

## CHAPITRE 2 : ÉVALUATION DU SERVICE DE BIOREMEDIATION DANS LE PARC NATIONAL DU BANC D'ARGUIN, MAURITANIE

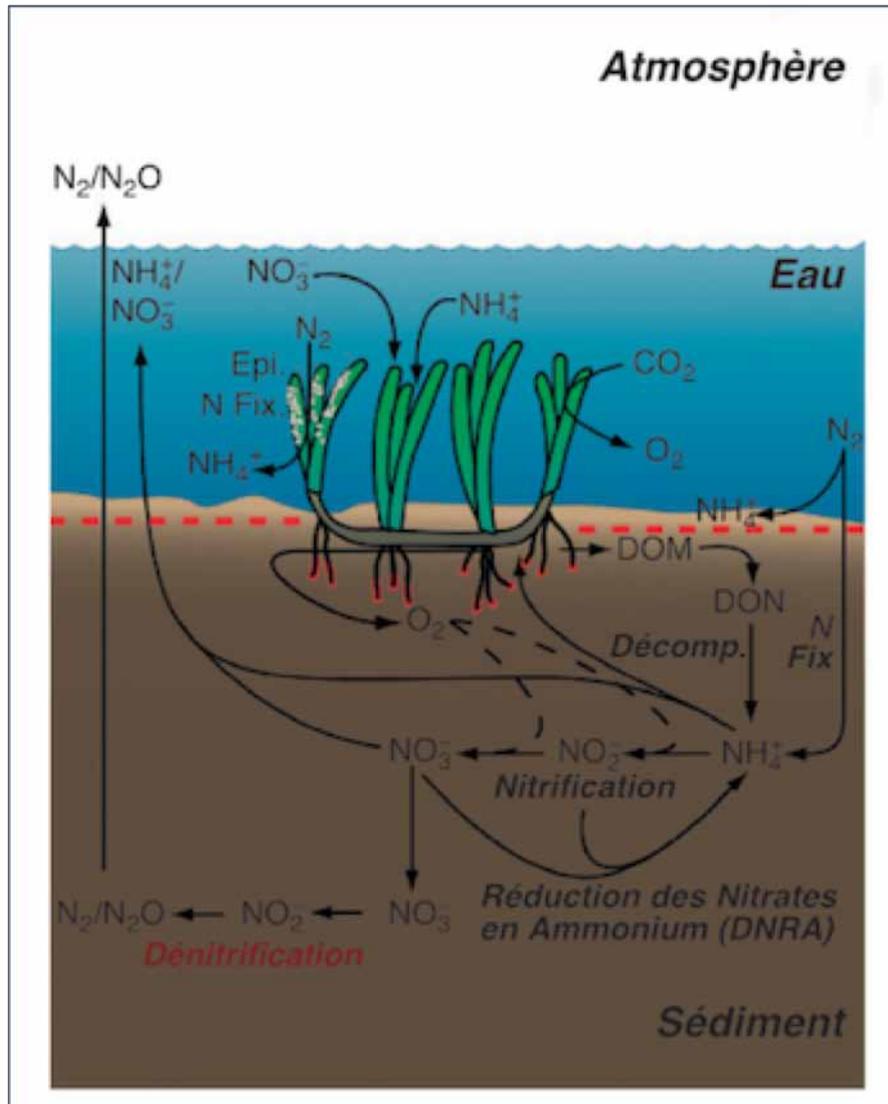
Ewan Trégarot, Thibault Catry, Cindy Cornet, Auréa Pottier, Jean-Philippe Maréchal, Pierre Failler

### 1. INTRODUCTION

Dans les milieux marins côtiers, l'excès d'azote a des effets délétères sur l'environnement. À fortes concentrations, les nutriments azotés favorisent la prolifération d'algues, qui lors de leur dégradation, entraînent des phases d'anoxie et une forte mortalité des communautés de poissons (Boesch, 2002). La présence de végétation marine régule la concentration d'azote dans l'environnement en le conservant sous forme de biomasse végétale et en modifiant les conditions sédimentaires (sources de matière organique et d'oxygène) favorables aux processus biogéochimiques de dénitrification microbienne (McGlathery et al., 2007).

