière (Ondiviela et al., 2014). Les traits morphologiques et biomécanique des espèces d'herbiers présentes dans le PNBA sont indiqués dans le tableau 14.

Tableau 14 : Traits morphologiques et biomécaniques de *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*. Les valeurs correspondent aux intervalles moyens (La Nafie et al., 2012 ; de los Santos et al., 2012 ; Ondiviela et al., 2014).

Traits	<i>Zostera noltii</i>	<i>Cymodocea nodosa</i>
Longueur des feuilles (cm)	5 – 25	10 – 45
Largeur des feuilles (mm)	0.5 – 2	2 – 4
Épaisseur du rhizome (mm)	0.5 – 2	3
Rigidité (ET, N.mm ⁻²)	119,6 – 166,9	58,7 – 91,8

Les longueurs et largeur des feuilles et l'épaisseur du rhizome de *C. nodosa* sont plus importantes que *Z. noltii*, en revanche les valeurs de module d'élasticité indiquent que *Z. noltii* est plus rigide que *C. nodosa*.

La modélisation des taux d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance souligne une relation linéaire (Tableau 15).

Tableau 15 : Modèle général linéaire mixte d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance des herbiers (m).

$Y = aX + b$	Estimation	Écart-type	t-value	p-value
Origine à l'ordonnée (b)	2,66	4,43	0,60	0,55
Coefficient (a)	0,19	0,03	5,88	4,04e-09

Ici, l'origine à l'ordonnée (b) n'est pas significativement différente de 0 ($p=0,55$). Ainsi l'équation du modèle peut se simplifier de la sorte : $Y = 0,19X$.

La modélisation est illustrée dans la figure 26 ci-dessous. Le nombre de valeurs d'atténuation des vagues par les herbiers est encore faible (N=10). La relation est linéaire jusqu'à 250 m.

