République Islamique de Mauritanie
Honneur - Fraternité - Justice
Ministère des Pêches et de l'Economie Maritime

الجمهورية الإسلامية الموريتانية
شرف - إخاء - عدل
وزارة الصّيد والاقتصاد البحري

ISSN 1727-8333

المعهد الموريتاني لبحوث المحيطات والصيد

Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches

BULLETIN SCIENTIFIQUE

Volume 33 - Juin 2021

الجمهورية الإسلامية الموريتانية

وزارة الصيد والاقتصاد البحري

النشرة العلمية للمعهد الموريتاني لبحوث المحيطات والصيد

المجلد 33 يونيو 2021

تم إنشاؤه منذ عام 1972

République Islamique de Mauritanie

Ministère des Pêches et de l'Economie Maritime

BULLETIN SCIENTIFIQUE DE L'INSTITUT MAURITANIEN DE RECHERCHES OCEANOGRAPHIQUES ET DES PECHES

Volume 33 - juin 2021

Crée depuis 1972

الافتتاحية

إنّه لمن دواعي الغبطة والسّرور، قرّاءنا الأعزاء، أن أشارككم هذا العدد الجديد من *النشرة العلمية للمعهد الموريتاني لبحوث المحيطات والصّيد*، والتي تمثّل شعارا لحيوية البحث العلمي ووضوحا أكبر لرسالة المعهد، وذلك بعد أكثر من عقد من السّبات.

إنَّ هذا الإصدار يبعث على الاطمئنان لأكثر من سبب؛ فهو أولا يمثل، بكل تأكيد، إعادة إحياء لأنشطة البحث العلمي في مجال المحيطات والثّروة السّمكية في موريتانيا، كما أنه يأتي في سيّاق مسار متواصل من إعادة تعبئة الوسائل المادية والمالية لدعم أنشطة البحث، مما يمكّن المعهد من إنجاز المهام السيَّادية المنُوطة به، وأخيرا؛ يشكل هذا الإصدار تتويجا لإعادة هيكلة المعهد إثر اعتماد هيكل تنظيمي جديد وعمَلي، قادر على تسهيل تنفيذ أنشطة علمية نوعية.

سبب آخر يدعوني للارتياح والاطمئنان؛ كونُ هذا العدد يتميز بإبداع حقيقي، فلأوّل مرة تُترجم كلُّ الخلاصات البحثية إلى اللغتين العربية والإنجليزية، وذلك سعيا إلى نشر واسع للأعمال العلمية في موريتانيا.

لهذه الأسباب جميعا، يشرّفني أن أقدّم هذه النشرة العلمية التي تتمحور حول ثلاثة مواضيع بحثية: البيئة (التلوث البحري، نفوق الحيتان)، حفظ الطبيعة (دور الحظيرة الوطنية لحوض آركين)، الجانب الاجتماعي والاقتصادي (أهمية أسماك السطح الصغيرة في موريتانيا)، وهي مواضيع وإشكالات تدخل في صميم الاهتمامات الحالية لبلدنا، ومن وراء ذلك لعالَمٍ يتميّز أكثر من أي وقت مضى بتأثيرات سلبية للتغيّر المناخي وجائحة كوفيد-19، وهو ما يؤثر بشدة على استدامة سُبل العيش، بل حتى مصادر الرّزق لمجتمعاتنا.

يسعدني بهذه المناسبة أن أشيد بروح المبادرة والعمل التطوّعي لدى فريق التّحرير الذي رفع تحدّيا كبيرا من خلال إنجاز هذا المشروع المثير لإعادة إحياء *النشرة العلمية للمعهد*، واجهة معهدنا، وهو رهان كان في البداية بعيدَ المنال بعد عَقْد من الغيّاب، كما أهنئ أيضا أصحاب النصوص المنشورة في هذه العدد، من جهة أخرى، أعبّر عن امتناني العميق للمُعلّقين والمُصحّحين، والذين على الرّغم من انشغالاتهم العديدة، قدّموا دعما قيّما لتحرير هذا العدد، إلى هؤلاء أقدّم كاملَ الامتنان والتّقدير.

ختاما لهذه الافتتاحية؛ يحدُوني أمل كبير لرؤية هذا العمل القيّم، السّاعي لإعادة إحياء الانتاج العلمي، وقد استمر في الزّمن، وغرس روحًا إيجابية للتّنافس بين علميي المعهد، وبينهم وشركائهم الوطنيين والأجانب، ليثمر كلّ ذلك انتاجية علمية تُعيد للمعهد ألَقَه القديم.

محمد الحافظ أجيون

مدير المعهد

EDITORIAL

C'est pour moi un réel plaisir de partager avec vous, chers lecteurs, ce nouveau numéro du *bulletin de l'IMROP*, symbole de la vitalité de la recherche et surtout de la visibilité de l'Institut, après plus d'une décennie d'interruption.

Cette parution notable est réconfortante à plus d'un titre : d'abord, elle marque une redynamisation certaine des activités de recherches océanographiques et halieutiques en Mauritanie. Ensuite, elle intervient à la suite d'un processus soutenu de (re)mobilisation de moyens matériels et financiers pour appuyer les activités de recherches permettant de réaliser les missions régaliennes dévolues à l'IMROP. Enfin, elle constitue un des points d'orgue de la réorganisation de l'Institut consécutivement à l'adoption d'un nouvel organigramme fonctionnel plus à même de faciliter la mise en œuvre de travaux scientifiques de qualité.

Mon autre motif de satisfaction et de réconfort vient du fait que ce numéro se caractérise par une véritable innovation. En effet, pour la première fois, tous les résumés des articles sont déclinés non seulement en français mais également en anglais et en arabe, pour une plus large diffusion des travaux réalisés en Mauritanie.

Pour toutes ces raisons, je suis heureux de présenter ce bulletin structuré autour d'un triptyque : environnement (pollution marine, échouage de cétacés), conservation (rôle du Parc National du Banc d'Arguin) et socio-économie (importance nationale des petits pélagiques côtiers). Ces axes sont des problématiques inscrites au cœur des préoccupations actuelles de notre monde plus que jamais marqué par les effets de la péjoration climatique et de la pandémie de la Covid-19 qui affectent rudement la durabilité des moyens d'existence voire de subsistance de nos populations.

Ainsi, je tiens à féliciter vivement le volontarisme et l'esprit d'initiative de l'équipe de recherche qui a relevé un défi majeur en portant et faisant aboutir ce projet exaltant de revitalisation du *Bulletin de l'IMROP*, vitrine de notre institution, un pari, qui pourtant, au départ, était loin d'être gagné après une décennie d'interruption. Mes félicitations vont également à l'endroit des auteurs des textes publiés dans notre bulletin. J'exprime, par ailleurs, ma profonde gratitude aux relecteurs /correcteurs qui, en dépit de leurs multiples occupations, n'ont ménagé aucun effort pour la matérialisation du présent numéro. Qu'ils trouvent, ici, l'expression de toute ma gratitude.