Le service écosystémique de traitement des eaux peut être défini comme la capacité d'un écosystème à absorber les nutriments. Ce service est généralement attribué au traitement des eaux de ruissellement ou des rejets d'eaux usées du bassin versant, pour lesquels le niveau d'épuration est insuffisant pour préserver l'environnement marin. Par conséquent, nous évaluons la valeur économique d'un écosystème par sa capacité à fournir un service que les humains ne fournissent pas ou ne peuvent se permettre de fournir. Lorsque les rejets d'origine terrestre sont quasi-inexistants, la notion de traitement des eaux devient plus subtile.

Dans le cas du Parc National du Banc d'Arguin, en Mauritanie, "préserver l'environnement marin" signifie préserver l'équilibre entre les herbiers, les vasières, et autres écosystèmes pour maintenir la faune benthique, les crustacés, les oiseaux marins et limicoles, les poissons, les mammifères marins, les tortues, les requins, etc. Les herbiers marins offrent un habitat, une aire d'alimentation et une zone de nurserie pour de nombreux invertébrés et poissons. Mais plus important encore, ils contribuent de manière importante aux cycles biogéochimiques, notamment celui de l'azote. L'assimilation des composés azotés par les végétaux est essentielle dans le contrôle de la production primaire et le bien-être des écosystèmes (Gruber et Galloway, 2008). L'azote est présent dans l'environnement sous une grande variété de formes chimiques, à la fois organiques (ammonium, nitrite, nitrate) pouvant être assimilées par les plantes dans les écosystèmes marins, et inorganiques (azote gazeux  $N_2$ , acides aminés et peptides). Les processus du cycle de l'azote transforment l'azote d'une forme à une autre (Figure 31). La plupart de ces processus sont réalisés par fixation biologique microbienne (Fowler et al., 2015 ; Sandoval-Gil et al., 2016).



**Figure 31 :** Cycles biogéochimiques de l'azote pour les herbiers de phanérogames. Modifié d'après Capone et al. (2009).

Au sein du PNBA, la place des oiseaux dans le cycle des nutriments est très importante. En effet, des grandes populations d'oiseaux limicoles migrent le long de la façade Atlantique est pour rejoindre les milieux intertidaux du Banc d'Arguin en hiver (Altenburg et al., 1982 ; Smit et Piersma, 1989 ; van der Geest, 2013). Leur présence peut avoir une influence majeure sur la chimie du sol, le cycle de l'azote et d'autres éléments (Ligeza et Smal, 2003 ; Green et Elmberg, 2014). Les zones intertidales du PNBA sont en grande partie recouverte d'herbiers (Clavier et al., 2014) qui contribuent activement au traitement de l'eau contre une pollution qui, dans le cas du Banc d'Arguin, correspond essentiellement à l'apport naturel en nutriments provenant des déjections d'oiseaux. En absorbant les minéraux et les nutriments dissous pour leur propre croissance, cet apport en nutriments est favorable à la végétation marine du PNBA.

Il est important de différencier les processus et fonctions écosystémiques des services écosystémiques. Les processus et fonctions écosystémiques décrivent les relations biophysiques qui existent au sein d'un écosystème, peu importe s'ils bénéficient ou non aux

populations humaines. En revanche, les services écosystémiques sont les processus et les fonctions qui profitent aux populations, consciemment ou inconsciemment, directement ou indirectement. Ils n'existent que s'ils contribuent au bien-être humain et ne peuvent être définis de manière indépendante (Braat, 2014). Les liens entre les processus et fonctions écosystémiques et le bien-être humain sont complexes et les différentes voies ne sont toujours pas bien comprises. Une approche pluraliste et prudente doit être privilégiée pour évaluer ces liens et évaluer les avantages (Costanza et al., 2017). Le service d'épuration des eaux serait négligeable si nous prenions uniquement en compte les rejets "d'eaux usées" ou le ruissellement du bassin versant. Toutefois, si nous considérons l'apport en nutriment rejetés par les populations d'oiseaux (~ 2 millions), de la faune benthique et des poissons, la présence d'herbiers prend alors un tout autre sens. Ces processus biogéochimiques assurent le bon fonctionnement des écosystèmes et maintient indirectement les services écosystémiques bénéfiques aux populations humaines. L'objet de notre étude est d'évaluer les capacités de bioremédiation des écosystèmes marins du PNBA et d'estimer leurs valeurs économiques.