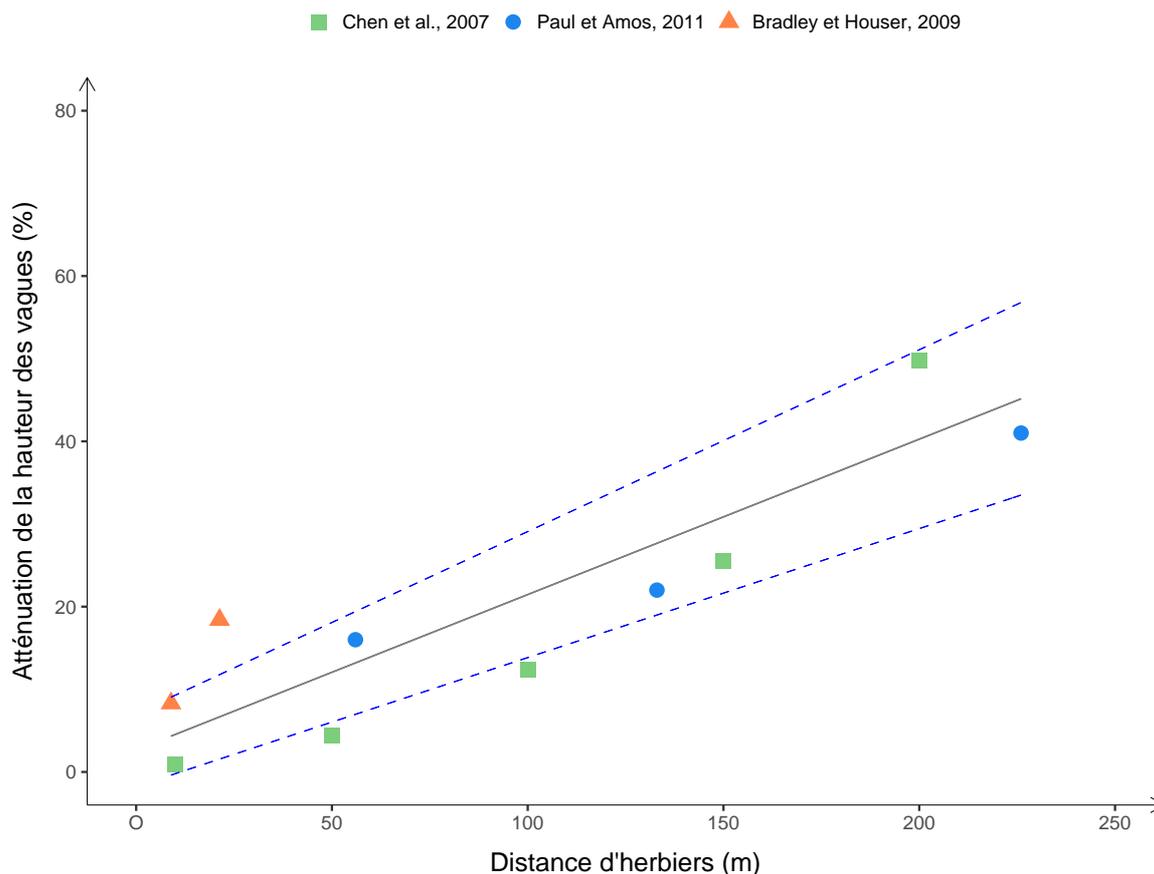


Figure 26 : Taux d'atténuation de la hauteur des vagues (%) en fonction de la largeur des herbiers de phanérogames (m).

3.2.3. Marais salés

Les marais salés sont des zones humides situés dans la partie supérieure de l'estran. Ils sont inondés uniquement à marée haute. Dans le PNBA, les plants de l'espèce *Spartina maritima* peuvent atteindre 50 cm de hauteur, les tiges et les feuilles étant relativement rigides et contribuant fortement à la protection côtière. Une étude menée par Yang (1998) sur l'atténuation des vagues par une autre espèce halophile (*Scirpus mariqueter*) a montré que l'énergie des vagues pouvait être entièrement dissipée sur 50 m de marais salé. Mol (2003) a également mesuré que la hauteur des vagues au-dessus des marais salés était en moyenne 43 % plus faible que sur une vasière nue adjacente. Möller et al. (2001) confirme dans ses travaux que l'atténuation des vagues n'évolue pas linéairement avec la distance à travers un marais salé et que la majorité de l'énergie des vagues se dissipe sur les premiers 10 à 50 m de végétation.

D'autres espèces de végétation halophiles sont présentes dans le PNBA, comme *Arthrocnemum macrostachyum* ou *Sesuvium portulacastrum* qui sont des espèces pérennes qui se développent sur des sols sablonneux. La taille et la rigidité de ces espèces sont différents de *Spartina maritima* mais contribuent également à la stabilisation du littoral et à l'atténuation des vagues. Il existe très peu de références bibliographiques sur ces espèces, encore moins sur leurs propriétés biomécaniques et leur service de protection côtière.

L'analyse des données brutes d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance parcourue sur les marais salés a permis de modéliser la relation, qui n'est pas linéaire, mais s'apparente à une relation logarithmique de base 2 (Tableau 16).

Tableau 16 : Modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance de marais salés (m).

$Y = a \times \ln(X) + b$	Estimation	Écart-type	t-value	p-value
Origine à l'ordonnée (b)	30,48	5,47	5,57	2,58e-08
Coefficient (a)	8,27	1,23	6,75	1,47e-11

L'atténuation des vagues par les marais salés est très importante dans les 50 premiers mètres, puis se stabilise vers des taux compris entre 80 % et 100 % (Figure 27).