Pour clore cet éditorial, je formule l'ardent vœu de voir cet appréciable travail de revitalisation de la production scientifique s'inscrire dans la durée et insuffler un esprit de saine émulation entre scientifiques de l'Institut et entre ces derniers et leurs pairs tant nationaux qu'étrangers et, in fine, féconder une prolifique production scientifique qui redonnera à l'IMROP son lustre d'antan.

Mohamed El Hafedh Ejiwen
Directeur de l'IMROP

AVIS SUR LE CONTENU DU BULLETIN

COMITÉ SCIENTIFIQUE : Le comité scientifique du *Bulletin de l'IMROP* ou comité de lecture soutient l'effort du comité de rédaction. Les membres du comité scientifique s'assurent, en collaboration avec le comité de rédaction de la validité des articles soumis. Les membres sont mis à contribution pour donner leurs avis sur les articles soumis mais également sur la pertinence des problématiques devant être traitées dans le bulletin. Celui-ci se veut pluridisciplinaire et se focalise sur le champ des sciences halieutiques, de l'océanographie et des pêches. Les membres du comité ont été choisis sur la base des critères de réputation, de disponibilité et d'engagement mais aussi de la maitrise des thématiques de recherche de l'IMROP.

Patrice BREHMER (PhD, HDR), Membre du Conseil Scientifique de l'IMROP, Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Département Océans, UMR 195 Lemar, BP 1386, Dakar, Sénégal,

Cheikh Abdellahi OULD INEJIH (PhD), Membre du Conseil Scientifique de l'IMROP, DDECOMAR B2-29, Ksar, Nouakchott, Mauritanie,

Dr. Othman Jarboui, Directeur Laboratoire des Sciences Halieutiques, Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), 28, Street of March 02, 1934 – 2025 Salambo, Tunisia,

Ahmed AFLI (Ingénieur-PhD), Professeur, Laboratory of Marine Biodiversity & Biotechnology, Institut National des Sciences et Technologies de la Mer I INSTM, 28, Street of March 02, 1934 - 2025 Salammbô, Tunisia,

Abdou Daïm Abdoul Aziz DIA, Socio-anthropologue, Conseiller Technique, Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

Mamadou Dia (PhD), Coordinateur du Programme II "Ressources Halieutiques et Environnement", Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

COMITÉ DE REDACTION : Le comité de rédaction est l'instance souveraine du *Bulletin de l'IMROP* qui prend, exécute et contrôle toutes les décisions. Il est ouvert à tout le personnel scientifique de l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches. Il tient des réunions régulières pour le suivi des articles soumis et leurs révisions (retour des arbitres). Ses membres sont cooptés pour leurs compétences scientifiques et éditoriales couvrant le champ de l'océanographique et des pêches. Les membres du comité d'édition ont un mandat en charge : (1) de la définition des lignes éditoriale et scientifique du bulletin, (2) de la désignation des membres du comité scientifique (révision par les pairs), (3) de la sélection des articles thématiques, (4) de l'évaluation des articles : supervision du processus d'évaluation mené par le comité scientifique et (5) de la contribution à la promotion du *Bulletin de l'IMROP*.

Le comité de rédaction se saisit de toutes les questions politiques, administratives, éditoriales et scientifiques qui concernent le bulletin. Sa composition respecte les disciplines de la recherche océanographique et des pêches et il est constitué par :

Moulaye Mohamed WAGNE (PhD), Chercheur au Laboratoire d'Etudes des Milieux Marins et Côtiers (LEMMC)-Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

Saïkou Oumar KIDE (PhD), Chercheur au Laboratoire de Biologie et Ecologie des Organismes Aquatiques (LEBOA)- Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

Ahmed DIAGNE, Chercheur au Laboratoire de Biologie et Ecologie des Organismes Aquatiques (LEBOA)- Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

Hammoud EL VADHEL, Chercheur au Laboratoire d'Évaluation des Ressources Vivantes Aquatiques (LERVA)-Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie,

Cheikh Ibrahima SAKHO, Chef du Centre de Communication et d'Information (CCI)-Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou, Mauritanie.

INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

SOUMISSION AU BULLETIN DE L'IMROP

Les soumissions doivent être faites par voie électronique via le mailing **bulletin.imrop@gmail.com**. Une fois le manuscrit soumis, l'auteur pourra correspondre avec le Comité de Rédaction (CR) du *bulletin de l'IMROP*. Celui-ci se chargera de transmettre le manuscrit au moins à deux membres du Comité Scientifique (CS) de l'IMROP. Ceux-ci ont un délai au moins d'un mois environ, pour évaluer les produits soumis à leur appréciation. L'évaluation portera sur la pertinence et l'originalité de la problématique abordée, elle se prononcera sur le fonds et la forme du manuscrit (fiabilité des résultats, qualité rédactionnelle, cohérence, etc.).

Dans le cadre du processus de soumission, les auteurs sont tenus de respecter la conformité de leur manuscrit avec les éléments ci-dessous. Le non-respect de directives arrêtées entraîne ipso facto le rejet du manuscrit lequel sera renvoyé à l'auteur avec notifications.

Les articles de recherche soumis au *Bulletin de l'IMROP* doivent décrire les résultats de la recherche originale non publiée. Ils doivent apporter une contribution substantielle à la connaissance scientifique et à la compréhension de la problématique traitée.

STRUCTURE GENERALE DU MANUSCRIT

Veuillez noter que le *Bulletin de l'IMROP* n'acceptera que les manuscrits soumis et respectant scrupuleusement la structuration qui sied aux articles scientifiques et déclinés selon les normes :

LE TITRE : Le titre doit être concis et suffisamment informatif.

Prénoms et Nom (s) complet (s) de l'auteur et des co-auteurs
Affiliation(s)
Adresse e-mail de l'auteur correspondant

LE RESUME : Les articles de recherche doivent fournir un résumé de 300 mots maximum résumant les objectifs de la recherche, les principaux résultats et conclusions. Le résumé ne doit pas contenir d'abréviations non définies ou de références non spécifiées.

MOTS CLES : Veuillez fournir une liste de quatre à six mots clés qui peuvent être utilisés à des fins d'indexation et placée sous le résumé.

TEXTE PRINCIPAL : Le corps du manuscrit doit être structuré de manière logique et facile à suivre. Une partie introductive claire doit être fournie pour permettre aux non-spécialistes du sujet de comprendre la publication et un contexte du ou des problèmes concernés. Des parties sur les méthodes, les résultats, la discussion et les conclusions peuvent ensuite suivre pour détailler clairement les informations et les recherches présentées.

MISE EN FORME DU TEXTE : Les manuscrits doivent être soumis au format MS Word. Utilisez une police normale et simple (par exemple, Century Gothic 12 points) pour le texte du manuscrit.