## 2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 2.1. Site d'étude

L'étude a été réalisée en avril 2018 dans le Parc National du Banc d'Arguin, en Mauritanie. Le domaine maritime du parc est relativement peu profond (inférieur à 20 m) et est recouvert de vastes étendues d'herbiers et de vasières. Les échanges et la circulation de l'eau proviennent essentiellement des courants de marées et de vent (Peters, 1976). Du côté terrestre, les conditions arides prévalent pendant la majeure partie de l'année, les apports en eau et en nutriments par ruissellement sont, en conséquence, quasi-inexistants dans les milieux côtiers du PNBA.

### 2.2. Service de bioremédiation

La valeur du traitement de l'eau (TE) est obtenue à partir de la capacité de dénitrification de l'écosystème et du coût d'élimination d'un kilogramme d'azote par des artefacts technologiques (Trégarot et al., 2017) tels que :

$$TE = \sum_i S_i \times D_i \times E_i \times C_{N\text{-élimination}}$$

où  $i$  est l'écosystème assurant un service de traitement des eaux,  $S$  est la surface de l'écosystème en  $\text{km}^2$ ,  $D$  est le taux de dénitrification en  $\text{tN}/\text{km}^2$ ,  $E$  est l'état écologique de l'écosystème, et  $C_{N\text{-élimination}}$  est le coût de traitement d'une tonne d'azote pour une station d'épuration en Mauritanie, exprimé en Ouiguiyas Mauritanien (MRU).

### 2.2.1. Cartographie des écosystèmes

Les habitats marins côtiers ont été échantillonnés du Cap Sainte-Anne au nord jusqu'au Cap Timiris au sud en avril 2018. Plus de 250 stations ont été échantillonnées, approchées par bateau en naviguant le long des principaux chenaux intertidaux (Figure 7). Les vérités terrain ont permis d'exploiter les images satellites de Sentinel 2 (résolution 10 m - gratuite), Spot 6 (résolution 1,5 m) ont été analysées pour cartographier les écosystèmes côtiers marins (cf Partie 1, Chapitre 1). L'état écologique a été caractérisé pour les herbiers de phanérogames marines et évalué visuellement d'après la longueur des feuilles et la densité des plants.

### 2.2.2. Taux de dénitrification

Peu de mécanismes existent par lesquels l'azote peut être éliminé de l'environnement. La dénitrification transforme l'azote biologiquement disponible et le libère dans l'atmosphère sous forme d'azote gazeux, que ce soit sous la forme de diazote ( $N_2$ ) ou de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) (Capone et al., 2008). La dénitrification a été identifiée comme un mécanisme important d'élimination de l'azote des eaux côtières (Seitzinger et al., 2006).

Une revue de la littérature sur les taux de dénitrification des écosystèmes identifiés dans le PNBA a été réalisée. Lorsque les données brutes n'étaient pas mentionnées dans le texte, le logiciel en ligne WebPlotDigitizer v4.1 (<http://arohatgi.info/WebPlotDigitizer/>) était utilisé pour extraire les données graphiques. Les valeurs médianes et les seuils inférieurs et supérieurs de dénitrification pour chaque écosystème ont été calculés.

### 2.2.3. Pondération des fonctions de production

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 bioremédiation de 100%, 50% et 25% selon le niveau de densité attribué à l'écosystème.

### 2.2.4. Coût de traitement de l'azote

Afin d'évaluer le coût de l'élimination de l'azote, une combinaison du coût d'investissement et des coûts d'exploitation et de maintenance ont été utilisés pour calculer le coût d'élimination d'un kilogramme d'azote en Mauritanie. Ces coûts se basent sur la construction d'une station d'épuration par lagunage aérée prévue lors de la première phase de réalisation du projet d'assainissement de la ville de Nouakchott, pour l'horizon 2020, avec pour objectif de raccorder 316 000 personnes au réseau (CID et SCET RIM, 2007). Un amortissement sur 10 ans a été pris en compte pour ne pas surévaluer la valeur de traitement des déchets azotés (JJ. Environmental, 2015).