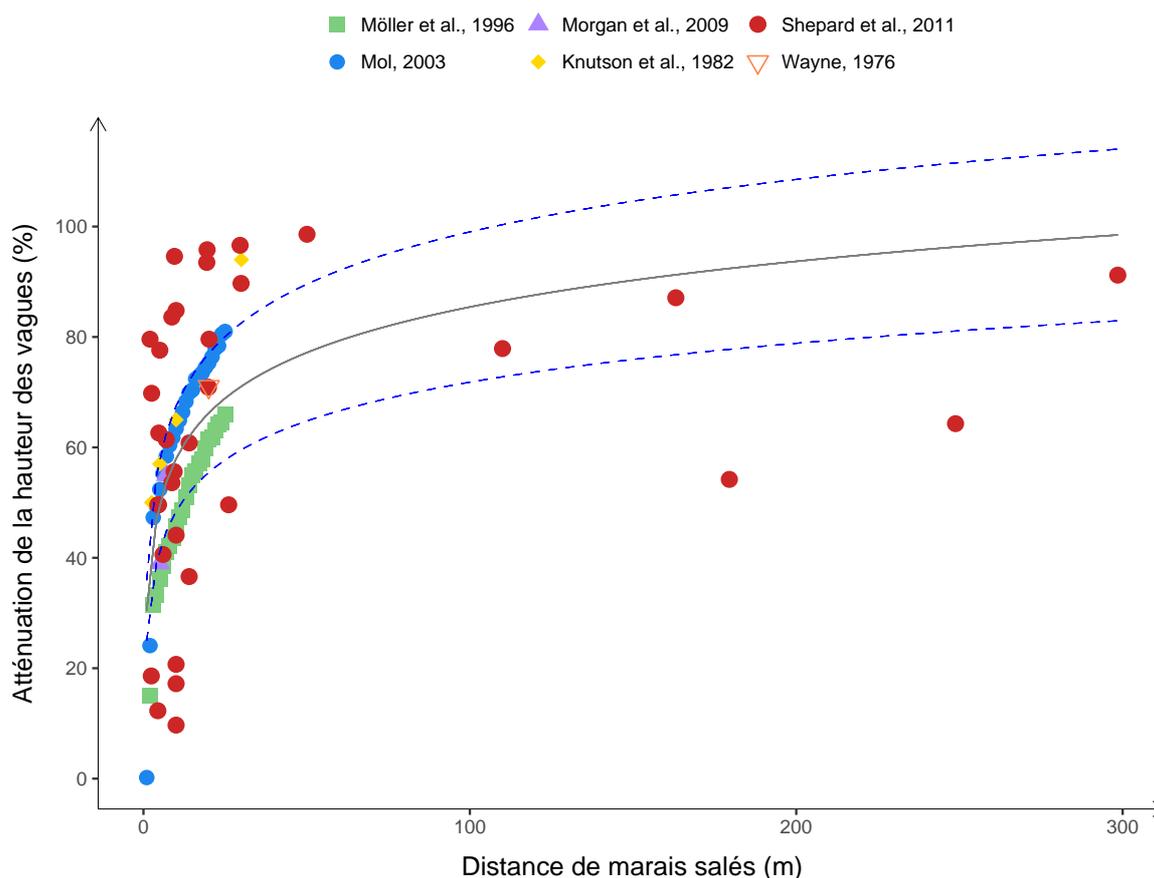


Figure 27 : Taux d'atténuation de la hauteur des vagues (%) en fonction de la largeur des marais salés (m).

3.2.4. Mangroves

Les mangroves forment une barrière physique importante contre l'agression des vagues, des tempêtes et des cyclones en réduisant leur énergie (FAO, 2007) et en atténuant significativement la hauteur des vagues sur de très courtes distances (Jeanson, 2009). D'après Wells et Ravilious (2006), les mangroves sont capables de réduire l'énergie des vagues de 75 % sur une distance de 200 m, grâce à la résistance exercée par les systèmes racinaires et les troncs. Les palétuviers du genre *Sonneratia sp.*, ont la capacité d'absorber 50 % de l'énergie des vagues sur une distance de 100 m (Mazda et al., 2006) lorsque les mangroves sont en bon état écologique.

A ce titre, la biomasse au-dessus du sol de la mangrove a tendance à diminuer entre les latitudes basses (0° N) et moyennes (40° N) (Twilley et al., 1992 ; Komiyama et al., 2008). En conséquence, le plus fort taux d'atténuation se trouve près de l'équateur. Les mangroves de l'Afrique de l'Ouest atteignent leur plus extrême distribution septentrionale dans le Parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie (Dahdouh-Guebas et Koedam, 2001 ; Blasco, 2010). Dans le PNBA, les mangroves ont une distribution discontinue, sont uniquement composées de l'espèce *Avicennia germinans* (Dahdouh-Guebas et Koedam, 2001). Leurs biomasses sont très faibles (Fatoyinbo et Simard, 2013). Malgré les conditions environnementales difficiles, des étendues importantes présentent de nombreux jeunes plants de palétuviers, indétectables par imagerie satellite. La difficulté à détecter les jeunes palétuviers s'explique aussi par leur présence au milieu des marais salés constitué de l'espèce *Arthrocnemum macrostachyum* (Otero et al., 2016). Tout comme les autres écosystèmes, la hauteur d'eau influence les capacités d'atténuation des vagues, plus importantes à mi-marée qu'à marée haute. Au nord de l'île de Tidra, les palétuviers sont complètement immergés à marée haute, même lorsque les coefficients de marées sont moyens (50), avec une hauteur d'eau de 1,80 m (observation personnelle, avril 2018). Le niveau d'eau varie également en fonction de la topographie et de la bathymétrie. D'autres facteurs peuvent affecter l'atténuation de la hauteur des vagues comme la hauteur de la vague entrante et tous les aspects morphologiques et biomécaniques d'*Avicennia germinans*, qui dépendent aussi de l'âge, de la taille et de la densité des arbres (McIvor et al., 2012).