Numéroter les lignes du manuscrit en usant de la fonction « Mise en page ►Numéros de lignes » et utiliser également la numérotation automatique des pages pour les numéroter. Pour créer vos tableaux, utilisez la fonction « Insertion ►Tableau », et non des feuilles de calcul. Pour les formules ou équations, utilisez la fonction d'éditeur d'équations « Insertion ►Equation ». Pour la nomenclature binomiale des espèces, les italiques doivent être utilisés pour mettre l'accent sur les noms taxonomiques. Les abréviations doivent être définies dès la première mention et utilisées de manière cohérente par la suite. Les notes de bas de page peuvent être utilisées pour donner des informations supplémentaires, qui peuvent inclure la citation d'une référence incluse dans la liste de références. Enregistrez votre fichier manuscrit au format *.docx (Word 2007 ou supérieur).

TABLEAUX : Tous les tableaux doivent être numérotés en chiffres romains (Tab. I, Tab. II, etc.). Ils doivent toujours être cités dans le texte par ordre numérique consécutif. Fournir une légende pour chaque tableau (titre) expliquant les composants du tableau. Les notes de bas de page des tableaux doivent être indiquées par des lettres minuscules en exposant et incluses sous le corps du tableau.

- des échantillons certifiés sont utilisés pour valider la méthode (Tab. I)
- **Tableau I :** Valeurs des concentrations en mercure total (moyenne ±écart type)

FIGURES : Dans les figures le lettrage, doit être de la police Century Gothic comme dans le texte du manuscrit. Garder une taille constante tout au long de vos illustrations, généralement d'environ 12 pt. Toutes les figures doivent être numérotées en chiffres arabes et elles doivent toujours être citées dans le texte dans l'ordre numérique consécutif. Les parties de la figure doivent être désignées par des lettres majuscules (**A**, **B**, **C**, etc.).

- Seules les structures de tailles des deux espèces les plus fréquentes (marsouin commun, grand dauphin) sont présentées dans le cadre de ce travail (Fig. 6 et Fig. 7)
- **Figure 6 :** Structure en taille des spécimens de marsouin commun.
- **Figure 7 :** Structure en taille des spécimens du grand dauphin.

REMERCIEMENTS (facultatif) : Les remerciements aux personnes, aux bailleurs de fonds, etc. doivent être placés dans une section après la conclusion. Les noms des organismes de financement doivent être écrits en toutes lettres.

LA BIBLIOGRAPHIE : Toute la bibliographie citée dans le texte du manuscrit doit être répertoriée à la fin dans la partie « Bibliographie ». Citez les références dans le texte par nom et année entre parenthèses, quelques exemples à suivre :

- Highest spatial variation of salinity and temperature is observed in the sector between 20°00'N and 20°30'N (Loktionov, 1989)

- This must be related to the stability in the upwelling system (Bez & Braham, 2014)
- The PNBA also harbours small numbers of nesting turtles, including green sea turtles and sporadically loggerheads (Hama *et al*., 2018)
- More in details, as recalled by Kidé *et al.,* (2015)
- Sardinella (*Sardinella aurita* and *S. maderensis*) play an important role in NWA fisheries and marine ecosystems (Fréon *et al.*, 1982; Ould Taleb Sidi, 2005; Fréon *et al.*, 2009; Braham, 2010; FAO, 2011)

NB : La liste de la bibliographie ne doit inclure que les travaux qui sont cités dans le manuscrit et qui ont été publiés ou acceptés pour publication. Les entrées de la liste de la bibliographie doivent être classées par ordre alphabétique selon les noms de famille du premier auteur de chaque publication.

Bez, N., & Braham, C.B. (2014). Indicator variables for a robust estimation of an acoustic index of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71, 709–718.

Braham, C.B. (2010). Évaluation du stock de sardinelle ronde en zone Nord-Ouest Africaine : Évaluation et Cartographie de l'abondance du stock de la sardinelle ronde en Zone Nord-Ouest Africaine. Editions Universitaires Européennes

Fréon, P., Barange, M., & Arístegui, J., 2009. Eastern boundary upwelling ecosystems: integrative and comparative approaches, an introduction. Prog. Oceanogr. 83 (1–4), 1–14.

Fréon, P., Stéquert, B., & Boëly, T. (1982). La pêche des poissons pélagiques côtiers en Afrique de l'Ouest des îles Bissagos au nord de la Mauritanie : description des types d'exploitation. *Rapp. Pv. Réun. Cons. Int. Expl. Mer*. 180, 399–404.

Hama, F.L., Dyc, C., Bilal, A.S., Wagne, M.M., Mullie, W., Sidaty, Z.A., & Fretey, J. (2018). *Chelonia mydas* and *Caretta Caretta* nesting activity along the Mauritanian coast. *Salamandra*, *54*, 45–55.

Kidé, S.O., Manté, C., Dubroca, L., Demarcq, H., & Mérigot, B. (2015). Spatio-temporal dynamics of exploited groundfish species assemblages faced to environmental and fishing forcings: Insights from the Mauritanian exclusive economic zone. *PLoS One*, 10(10), e0141566. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141566.

Loktionov, Y. (1989). Analyse des variations de la température de l'eau de surface le long des côtes mauritaniennes. In: Josse (2ème Rapp. GT) "Les Ressources Halieutiques de la ZEE Mauritanienne : Description, Evaluation et Aménagement." COPACE/PACE SERIES 89/49, Nouadhibou, 114-126.

Ould Taleb Sidi, M., (Ph.D. thesis) (2005). Pelagic resources in Mauritania and the northern region of West Africa: variability spatial and temporal dynamics and diagnostics. ENSAR, France, pp. 215–223.

Bulletin Scientifique de l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches

Volume 33
Juin 2021

SOMMAIRE

Teneur en mercure et extraction artisanale aurifère : le cas de l'exploitation de Chami sur l'écosystème marin du Parc National du Banc d'Arguin (Mauritanie)

Moulaye Mohamed WAGNE, Émilie DASSIE, Mohamedou SOW, Oumou DIA, Régine MAURY-BRACHET

Pages : 1 - 11

Bilan du suivi des échouages des cétacés en Mauritanie

Abdellahi Samba BILAL, Moulaye Mohamed WAGNE, Abdoulaye WAGUE, Abdoul DIA

Pages : 12 - 20

Inventaire de la faune ichtyologique de la baie de Saint-Jean, Banc d'Arguin (Mauritanie)

Ahmed DIAGNE, Saikou Oumar KIDE, Alioune NIANG

Pages : 21 - 32

Composition et diversité de la macrofaune benthique dans la baie de Saint-Jean, Banc d'Arguin, Mauritanie

Saïkou Oumar KIDE, Ahmed DIAGNE, Marième BOUJMAA

Pages : 33 - 46

Evaluation des performances économiques de la pêche côtière des petits pélagiques en Mauritanie : Quelles valeurs ajoutées des sennes tournantes de la pêche artisanale ?