### 3. RESULTATS

#### 3.1. Cartographie des écosystèmes marins du PNBA et état écologique.

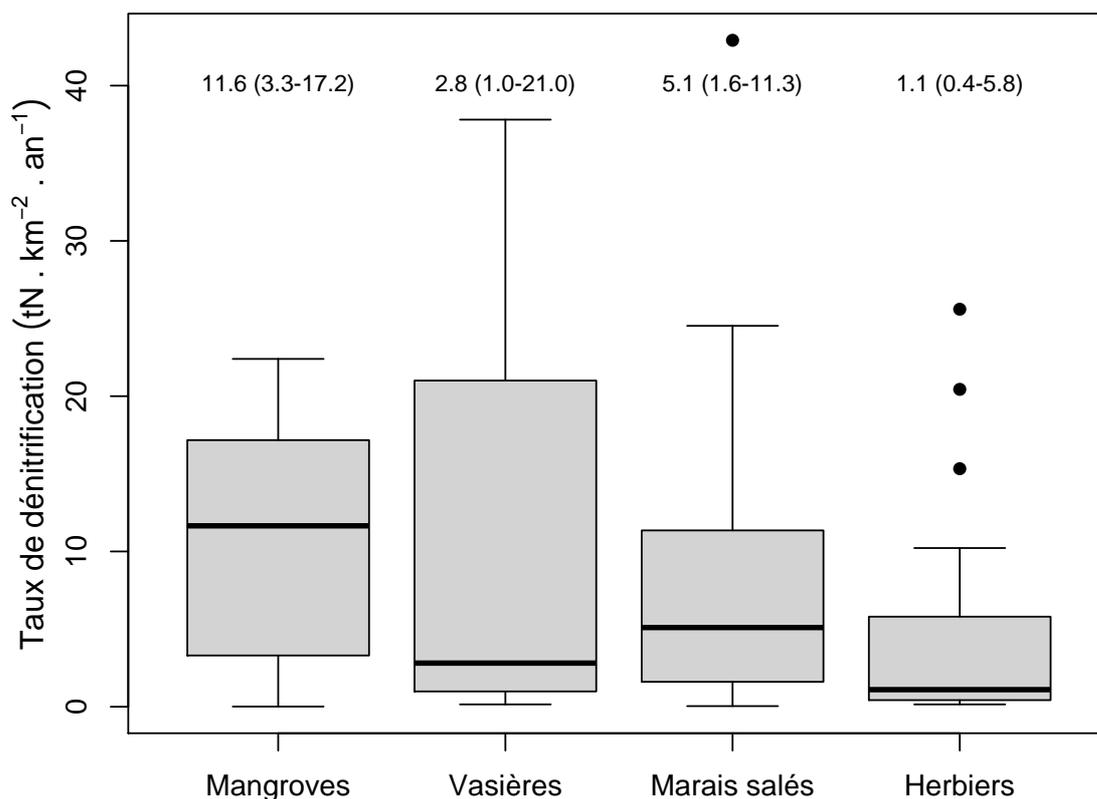
Les écosystèmes marins côtiers du PNBA se composent majoritairement d'herbiers de phanérogames, de vasières, de marais salés et de mangroves (Figure 11). Au sein des herbiers, deux espèces majoritaires apparaissent, l'une subtidale (*Cymodocea nodosa*) est immergée en permanence et couvre une surface de 221,8 km<sup>2</sup>. L'autre espèce est intertidale (*Zostera noltii*), elle émerge donc au rythme des marées et couvre une surface de 452,4 km<sup>2</sup>. Au total, les herbiers couvrent une surface de 674,2 km<sup>2</sup>. Une part importante des zones intertidales est occupée par des vasières nues, qui occupent au total 121,2 km<sup>2</sup>. Un peu plus haut sur le littoral, les marais salés et les mangroves occupent respectivement 26,1 km<sup>2</sup> et 0,8 km<sup>2</sup> (cf. Partie 1, Chapitre 1). Les surfaces de chaque écosystème par niveau de densité est détaillé dans le tableau 19.

**Tableau 19** : Surfaces des écosystèmes (exprimée en km<sup>2</sup>) par niveau de densité dans le PNBA.

Écosystèmes	Peu dense	Moyennement dense	Dense
<i>Cymodocea nodosa</i>	145	55	22
<i>Zostera noltii</i>	163	219	70
Mangroves	0,6	0,2	0,1
Marais salés	11,4	-	14,7