L'analyse des données brutes d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance parcourue sur les mangroves a permis de modéliser la relation, qui n'est pas linéaire, mais de type logarithmique de base 2 (Tableau 17).

Tableau 17 : Modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) d'atténuation de la hauteur des vagues en fonction de la distance de mangroves (m).

$Y = a \times \ln(X) + b$	Estimation	Écart-type	t-value	p-value
Origine à l'ordonnée (b)	-55,39	7,63	-7,26	3,84e-13
Coefficient (a)	8,27	1,23	6,75	0,0e+0

Les données d'atténuation des vagues par les mangroves sont manquantes dans les vingt premiers mètres, ce qui induit en erreur l'origine à l'ordonnée négative (Figure 28).

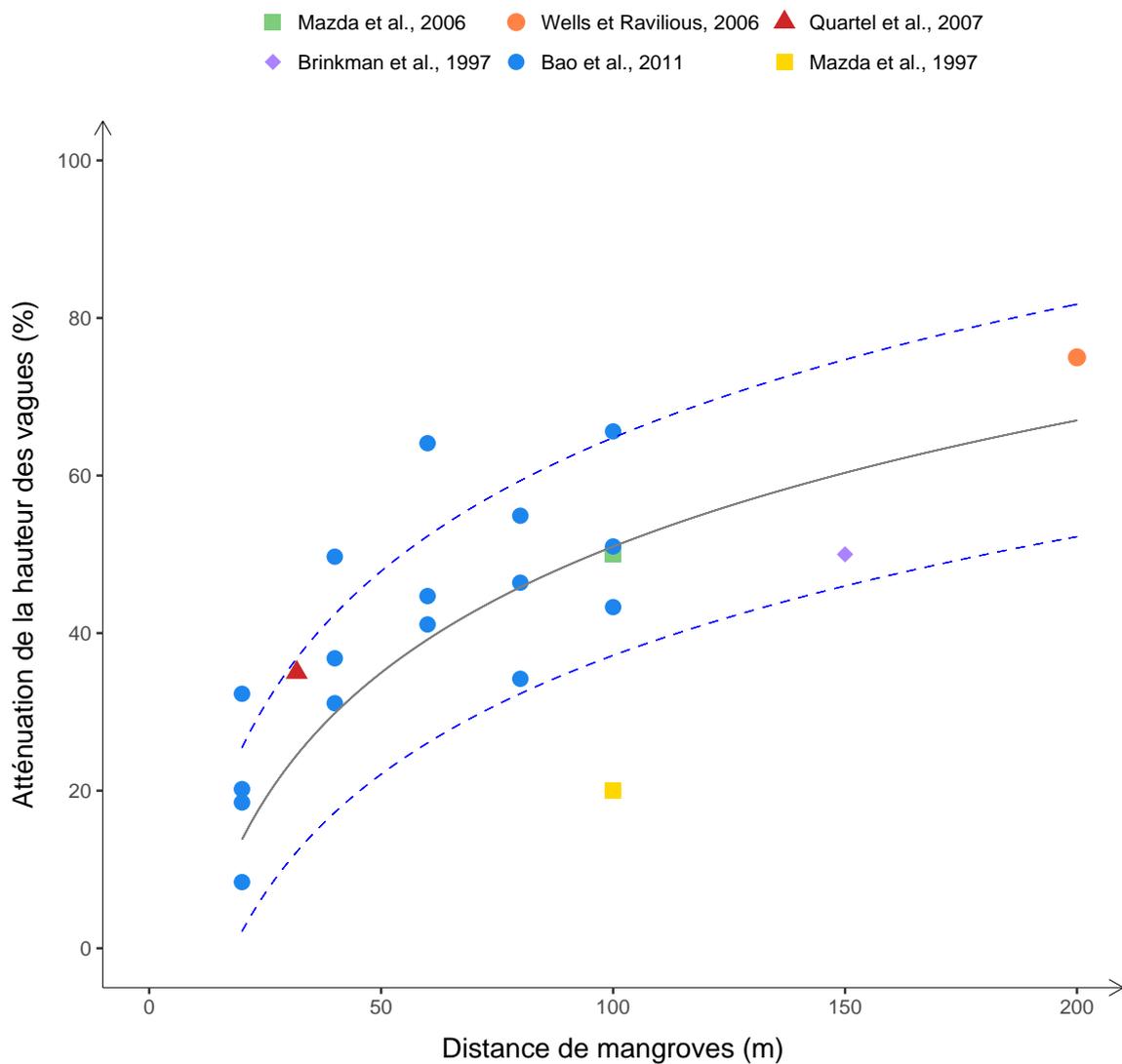


Figure 28 : Taux d'atténuation de la hauteur des vagues (%) en fonction de la largeur des mangroves (m).

3.3. Enjeux de protection côtière au PNBA

Les images Landsat de 2003 et 2016 (Google Earth – Figure 29), ont permis d'identifier l'évolution du trait de côte au niveau des villages du PNBA (Tableau 9).

Tableau 1 : Exposition des villages du PNBA à l'érosion côtière. Exposition offshore (S : Sud ; N : Nord ; E : Est ; O : Ouest ; ie. SSE-OSO : Sud Sud-Est – Ouest Sud-Ouest) ; Proximité à la côte correspond à la distance qui sépare les habitations et les infrastructures à la côte (exprimée en m) ; Linéaire côtier correspond à l'étendue des habitations le long de la côte (exprimée en m) ; Erosion/Accrétion