Elimane Abou KANE, Abou Ciré BALL, Assane Dedah FALL, Mohamed Saleck HAIDALLAH, Oumar Hamet WAGNE, Ely Sidi BEIBOU, Abdou Daïm DIA

Pages : 47 - 64

Teneur en mercure et extraction artisanale aurifère : le cas de l'exploitation de Chami sur l'écosystème marin du Parc National du Banc d'Arguin, Mauritanie

Moulaye Mohamed WAGNE [1,2,*], Émilie DASSIE[3], Mohamedou SOW[3], Oumou DIA [3], et Régine MAURY-BRACHET[3]

[1] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LEMMC- Laboratoire d'Etudes des Milieux Marins et Côtiers - BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[2] UR- EBIOMESN –Unité de Recherche « Ecologie Marine, Environnement, Santé et Nutrition » - Faculté des Sciences et Techniques - Université de Nouakchott Al Aasriya, BP 880, Nouakchott, Mauritanie
[3] UMR CNRS 5805 EPOC – OASU - Station Marine d'Arcachon - Université de Bordeaux, Place du Docteur Bertrand Peyneau 33120 Arcachon cedex, France

*Auteur correspondant : M.M. WAGNE bouhwagne@gmail.com

المُحتوى الزّئبقي وتعدين الذهب الحِرَفي: حالة استغلال الذهب في الشامي وتأثيرها على النظام الإيكولوجي البحري لحوض آركين (موريتانيا)

ملخّص:
منذ عدّة سنوات، أصبحت المدينة الجديدة للشَامي منطقة للمعالجة الحِرَفية للذهب، تعتمد هذه الطريقة على مَلغمة الذّهب بالزئبق والذي يعتبر أحد المعادن المُتطايرة، ونظرا لقرب هذه المدينة من النظام الإيكولوجي لحوض آركين، المصنّف من طرف اليونيسكو ضمن مواقع التراث العالمي، قمنا بتقييم بعض التأثيرات البيئية المحتملة لأنشطة تعدين الذهب الحِرفي على النظام الإيكولوجي لحوض آركين، وانطلاقا من احتمال إمكانية نقل مخلفات الزّئبق المُختزنة في الحمأة المتبقية من التعدين الحِرفي بواسطة الرّياح السائدة إلى السهول الطينية، ومن ثم تلويث الشبكة الغذائية لحوض آركين، قمنا بأخذ عينات من عدة مصفوفات من الرّواسب والنوع السّمكي *Sarotherodon melanotheron* وريش عدة أنواع من الطيور (*Phoenicopterus rose*, *Egretta dimorpha*, *Ardea alba*, *Microcarbo africanus* و *Phalacrocorax carbo*) تم جمع هذه العيّنات من ستة مواقع في حوض آركين، وذلك لتقييم مستوى التلوث بالزئبق.
تُشير نتائج هذه الدراسة إلى وجود قيّم تميز المناطق الخالية من التلوث، وهو ما يستبعد، كاستنتاج أولي، أيّ تلوث لحوض آركين مصدره منطقة تعدين الذهب الحِرفي في الشامي.
تتراوح قيّم المحتوى الزّئبقي التي تم قياسها في عيّنات الرّواسب في حوض آركين ما بين 0.209 ± 0.335 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف و 0.181 ± 0.503 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف، وتعتبر هذه النسب أقل من مستوى التأثير المحتمل PEC (Smith et al., 1996) والذي يصل إلى 1.06 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف. في المقابل؛ وصلت نسبة الزئبق في العيّنات التي تم أخذها من الحمأة المتبقية في موقع التّعدين الحِرفي إلى 10.734 ± 56.405 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف، أي محتوى زئبقي أكبر مئة مرة من المحتوى الزئبقي الذي تم الكشف عنه في حوض آركين.
تُشير نتائج هذه الدّراسة أيضا إلى وجود نسبة ضعيفة من التلوث في عضلات الأنواع السمكية التي تم أخذها، وهي نسبة تصل إلى 0,008 ± 0,002 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الرّطب وهي أقل من المعايير الغذائية الدولية (منظمة الأمم المتحدة للأغذية والزراعة/المنظمة العالمية للصحة) المحدّدة ب 0.5 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الرطب، أما مستوى تلوّث ريش الطيور فيتراوح ما بين 0.176 ± 0.575 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف و 1.187 ± 2.854 ملغ لكل كيلوغرام من الوزن الجاف وهي نسب عند مقارنتها بمناطق أخرى من العالم (البحر الأبيض المتوسط، جنوب شرق المحيط الهادي) تبدو أقل تلوثا.
من ناحية أخرى، يبدو من المهم جدّا تحليل الشكل العضوي للزئبق (ميثيل الزئبق) الذي يعتبر أكثر أنواع الزئبق سُمّية، وكذلك القيام بدراسات من أجل محاولة التنبؤ باحتمالية تلوث حوض آركين على المدى البعيد عن طريق موقع التعدين الحِرفي للذهب الواقع على بعد 25 كلم في نفس مُستجمع المياه، وذلك بالنظر إلى مستوى التلوث بالزئبق الذي تمت ملاحظته من خلال هذه الدراسة في مدينة الشامي.
الكلمات الرئيسية: التعدين الحِرفي للذهب، الزئبق، حوض آركين، الشامي، موريتاني

RESUME
La ville nouvelle de Chami est depuis quelques années une zone de traitement aurifère artisanal. Cette méthode de traitement est basée sur le principe de l'amalgamation de l'or par le biais du mercure qui est un métal volatil. En raison de la proximité de cette ville avec l'écosystème du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA), classé au patrimoine mondial de l'humanité par l'UNESCO, nous avons évalué certains impacts environnementaux potentiels des activités de traitement aurifère artisanal sur l'écosystème du PNBA. Pour ce faire Tenant compte de la possibilité que des résidus de mercure, emmagasinés dans des fragments de boue de l'exploitation aurifère, peuvent être transportés par les vents et se déposer sur les vasières et ainsi contaminer le réseau trophique du PNBA, nous avons prélevé des échantillons constitués de plusieurs matrices dont les sédiments, une espèce de poisson (*Sarotherodon melanotheron*) et des plumes de plusieurs espèces d'oiseaux (*Phoenicopterus rose*, *Egretta dimorpha*, *Ardea alba*, *Microcarbo africanus* et *Phalacrocorax carbo*).

Collectés au niveau de six différents sites du PNBA, ces échantillons ont fait l'objet d'analyse pour évaluer leur niveau de contamination en mercure.
Les résultats des analyses révèlent des valeurs caractéristiques de zones indemnes de pollution excluant à priori toute contamination du PNBA provenant de la zone de traitement aurifère de Chami. Les teneurs mesurées dans les échantillons de sédiments du PNBA fluctuent entre 0,335±0,209 mg.kg^{-1} Poids Sec (PS) et 0,503±0,181 mg.kg^{-1} PS, ces dernières sont inférieures au PEC (Probable Effect Level ; Smith et al., 1996) qui est de l'ordre de 1,06 mg.kg^{-1} PS. En revanche, le taux de mercure présent dans les échantillons de boue résiduelle prélevés sur le site de traitement aurifère est de l'ordre de 56,405±10,734 mg.kg^{-1} PS, soit une teneur cent fois plus forte que celles relevées dans le PNBA. Nos résultats montrent également un faible taux de contamination dans les muscles des échantillons de poissons de l'ordre de 0,008±0,002 mg.kg^{-1} Poids Frais (PF), inférieur à la norme du *Codex Alimentarius* (Organisation pour l'alimentation et l'agriculture des Nations Unies/Organisation Mondiale de la Santé) fixée à 0,5 mg.kg^{-1} PF. Enfin, les niveaux de contamination des plumes des oiseaux étudiés fluctuent entre 0,575±0,176 mg.kg^{-1} PS et 2,854±1,187 mg.kg^{-1} PS . Ils sont relativement faibles comparativement à d'autres régions du monde (mer méditerranée et Sud-Est de l'océan Pacifique).
Par ailleurs, il est primordial en termes de perspective d'évaluer la forme organique du mercure, le méthylmercure qui est la forme la plus toxique mais également mener des études pour essayer de prédire une éventuelle contamination du PNBA à long terme par le site d'extraction situé à 25 km, dans le même bassin versant, au regard des niveaux de contamination observés à Chami par la présente étude.