#### 3.2. Taux de dénitrification

Les taux de dénitrifications mesurés sont très variables pour un même écosystème. Les données sont issues des travaux de Abd Aziz et Nedwell (1986), Alongi et al. (2002), Anderson et al. (1997), Blackburn et al. (1994), Caffrey et Kemp (1990), Corredor et Morell (1994, 1999), Davis et al. (2004), DeLaune et al. (1989), Ericksson et al. (2003), Eyre et Ferguson (2002), Fernandes et al. (2010), Haines et al. (1977), Hamersley et Howes (2003, 2005), Iizumi (1986), Iizumi et al. (1980), Joye et Paerl (1994), Kaplan et al. (1979), Kasper (1983), Kemp et Cornwell (2001), Koch et al. (1992), Miyajima et al. (2001), Nowicki et al. (1999), Ottosen et al. (1999), Risgaard-Petersen et Ottosen (2000), Risgaard-Petersen et al. (1998), Rivera-Monroy et al. (1995, 1996), Rysgaard et al. (1996), Smith et al. (1985), Thompson et al. (1995), Tobias et al. (2003), Welsh et al. (2000), White et Howes (1994). Les différences observées entre les écosystèmes ne sont pas significatives (Figure 32).



**Figure 32 :** Taux de dénitrification des écosystèmes marins côtiers du PNBA, les valeurs médianes (et l'écart interquartile) en tN.km<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> sont présentées.

D'après les données de la littérature, les mangroves ont la plus forte valeur médiane de dénitrification (11,6 tN/km<sup>2</sup>/an), environ deux fois supérieure à celle des marais salés (5,1 tN/km<sup>2</sup>/an). Les vasières enregistrent des taux de dénitrification supérieurs à ceux des herbiers avec respectivement 2,8 et 1,1 tN/km<sup>2</sup>/an.

### 3.3. Coût de traitement de l'azote

Le coût de l'élimination de l'azote a été déduit du plan directeur d'assainissement de l'eau de la ville de Nouakchott à l'horizon 2020 (CID et SCET RIM, 2007). Au cours de la première phase du projet, 316 000 habitants seront raccordés au réseau de traitement des eaux et une station d'épuration des eaux à lagunage aéré (d'une valeur de 273 millions de MRU HT) sera installée, recevant une charge polluante domestique quotidienne de 6 570 kg de DBO5 (Demande Biologique en Oxygène) soit 1 642 kg d'azote (IFREMER Environnement, 2018). Nous avons pris en compte la taxe de 14 % en Mauritanie, et un coût d'exploitation annuelle (personnel et maintenance) équivalent à 2,2 % du coût d'investissement (AERM, 2007). Considérant une période d'amortissement de 10 ans (JJ. Environmental, 2015), le coût annuel de la station d'épuration est de 37 968 840 MRU et 599 512 kg d'azote seront traités annuellement. En conséquence, le coût de traitement d'un kilogramme d'azote est de 63,3 MRU ou 1,52 EUR.

### 3.4. Évaluation économique du service de bioremédiation

D'après les surfaces de chaque écosystème, leur état écologique, les taux de dénitrifications et la valeur de traitement d'une tonne d'azote (63 332,9 MRU), la valeur totale du service de bioremédiation pour les écosystèmes marins du PNBA atteint 46 326 750 MRU/an (Tableau 20). Les herbiers et les vasières assurent respectivement 46 % du service de bioremédiation. La valeur de traitement des eaux des marais salés atteint 3 294 577 MRU/an contre 257 132 MRU/an pour les mangroves.

**Tableau 20** : Valeur économique de bioremédiation par écosystème dans le PNBA.

Écosystème	Surface $S_i$ (km <sup>2</sup> )	Dénitrification $D_i$ (tN/km <sup>2</sup> /an)	Valeur totale médiane (MRU)	Valeur totale basse (MRU)	Valeur totale haute (MRU)
Mangroves	0,8	11,6 (3,3-17,2)	257 132	73 149	381 264
Vasières	121,0	2,8 (1,0-21,0)	21 457 187	7 663 281	160 928 899
Marais salés	26,1	5,1 (1,6-11,3)	3 294 577	1 033 593	7 299 750
Herbiers	673,8	1,1 (0,4-5,8)	21 317 854	7 751 947	112 403 231
			46 326 750	16 521 970	281 013 144