correspond au déplacement du trait de côte le long du linéaire côtier concerné par village entre 2003 et 2016 ; Protection naturelle rassemble les éléments naturels assurant une fonction de protection côtière (H : herbiers, MS : Marais salés ; V : Vasières ; M : Mangroves ; Cap ; Iles).

Villages	Exposition offshore	Proximité à la côte (m)	Linéaire côtier	Érosion / Accrétion	Protection naturelle	Risque
Agadir	–	17 – 128	408	[0 ; +10]	H + Iles	Faible
Arkeiss	SSE-OSO	70 – 400	270	[-71 ; -2]	Cap + H	Modéré
Ten Alloul	NNO-N	25 – 200	245	[-5 ; 0]	H + Iles	Faible
Iwik	OSO-ONO	5 – 120	415	[-48 ; 0]	H+MS+V	Fort
Tessot	–	25 – 471	360	[-20, -4]	H + Iles	Faible
Teichott	OSO-NNO	10 – 173	468	[-14 ; -5]	H+MS+M+V	Modéré
R'Gueiba	OSO-NO	15 – 180	670	[-14 ; + 12]	H+V	Modéré
Awguej*	O-ONO	–	–	–	–	–
Mamghar	SSE-ONO	84 – 475	853	[+8 ; +20]	Cap+ H+MS+M+V	Faible

* village déserté (Fall et al., 2017)

La longueur totale de linéaire côtier présentant des enjeux de protection est de 3 689 m, dont 1 823 m avec un risque d'inondation modéré à fort dans les prochaines années.

D'importantes régressions côtières, jusqu'à 71 m, ont été observés au niveau des villages d'Arkeiss et d'Iwik. En revanche, le trait de côte semble beaucoup plus stable au court du temps à Ten Alloul et à Tessot où il a régressé de quelques mètres seulement entre 2003 et 2016 (Figure 29). D'autres villages présentent à l'inverse des zones d'accrétion, c'est le cas à Mamghar, R'Gueiba et Agadir (Tableau 9).