Mots clés : Extraction aurifère artisanal, mercure, PNBA, Chami, Mauritanie.

Mercury content and artisanal gold mining: the case of Chami (Mauritania) near the marine ecosystem of Banc d´Arguin National Park

ABSTRACT
The news city of Chami is an artisanal gold production area since several years. This processing method is based on the amalgamation of gold with mercury, which is a volatile metal. Due to the proximity of this town to the ecosystem of the Banc d'Arguin National Park (PNBA), a UNESCO World Heritage site, we assessed potential environmental impacts of artisanal gold production activities on the PNBA ecosystem. To do this, taking into account the possibility that mercury residues accumulated in the residual sludge from the gold mining production can be transported by the winds, be deposited on the tidal flats, and thus contaminate the food chain of the PNBA. We used samples of several matrices, including sediments, fish (*Sarotherodon melanotheron*), and bird feathers (*Phoenicopterus rose*, *Egretta dimorpha*, *Ardea alba*, *Microcarbo africanus*, and *Phalacrocorax carbo*) collected over six sites in the PNBA to assess mercury contamination. The results of the analyses found in the PNBA indicate values that are characteristic of non-polluted areas, excluding a priori any contamination from the gold production zone of Chami. The concentrations measured in the sediment samples from the PNBA fluctuate between 0.335±0.209 mg.kg^{-1} DW (dry weight) and 0.503±0.181 mg.kg^{-1} DW, which are lower than the PEC (Probable Effect Level; Smith *et al*., 1996) of 1.06 mg.kg^{-1} DW. On the upside, the mercury level in the residual sludge samples collected at the gold production site of Chami is 56.405±10.734 mg.kg^{-1} DW, which is one hundred higher than those found in the PNBA. Our results also show a low level of contamination in the muscles of the fish samples in the order of 0.008±0.002 mg.kg^{-1} WW (wet weight), well below the *Codex Alimentarius* (Food and Agriculture Organization/World Health Organization) standard set at 0.5 mg.kg^{-1} WW. At last, the levels of contamination in the feathers of the birds studied fluctuate between 0.575±0.176 and 2.854±1.187 mg.kg^{-1} DW comparatively lower than in other regions of the world (Mediterranean Sea and South East Pacific Ocean). As perspective it is important to also analyze the organic form of mercury, methylmercury, which is the most toxic form, but also to study and try to predict a possible long-term contamination of the PNBA by the extraction site located 25 km from it in the same watershed, due to the high levels of contamination observed by the present study in Chami.

Keywords: artisanal gold production, mercury, PNBA, Chami, Mauritania.

INTRODUCTION

Le Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) est la plus grande aire marine et côtière protégée d'Afrique de l'Ouest avec une superficie de 1170000 ha. Il a été classé site Ramsar (zones humides d'importance internationale) en 1982 et site du Patrimoine mondial de l'UNESCO en 1989. Sa création (décret n° 76-147) avait pour objectif (loi N°2000-024 du 19 janvier 2000) entre autres (i) d'assurer le maintien de l'intégrité et de la productivité de ses ressources naturelles (ii) de contribuer à la préservation des espèces menacées d'extinction, comme les espèces migratrices qui se trouvent, dans la zone du parc, un lieu de d'escale et/ou de séjour et (iii) de mettre en place une aire marine protégée ayant une importance écologique et biologique dans la sous-région. Cependant, ce patrimoine écologique et culturel est exposé de plus en plus à de nombreuses menaces telles que (i) l'exploitation et l'exploration minière et pétrolière aux environs du parc, (ii) le transport maritime avec sa pollution chronique et accidentelles (marées noires en cas d'accident comme le mentionnent Strahm et *al*., (2014), (iii) les activités économiques grandissantes de la ville de Chami, notamment celle d'orpaillage.

En effet, la commune de Chami, créée en 2012 et composée jusqu'à une date récente par une population semi-nomade de 500 personnes, a vu sa population exploser et atteindre à 250000 habitants en 2016 avec le développement de l'orpaillage artisanal dans la région. Un tel boom démographique reste intimement lié au phénomène bien connu et documenté sous le vocable « ruée vers l'or ». Dès lors, la ville, en raison de sa position stratégique et de ses infrastructures et services, devient le centre névralgique de traitement artisanal de l'or.

L'orpaillage artisanal est pratiqué dans cette région par de groupes restreints de de 5 à 6 personnes (Fig. 1A). Après extraction de fragments de pierre de la roche mère aux 'canadien Kinross Gold, ceux-ci sont acheminés par véhicule vers divers sites de dépôts. Ceux-ci, avant 2018, étaient dans la ville qui joue un rôle de site de production aurifère, surnommé « le grillage ». En janvier 2018, un espace hors de Chami a été mis en place afin d'organiser et contrôler cette activité d'orpaillage.

L'extraction de l'or se fait par des unités de broyage des pierres (Fig. 1B) selon les procédés chimiques basées sur le principe de l'amalgamation de l'or, par le biais du mercure (Fig. 1C). L'extraction de 20 à 30 kg d'or nécessiterait 500 tonnes de pierres, 2500000 litres d'eau potable et 200 kg de mercure. Ces unités de broyage ne permettraient d'extraire que 30% de l'or. La boue résiduelle rejetée est alors stockée en grands monticules de boue séchée qui sont rachetés par des sociétés privées qui les « réexploitent » pour extraire les 70% d'or restant.

Une grande partie du mercure résiduel stocké dans ces monticules présente un risque potentiel pour la santé de personnes vivantes à proximité, en raison de la propriété volatile de ce métal. Les vapeurs de mercure inorganiques, reconnues comme hautement toxiques, peuvent impacter directement la santé des travailleurs et des résidents de la zone (Hong et *al*., 2012). De plus, ces vapeurs sont transportées par les vents dominants vers le PNBA situé à proximité. Ce mercure inorganique peut alors se déposer sur les vasières et est susceptible d'être transformé par les bactéries sulfato-réductrices en méthylmercure (Compeau & Bartha, 1987). Ce composé est très toxique pour les organismes car il traverse facilement les barrières biologiques, et peut s'accumuler et se bioamplifier le long du réseau trophique (Bank et *al*., 2007 ; Senn et *al*., 2010). De forts niveaux de contamination par le mercure au niveau des consommateurs finaux, comme les poissons et les oiseaux carnivores, ne sont pas à exclure. C'est eu égard à ces enjeux d'ordre environnementaux et sanitaires que nous avons entrepris ce travail de recherches afin d'évaluer le niveau de pollution

potentiel du mercure sur l'écosystème marin du Banc d'Arguin causé par l'extraction aurifère artisanale pratiquée dans la ville de Chami. A cet effet, le mercure a été analysé sur plusieurs matrices (sédiment, poissons et oiseaux piscivores) collectées dans le PNBA mais également sur les échantillons de boues résiduelles collectés au niveau des sites de production d'or à Chami.