## 4. DISCUSSION

### 4.1. La pollution au PNBA

Les rejets d'eaux usées sont quasi-inexistants au sein même du Parc National du Banc d'Arguin, étant donnée la très faible population d'Imraguen, environ 1 300 habitants (Fall, 2014), pour une surface maritime de 5 400 km<sup>2</sup>. Toutefois, des pollutions peuvent provenir de l'extérieur du parc, notamment de Nouadhibou. En effet, toutes les eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Nouadhibou (132 246 habitants - 2017) sont évacuées sans traitement dans la baie du Lévrier. Par exemple, l'industrie de transformation du poisson rejette de grandes quantités d'eaux usées ayant une forte demande biologique en oxygène. A ce titre, la mise en place d'un réseau de collecte des eaux usées de la Zone Franche de Nouadhibou est prévue à l'horizon 2035 ([www.ppp.gov.mr/](http://www.ppp.gov.mr/)). Les navires qui empruntent les routes de Nouadhibou sont également une source majeure de pollution. On estime que chaque année, plus de 8 000 tonnes de pétrole sont perdues ou délibérément déversées dans la baie du Lévrier. Ces mêmes navires relarguent aussi de grandes quantités de déchets solides. Enfin, nous pouvons aussi évoquer l'installation d'un chargement de minerai de fer à Cansado conduit à des dépôts de poussières dans la baie du Lévrier. En raison des vents et des courants dominants, ces poussières et des déchets flottants dérivent en direction du sud vers le PNBA (Dedah, 1993). Cette zone du PNBA rassemble la majorité des écosystèmes marins côtiers ayant des capacités de bioremédiation : herbiers (674 km<sup>2</sup>) et vasières (121 km<sup>2</sup>), marais salés (26 km<sup>2</sup>) et mangroves (0,8 km<sup>2</sup>). Ce rapport présente la capacité d'absorption des nutriments azotés, mais d'autres polluants (ex. métaux lourds), sont aussi absorbés et accumulés par les herbiers (Smith, 2018), les marais salés (Negrin et al., 2018) et les mangroves (Kannan et al., 2016).

## 4.2. Valeur économique du service de bioremédiation au PNBA

La valeur économique du service de bioremédiation rendu par les écosystèmes marins du PNBA atteint 46,3 millions MRU/an. Les herbiers et les vasières comptent chacun pour 46% du montant total, les marais salés représentent 7% de la valeur, et les mangroves assurent moins d'1% du service de bioremédiation rendu par l'ensemble des écosystèmes du PNBA. En prenant en compte la variabilité du taux de dénitrification dans l'évaluation monétaire, la valeur totale est comprise entre 16,5 millions MRU/an à 281,0 millions MRU/an, soit un facteur 17. Cette grande différence entre les estimations basses et hautes des taux de dénitrification s'explique notamment par la variabilité des méthodes de mesures. En effet, selon Reis et al. (2017), sur 13 études ayant portées sur le cycle de l'azote dans les mangroves, 8 méthodes différentes ont été utilisées.

De nombreuses études ont estimé les taux de dénitrification dans les sédiments recouverts d'herbiers et une large gamme de valeurs ont été rapportées (Capone et al., 2008). La variation semble être liée à la disponibilité de l'azote dans les sédiments, ainsi qu'aux caractéristiques propres à l'espèce. Des études sur la variabilité journalière et saisonnière de l'activité de dénitrification dans les herbiers tempérés et tropicaux/subtropicaux suggèrent que les variations de nitrification/dénitrification sont en parties liées aux variations de libération d'oxygène par les racines et d'absorption d'ammonium ( $\text{NH}_4$ ) par les plantes (Blackburn et al., 1994 ; Risgaard-Petersen et Ottosen, 2000 ; Risgaard-Petersen et al., 1998 ; Welsh et al. 2000).

Outre les différences dans les taux de dénitrification, le coût de référence de traitement d'un kilogramme d'azote est très variable. Dans le cadre de notre étude, la valeur de référence obtenue pour le traitement d'un kilo d'azote est de 63,3 MRU/kg (1,77 USD), en accord avec les récentes études. En effet, J.J. Environmental (2015) a évalué le coût incrémental d'élimination d'un kilo d'azote entre 1,12 et 11,22 USD/kg en suivant des solutions peu coûteuses pour moderniser et rendre plus efficace 20 stations d'épurations aux États-Unis. Des solutions peu coûteuses ont vu le jour récemment, comme le système de désammonification latérale ANITA™ Mox (Lemaire et al., 2014) mis au point par Veolia pour l'élimination de l'ammoniac et de l'azote total. Les estimations montrent que ANITA™ Mox coûte 2,09 USD/kgN, tandis que la solution BNR (Biological Nutrient Removal) classique la plus rentable est estimée à 5,86 USD/kgN (Thomson, 2016). En prenant en compte la valeur de 1,77 USD/kgN obtenue dans notre étude, et la valeur médiane de dénitrification des herbiers à 1,1 tN/km<sup>2</sup>/an soit 11 kg/ha/an, la valeur du service atteint 19,47 USD/ha/an. Cette valeur est quasiment 1000 fois plus faible que les 19 002 USD/ha/an avancée par Costanza et al. (1997), ou environ 60 fois plus faible à celle de Piehler et Smyth (2011) qui estiment la valeur économique du service d'élimination de l'azote par les herbiers à 1 200 USD/ha/an. Les valeurs de références varient aussi au sein d'un même secteur géographique. Piehler et Smyth (2011) se sont basés sur une valeur de référence de 13 USD/kgN contre 28,23 USD/kgN pour Grabowski et al. (2012), pour des études en Caroline du Nord aux États-Unis. Il convient donc de bien définir et justifier la valeur de référence pour une évaluation économique qui soit en accord avec la région d'étude.