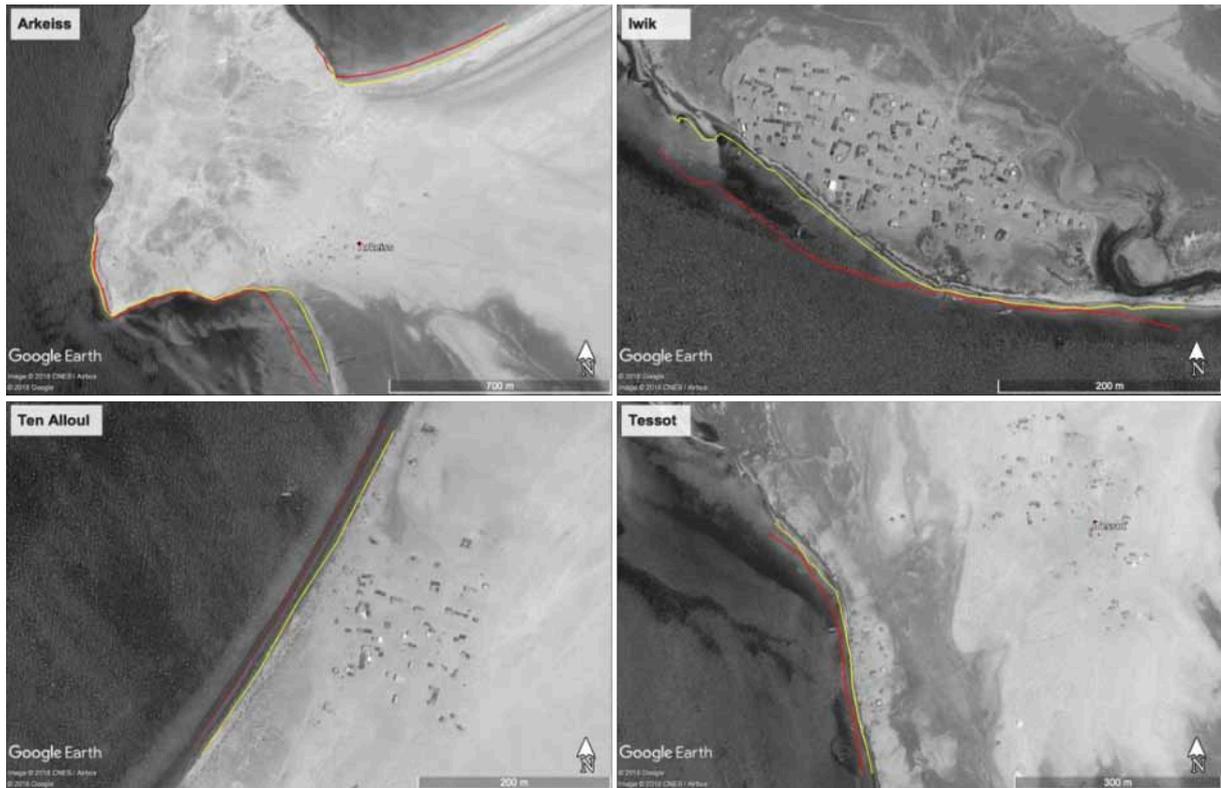


Figure 29 : Évolution du trait de côte entre 2003 (rouge) et 2016 (jaune) au niveau des villages d'Arkeiss, Iwik, Ten Alloul et Tessot.

En dehors des villages, des phénomènes d'érosion intenses sont visibles notamment au Cap Saint-Anne, avec la rupture du cordon dunaire et la formation d'une lagune (Figure 30). En août 2013, les fortes précipitations ayant entraîné la rupture du cordon dunaire et des inondations importantes dans la ville de Nouakchott au sud de la Mauritanie, ont également provoqué la rupture du cordon dunaire au Cap Sainte-Anne au nord, à l'origine de la lagune de Bellaat qui couvre plus de 12 km² en 2018. Sur le littoral de Mauritanie, ce type de brèche peut se créer en hiver mais se referme après quelques mois. Dans le passé, plusieurs brèches sont apparues au Cap Sainte-Anne, mais la brèche de 2013 ne s'est toujours pas refermée, et la lagune de Bellaat est inondée à chaque marée haute (En Haut !, 2016). La sebkha autrefois présente en 2012, est devenue une lagune permanente avec un développement d'algues et d'herbiers attirant une faune diverse de mollusques, de poissons, d'élasmobranches (raie guitare – observation personnelle) et d'oiseaux. Cette situation exceptionnelle accroît la difficulté à évaluer le service de protection côtière en Mauritanie dans la mesure où la rupture du cordon dunaire peut également être à l'origine d'une nouvelle lagune, écologiquement et économiquement importante.



Figure 30 : Images satellites de la lagune de Bellaat (Google Earth, 2018) et image aérienne de la lagune en avril 2018 (© Vincent Fayad).