Figure 1 : Extraction artisanale aurifère à Chami (Mauritanie), située dans le bassin versant du parc national du banc d'Arguin (PNBA), (A) Extraction des fragments de pierres, (B) Unités de broyage et (C) Bassins de décantation.

MATERIEL ET METHODES

Sites d'étude

Cinq sites dont la baie de Saint Jean, Iwik, Ebelgyasan, baie d'Awtef et enfin le site de traitement d'or à Chami ont fait l'objet de collecte d'échantillons pour le présent travail (Fig. 2).

Prélèvement des échantillons

Un total de 10 spécimens de poisson de l'espèce *Sarotherodon melanotheron* (tilapia) pêchés au filet a été disséqué. Sur chaque individu, un échantillon de muscle dorsal a été prélevé à l'aide d'un scalpel. Des échantillons de plumes d'oiseaux sédentaires et migrateurs ont été recueillis à la surface de la vasière. Ceux-ci proviennent des espèces suivantes : flamant rose, aigrette dimorphe, héron blanc, cormoran Africain et grand cormoran.

Pour les sédiments, trois séries d'échantillonnage ont été réalisés au niveau des cinq sites. La première série a été effectuée sur 1 cm au niveau des 10 stations marines de la baie de Saint Jean à l'aide d'une benne à sédiments de type Ekman d'une surface de 0,0225 m². La seconde série a été effectuée au niveau de huit stations pendant la marée basse sur les plages des sites Iwik, Ebelgyasan, baie d'Awtef à l'aide d'un carottier en PVC de 27 mm de diamètre sur une profondeur de 1 cm. Il s'agit d'un échantillon composite. Enfin, au niveau du site de traitement de l'or à Chami, les échantillons ont été collectés sur les sept zones différentes.

Les différents échantillons ont été séchés dans une étuve à température de moins 40°C pendant cinq jours et conservés ensuite dans des flacons en plastiques.

L'ensemble des échantillons ont été ensuite envoyés au laboratoire de recherche Environnements et Paléo environnements Océaniques et Continentaux (EPOC) de l'Université de Bordeaux en France.

Figure 2 : Carte des différents sites d'étude situés dans le Parc national du banc d'Arguin (Mauritanie).

Préparation des échantillons

Chaque échantillon a été pesé et une aliquote de 25 et 30 mg pour les muscles de poisson, de 20 à 25 mg pour les plumes d'oiseaux et de 5 mg pour les sédiments ont été prélevés. Pour les poissons les valeurs de concentration en Hg dans les muscles ont été transformées en poids frais afin de les comparer à la norme OMS de consommation humaine qui est de 0,5 mg Hg kg^{-1} poids frais. Le rapport entre poids frais et poids sec est de cinq (Maury-Brachet, 2006). Les résultats sont exprimés en poids frais : mg Hg kg^{-1} poids frais.

Pour les plumes, les analyses ont été effectuées sur plusieurs plumes d'une même espèce. Les plumes ont été ciselées en petits morceaux jusqu'à ce qu'elles aient la consistance d'une poudre homogène. Les échantillons de sédiments ont été broyés puis stockés dans des tubes en polypropylène. Les concentrations sont exprimées en poids sec dans les plumes et dans les sédiments (mg Hg.kg^{-1}).

Méthode d'analyse

Le mercure total est déterminé par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (AMA 254). Une aliquote d'échantillon est déposée dans une nacelle, les nacelles sont déposées sur un portoir par l'intermédiaire d'un passeur automatique, les nacelles sont introduites dans l'appareil où l'échantillon est successivement séché et pyrolysé à 750°C sous un flux continu d'oxygène. La totalité du mercure présent dans l'échantillon est ainsi transformée en Hg gazeux. Le flux d'oxygène véhicule ce dernier jusqu'à un piège à particules d'or, amalgamant le métal. Le piège est ensuite chauffé en quelque secondes à 500°C afin de libérer spontanément le mercure. Le métal parcourt alors l'une des deux cellules de lecture correspondant chacune à une gamme de concentration. L'appareil est étalonné en usine et un logiciel permet de choisir l'une ou l'autre des 2 gammes et exprime directement le résultat en concentration.

Au cours des analyses, des échantillons certifiés sont utilisés pour valider la méthode (Tab. I) : (1) pour les échantillons biologiques le IAEA 407 : (International Atomic Energy Agency Analytical Quality Control Services Canada) a été utilisé, il est composé par du muscle de poisson et (2) pour les sédiments les échantillons certifiés : MESS-3, PACS-2 ont été utilisés, ce sont des sédiments marins (en provenance du Conseil national de Recherches Canada).

Tableau I : Valeurs des concentrations en mercure total (moyenne ± écart type) des échantillons certifiés et les erreurs associées (IAEA 407, MESS-3 et PACS-2).

	IAEA 407	MESS-3	PACS-2
Hg total (mg kg^{-1})	0,222 ± 0,024	0,091 ± 0,001	3,04 ± 0,200

Pour éviter les problèmes de contamination résiduelle, les échantillons ont été passés du moins contaminé au plus contaminé.

- ✓ Le passage des échantillons d'oiseau a été effectué par rapport au régime alimentaire, du niveau trophique le plus faible au plus élevé soit : le flamant rose, l'aigrette dimorphe, le héron blanc, le cormoran Africain et le grand cormoran.
- ✓ Le passage des échantillons de sédiments a été fait du site le moins contaminé vers le plus contaminé, nous avons supposé que les échantillons du site du banc d'Arguin étaient moins contaminés que ceux du site d'orpaillage de Chami.

Approches statistiques

Les différences ou les effets significatifs ont été testés statistiquement au risque d'erreur α = 5%. Tous les résultats de statistiques descriptives sont donnés sous la forme de « moyenne ± l'écart type de la moyenne ». Afin de déterminer si l'effet significatif des différents facteurs pris en compte existe sur la concentration en mercure dans les échantillons biologiques analysés, une analyse de variance paramétrique a été effectuée, après vérification des hypothèses d'homogénéité de la variance et de normalité de la distribution des résidus. Lorsque les hypothèses ne sont pas vérifiées, une analyse de la variance non paramétrique de type Kruskall-Wallis a été effectuée. Puis un test post-hoc a été réalisé pour mettre en évidence les différences significatives. Tous ces calculs ont été effectués avec les logiciels R Core Team (2019).