## 4.3. Absorption de nitrates vs. Émissions de $\text{N}_2\text{O}$

L'absorption des nutriments azotés par les écosystèmes marins est un processus écologique indispensable au bon fonctionnement des écosystèmes, et à la productivité primaire. Toutefois, le cycle de l'azote est bien plus complexe (Capone et al., 2008). Certains processus

comme l'enfouissement de l'azote dans le sédiment, le broutage des plantes par les herbivores et l'exportation de la litière en décomposition (sur les plages par exemple) seraient idéalement à prendre en compte dans le cycle global de l'azote dans les écosystèmes du PNBA. Un autre aspect du cycle de l'azote est la part de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) libéré dans l'atmosphère suite au processus de nitrification/dénitrification, qui augmente avec un enrichissement en matière azotée (Kreuzwieser et al., 2003 ; Fernandes et al., 2010). Le protoxyde d'azote est un puissant gaz à effet de serre avec un potentiel de réchauffement de la planète environ 298 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone :  $CO_2$ , et environ 12 fois celui du méthane :  $CH_4$  (Forster et al., 2007). Ces émissions constituent la principale source de dégradation de la couche d'ozone (Ravishankara et al., 2009). Définir si le PNBA est hautement enrichi en nutriments par la présence des oiseaux et des fortes concentrations de mollusques, renseignerait dans un premier temps sur les émissions potentielles de protoxyde d'azote. En effet, le niveau d'enrichissement du milieu modifie le bilan net d'émissions de  $N_2O$  par exemple dans les marais salés (Rhougan et al., 2018). Dans certains cas, les mangroves à fortes teneurs en carbone dans les sédiments, assimileraient le  $N_2O$  pour assurer les processus de dénitrification (Erlor et al., 2015). La dynamique du  $N_2O$  est encore peu étudiée dans de nombreux habitats marins côtiers, notamment les herbiers (Murray et al., 2015), et mériterait une plus grande attention afin d'évaluer le budget global de  $N_2O$ , et de réduire l'incertitude entourant les prévisions d'émissions de protoxyde d'azote par les écosystèmes marins. Si tel était le cas dans le PNBA, il faudrait contrebalancer les bénéfices d'absorption et de stockage du carbone, par les émissions de protoxyde d'azote (Rhougan et al., 2018), et dans la même logique, intégrer les émissions de méthane. En effet, les zones humides sont considérées comme l'un des plus gros contributeurs (environ 30%) des rejets mondiaux de méthane (IPCC, 2013).

## 5. CONCLUSION

Les transferts de valeurs et l'extrapolation des taux d'absorption et de stockage des éléments nutritifs à l'ensemble du PNBA sont risqués. Toutefois, cette étude tient compte de la variabilité inter- et intra- spécifique pour chaque écosystème, et le service a été pondéré d'après l'état écologique des herbiers. L'évaluation économique du service de bioremédiation repose sur les taux de dénitrification de chaque écosystème marin et du coût d'élimination d'un kilogramme d'azote en Mauritanie. La valeur totale du service de bioremédiation atteint 46,3 millions MRU/an, avec une valeur basse de 16,5 millions MRU/an et une valeur haute de 281 millions MRU/an. Des mesures locales des taux de dénitrification pour chaque écosystème permettrait d'affiner sensiblement la fourchette monétaire du service rendu. Aussi, cette étude soulève un grand besoin de développer des programmes de recherche coordonnés au niveau mondial, avec des méthodologies standardisées, à des échelles spatiales et temporelles plus grandes.



## PARC NATIONAL DU BANC D'ARGUIN



# Évaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie

## Rapport Final

Décembre 2018