3.4. Modes de gestion de l'érosion et applicabilité au PNBA

Le risque d'érosion naît de la confrontation entre un aléa naturel et des enjeux. En l'absence d'enjeux, il n'y a pas lieu de vouloir remédier à l'érosion (De la Torre et al., 2014). Lorsque des enjeux (humains, économiques, patrimoniaux, écologiques) sont menacés, deux stratégies principales sont à considérer (Tableau 18) :

- La réduction de l'aléa, c'est-à-dire la protection vis-à-vis du phénomène naturel soit par des moyens lourds (murs, enrochement, épis, jetées, brise-lames etc.), soit par une intervention plus limitée, appelées solutions douces (rechargement artificiel en sédiment, drainage, by-passing, ouvrage en géotextile, gestion de la dune etc.).
- La réduction des enjeux, soit en redonnant au littoral l'espace nécessaire à son évolution naturelle (recul stratégique), soit en adoptant un aménagement adapté du bord de mer (constructions sur pilotis, etc.).

Tableau 18 : Modes de gestion de l'érosion côtière et applicabilité au PNBA.

Stratégie	Solution	Applicabilité	Justification
Réduction de l'aléa	Ouvrages lourds	Faible	Perturbations écologiques et paysagères trop importantes pour un Parc National. Coût trop élevé par rapport aux enjeux.
	Solutions douces	Modéré	Analyse coût-bénéfice par rapport à la relocalisation des habitations
Réduction des enjeux	Relocalisation des habitations	Forte	Solution progressive avec l'évolution du littoral. Pas de perturbation écologique. Pas de détérioration paysagère. Proximité des Imraguen à la mer préservée.
	Aménagement adapté du bord de mer	Faible	Les fonds sablo-vaseux du bord de mer. La mise sur pilotis est plus contraignante que de relocaliser les habitations. L'élévation du niveau de la mer

4. DISCUSSION

Les taux d'atténuation exacts des vagues ne peuvent être évalués avec précision sans un déploiement annuel (ou pluriannuel) de capteurs sur l'ensemble du PNBA. Compte tenu des difficultés pratiques de mise en œuvre de telles études dans le PNBA, l'utilisation de valeurs de références issues de la littérature est le seul moyen d'apporter des éléments à la quantification de ce service. Cette étude a permis de mettre en évidence les capacités de chaque écosystème à absorber l'énergie des vagues. Les modèles et coefficients obtenus permettent d'estimer un taux d'atténuation par surface d'écosystème (longueur, largeur), que l'on peut pondérer ensuite en fonction de l'état écologique des habitats, voire de la rigidité des plantes. Bien que la majorité des variables biotiques puissent être prises en compte dans cette étude (Spalding et al., 2014), de nombreuses variables abiotiques doivent être incluses, en particulier la profondeur de l'eau (Koch et al., 2009 ; Christianen et al., 2013). Le réseau complexe de vasières intertidales entrecoupées de chenaux dans le PNBA complique la quantification du service de protection côtière pour une zone définie. La succession d'habitats, l'orientation de la houle et des vents, la courantologie, la bathymétrie, mais aussi la propagation des vagues (réflexion, réfraction, diffraction) dont la modélisation est extrêmement complexe (Jeschke et Wojtan, 2015), sont autant de paramètres influençant le service de protection côtière rendu par les écosystèmes marins. De plus, dans cette étude, nous avons considéré la qualité de la végétation hors sédiment, capable d'atténuer la vitesse du courant et la hauteur des vagues (Bouma et al., 2005 ; Gambi et al., 1990). Cependant, d'autres processus interviennent dans la protection côtière comme la capacité du système racinaire à stabiliser et piéger les sédiments (Bos et al., 2007 ; Christianen et al., 2013). Ainsi, il réduit l'érodabilité et permet de suivre l'élévation du niveau de la mer en maintenant un profil bathymétrique faible.

En l'état actuel des connaissances, la quantification du service de protection côtière ne peut pas être évaluée de manière satisfaisante pour la région du Banc d'Arguin. En considérant que les écosystèmes marins du PNBA assurent le même niveau de protection que des ouvrages lourds, un calcul très simple permet de multiplier le linéaire côtier présentant des enjeux