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Les Poissons

Les résultats, relatifs au degré de contamination du muscle de poisson, montrent un faible taux de contamination (Fig. 3). Les concentrations sont homogènes entre les divers individus, il n'y a pas d'écart significatif entre les différentes concentrations et il n'y a pas de corrélation constatée entre les paramètres : « niveau de concentration » et « Longueur des poissons ».
De plus, la comparaison de la concentration de Hg dans les muscles de poissons avec la norme du *Codex Alimentarius* (Organisation pour l'alimentation et l'agriculture des Nations Unies/Organisation Mondiale de la Santé) fixée à 0.5 mg Hg kg^{-1} PF révèle un très faible niveau de contamination des espèces de poissons Tilapia dont la consommation ne présentent pour l'instant aucun signe dangerosité pour la santé humaine.

Des concentrations de mercure faible de l'ordre de 0,006 mg.kg^{-1} PF ont déjà été enregistrées dans les muscles d'une autre espèce de poisson *Mugil cephalus* débarquée au niveau du site Iwik (Wagne, 2013). Les résultats sont du même ordre de grandeur avec ceux obtenus pour des Tilapias collectés au niveau des sites non contaminés (Tab. II). Ceci indique que la zone est non contaminée, car il est au même niveau de contamination que les sites de références étudiés. De plus, la comparaison avec d'autres poissons ayant un même régime alimentaire (herbivore) mais d'espèces différentes révèle les mêmes niveaux de concentrations en Hg (Laperche *et al.*, 2007), valeur représentative d'un site non contaminé.

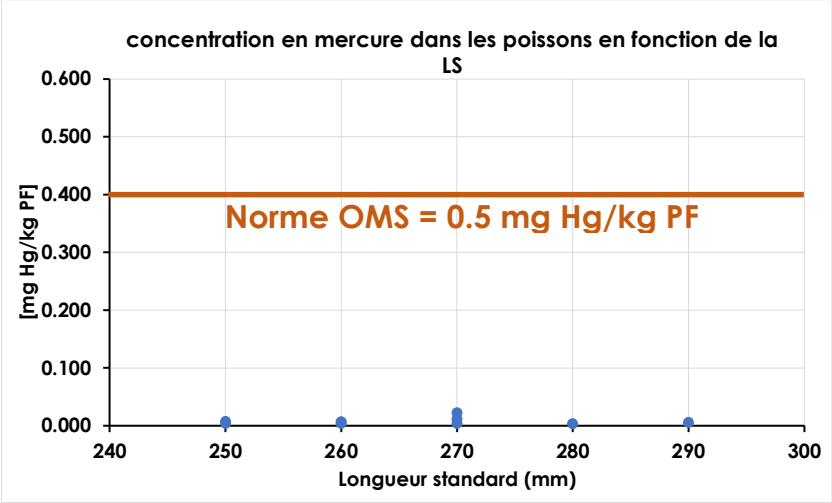


Figure 3 : Variation de la concentration en mercure dans les muscles du tilapia en fonction de la longueur standard.

Tableau II : Comparaison de nos résultats obtenus sur le PNBA avec la littérature.

Localisation	Références	Moyenne (mg.kg^{-1} poids frais)
PNBA	Présente étude (2020)	0,008±0,002
Yuen Long, Hong Kong	Wang & Wang (2018)	0,005±0,002
Isfahan City, Iran	Hemmatinezhad (2017)	0,017±0,003

Les plumes d'oiseaux

Le niveau de contamination le plus élevé dans les plumes des oiseaux étudiés se trouve chez le grand cormoran *Phalacrocorax carbo* (Fig. 4A). Ce résultat est en accord avec son régime alimentaire, car c'est un prédateur terminal qui consomme essentiellement des poissons. La comparaison entre les deux espèces de cormorans révèle que le cormoran Africain *Microcarbo africanus* est 2,5 fois moins contaminé que le grand cormoran. Ce résultat est à corréler avec la taille des oiseaux (Fig. 3B). En effet, les deux cormorans ont le même régime alimentaire, mais le cormoran Africain est deux fois plus petit que le grand, il a donc un tractus digestif plus petit et il consomme de plus petites proies.

Le héron blanc ou Grand Aigrette *Ardea alba* et l'aigrette dimorphe *Egretta dimorpha* ont le même régime alimentaire mais qui différent de celui des cormorans. En effet, ils consomment des petites proies de diverses natures (petits poissons, grenouilles, insectes aquatiques et petits crustacés). Les résultats montrent que les deux espèces *Ardea alba* et *Egretta dimorpha* sont moins contaminées que les cormorans (Fig. 3A) car les proies consommées le sont moins (Maury *et al.*, 2006). La différence de contamination observée entre les deux espèces est aussi en nette corrélation avec la taille des oiseaux (Fig. 4B), l'aigrette étant plus petite que le héron blanc, elle consomme alors des proies de petites tailles et de ce fait, elle est moins sujette à la contamination.

Le Flamant Rose (*Phoenicopterus rose)* est l'oiseau le moins contaminé, ce résultat est à mettre en relation avec le type de proies consommées. Il se nourrit essentiellement d'artémias qui sont de petits crustacés qui sont très peu contaminés. Cette étude révèle également que les flamants roses du banc d'Arguin sont moins contaminés que ceux des différents sites étudiés en méditerranée Borghesi (2011). La même constatation est faite pour le cormoran Africain (Ochoa-Acuna *et al.*, 2002). Dans cette étude, le cormoran africain est proche de l'espèce étudiée : le cormoran impérial, ils sont de poids et de taille comparable.

A l'inverse, pour le héron blanc, l'étude en Chine de Wang et al., (2012), montre que le héron blanc du Banc d'Arguin est quatre fois plus contaminé.

Les résultats ne peuvent cependant pas être validés par des tests statistiques en raison du faible nombre d'individu par espèce d'oiseaux (N ≤ 3) et en raison de la forte variabilité intra-espèce.