humains (3 700 m, dont 415 m présentant un risque fort et 1 408 m présentant un risque modéré) par le coût unitaire de construction et de maintenance d'un ouvrage lourd ou d'ouvrages plus raisonnés en Mauritanie. A titre d'information, le coût unitaire de conteneurs géotextile est d'environ 2000 € par mètre linéaire (m.l.) en France (BCEOM, 2004). En appliquant le transfert de valeur en fonction des PIB de la France en 2004 (33 874 USD/hab.) et de la Mauritanie en 2016 (1 077 USD/hab), la valeur unitaire est de 2 628 MRU/m.l. Extrapolé à l'ensemble des villages présentant un risque modéré à fort (1 823 m), la valeur totale atteindrait 4 790 844 MRU. Si l'on se réfère à un exemple de construction de digue en Mauritanie pour protéger 71 km d'axes hydrauliques dans la vallée du fleuve Sénégal, l'enveloppe budgétaire atteint 31,2 million MRU, soit 439,4 MRU/m.l (NEPAD et FAO, 2006). D'après cette valeur unitaire, la valeur totale de protection des villages à risque fort et modéré atteint 801 026 MRU soit 6 fois moins.

Compte tenu de la faible utilisation des terres près du littoral dans le PNBA, les enjeux sont très faibles. Iwik est le village qui, par le taux d'érosion observés depuis 2003 et la proximité des habitations à la côte, présente le plus fort risque d'inondation. Sa position géographique à la pointe d'un cap le rend plus vulnérable aux mouvements sédimentaires importants accentué par le chenal qui longe la côte. Les stratégies de gestion de l'érosion côtière dépendent du contexte naturel et anthropique. La majeure partie du littoral du PNBA n'est pas urbanisée. Il apparaît nécessaire d'une part, de préserver l'espace nécessaire à l'évolution naturelle du littoral et d'autre part, de préserver les conditions environnementales favorables au développement des écosystèmes marins assurant un service de protection côtière. En cas d'occupation humaine dans les villages du PNBA, la relocalisation des activités et des biens serait la solution initiale à envisager en s'appuyant sur une analyse coût-bénéfice. En effet, la relocalisation est relativement aisée en l'absence d'infrastructures souterraines pour l'acheminement d'eau ou le rejet d'eaux usées. Certains villages ont déjà été relocalisés dans le passé (comm. pers. Sidi Cheikh). En cas de relocalisation si les inondations se font trop menaçantes pour les habitations, les Imraguens feraient parti de ces millions de gens à travers le monde amenés à être déplacés suite à l'élévation du niveau de la mer (GIEC, 2007 ; UNDP, 2008). La dépendance des Imraguens envers la mer (Le Cœur, 2011) implique de toujours garder une certaine proximité avec le littoral.

Si la relocalisation des biens n'est pas possible, les protections lourdes ou douces pourraient être considérées. Or, pour un site classé Parc National, site RAMSAR et appartenant au patrimoine mondial de l'UNESCO, les solutions dures ne sont pas envisageables. Parmi les solutions douces applicables dans le PNBA, nous pouvons citer la restauration ou la réhabilitation des habitats perdus ou endommagés (Spurgeon, 1998). Des expériences de restauration pour des herbiers à *Zostera marina* ont déjà eu lieu à grande échelles, et ont montré un fort taux de succès (Marion et Orth, 2010).

5. CONCLUSION

La lutte contre l'érosion du littoral est une préoccupation majeure à l'échelle du globe, et s'accroît face aux effets du changement climatique, dont l'élévation du niveau de la mer et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes. Dans le cas du PNBA, les enjeux humains et économiques face à l'érosion des côtes et les risques d'inondations sont faibles.

Toutefois, plusieurs options sont à envisager dans un futur proche, à savoir la conservation des conditions environnementales existantes, qui nécessite une bonne compréhension et une surveillance accrue des habitats ; la restauration ou la réhabilitation de l'habitat perdu ou endommagé, qui nécessitent d'identifier et de réduire les sources de la dégradation en amont ; et si nécessaire la réinstallation des villages à risque plus loin des rives. Enfin, l'évaluation des services écosystémiques doit, dans la mesure du possible, se baser sur des évaluations directes, et éviter au maximum les transferts de valeurs pour des environnements aussi complexes que le Banc d'Arguin. A ce titre, la monétarisation du service de protection côtière pour le Parc National du Banc d'Arguin, ou d'autres régions isolées du monde est discutable. Sommes-nous soucieux de l'intégrité du trait de côte, en constante évolution, même en l'absence d'infrastructures humaines ? L'évaluation du service peut-elle se baser uniquement sur les coûts de dommages évités ? Afin d'y répondre de manière pragmatique, il convient de passer en revue les enjeux, les différents modes de gestion de l'érosion possibles et leurs applicabilités.



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