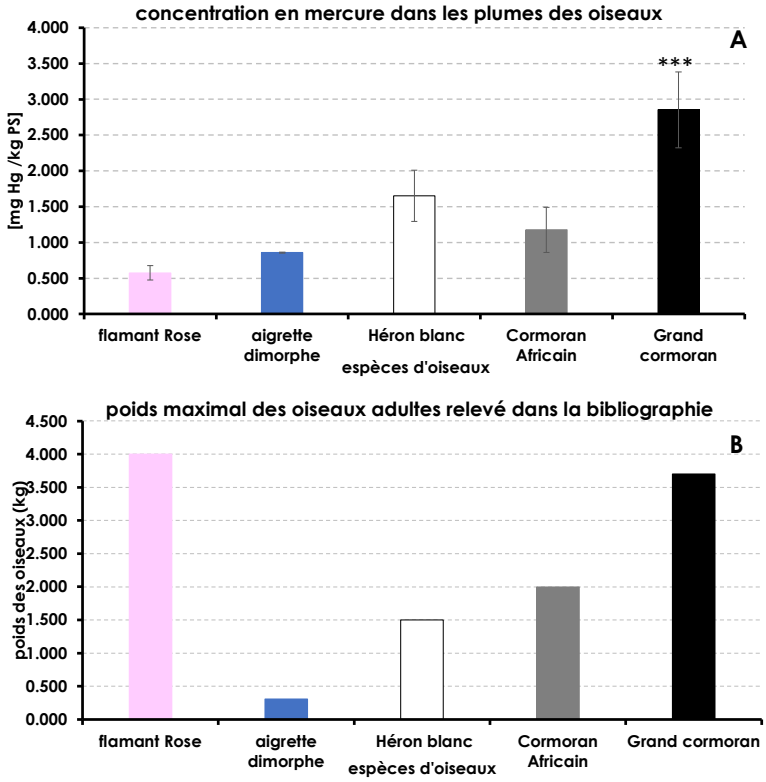


Figure 4 : (A) : Concentration (moyenne± écart-type) de mercure mesuré dans les plumes d'oiseaux étudiés. (B) : poids des oiseaux relevés dans la bibliographie.

Tableau III : Comparaison des résultats obtenus des moyennes (±) de concentration de mercure au PNBA avec la littérature.

Espèces	Localisations	Valeurs moyennes (erreur standard)	Références
Flamant Rose	PNBA	0,575 (±0,102)	Présente étude (2020)
	Méditerranée	0,734 (±0,017) in Zoo 2,092 (±0,357) in Cagliari	Borghesi, *et al.*, 2011
Héron blanc	PNBA	1,652 (±0,356)	Présente étude (2020)
	Chine : Nord-Est	0,447 (±0,091)	Wang, *et al.*, 2012
Cormoran Africain	PNBA	1,177(±0,316)	Présente étude (2020)
	Sud-Est Pacifique	1,600 (±0,100)	Ochoa-Acuna, *et al.*, 2002

Les sédiments

La boue prélevée sur le site de traitement de l'or à Chami est cent fois plus contaminée que les quatre autres sites du Banc d'Arguin (Tab. IV ; Fig. 5), cette différence de contamination est significative entre Chami et les quatre autres sites. Les résultats de l'analyse de la variance (ANOVA) du facteur a montré des différences significatives de concentration de mercure (F = 15 994 et p = $2{,}10^{-16}$ ***) entre les sites. Les tests multiples de comparaisons de moyennes de Tukey ont également montré que la concentration de mercure dans le site de Chami différait significativement de ceux dans le PNBA ($p<0.05$). Au niveau du

Banc d'Arguin, les sites Baie de Saint Jean et Baie de Awtef sont moins contaminées que les deux sites d'Ebelgyasan et du village Iwik (Tab. IV ; Fig. 5). La baie de Saint Jean présente des valeurs 1,5 fois plus faibles que celles du village d'Iwik, car ce dernier, plus proche de Chami, est par conséquent plus exposé aux dépôts atmosphériques chargés en mercure en provenance de la zone d'exploitation de l'or. Cependant, les résultats enregistrés restent élevés en les comparants avec les travaux antérieurs effectués au niveau des sites d'Iwik et de Mamghar dont les moyennes sont de l'ordre de 0,005±0,002 mg.kg^{-1} PS (MEDD, 2019).

Tableau IV : concentration moyenne en mercure dans les sédiments des sites étudiés.

Sites d'étude	Nombre d'échantillon	Moyenne (mg Hg kg^{-1} PS)
Iwik	3	0,503 ± 0,181
Ebelgyasan	3	0,501 ± 0,205
Baie Saint Jean	8	0,335 ± 0,209
Baie d'Awtef	2	0,358 ± 0,038
Ville de Chami	7	56,405 ± 10,734

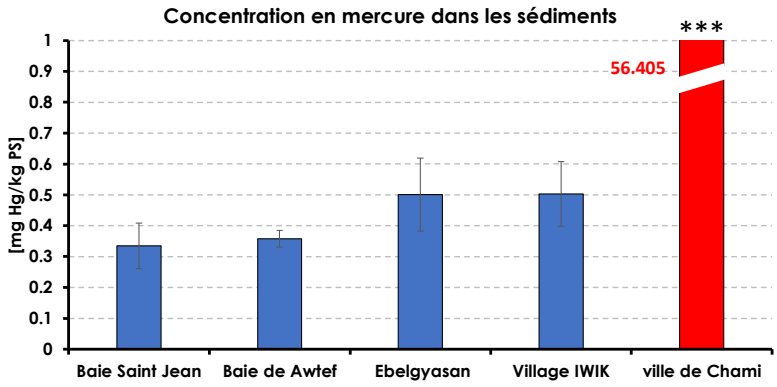


Figure 5 : Concentration (moyenne± écart-type) de mercure mesuré dans les sédiments.

Enfin, le PEC (Probable Effect Level, Canredon, 2016) est la concentration seuil au-dessus de laquelle des effets néfastes pour les organismes vivants sont attendus. La valeur du PEC est de 1,06 mg.kg^{-1} PS. Les valeurs mesurées dans le cadre de cette étude sur les quatre sites du Banc d'Arguin et celles des études antérieures (MEDD, 2019) restent plus faibles que la valeur du PEC. Ainsi, l'on peut affirmer que les niveaux de contamination dans les sédiments ne représentent par conséquent aucun risque pour les organismes vivants.

CONCLUSION

Les résultats des analyses de mercure dans les différents organismes (poisson et oiseaux) et dans les sédiments collectés au niveau du Banc d'Arguin ne révèlent pas de contamination particulière liée à la zone d'exploitation de l'or de Chami. Les valeurs sont caractéristiques des zones indemnes de pollution. Par contre, la boue prélevée sur le site de Chami a mis en évidence un niveau de contamination très élevé lequel est cent fois plus important que celui constaté au niveau des sédiments du Banc d'Arguin. En dépit du faible taux de contamination de l'espace du Banc d'Arguin au mercure, il n'en est pas moins urgent d'étudier le méthylmercure qui est la forme organique la plus toxique dont la caractéristique principale reste sa faculté à traverser facilement les barrières biologiques avant de s'accumuler et se bioamplifier le long du réseau trophique.

Une telle situation appelle à prendre des mesures urgentes de décontamination et de régulation des rejets issus de l'industrie aurifère afin de protéger le PNBA en raison de son rôle écologique, de son caractère esthétique et de son statut patrimoine mondial de l'Unesco.

BIBLIOGRAPHIE

MEDD, (2019). Suivi de la qualité de l'environnement marin et côtier mauritanien, état de référence. Document technique du *MEDD/DCE*, 132p.

Bank, M.S., Chesney, E., Shine, J.P., Maage, A., & Senn, D.B. (2007). Mercury bioaccumulation and trophic transfer in sympatric snapper species from the Gulf of Mexico. *Ecological Applications*, 17, 2100–2110. https://doi.org/10.1890/06-1422.1.

Borghesi, F., Andreotti, A., Baccetti, N., Bianchi, N., Brike, M., Migani, F. & Dinelli, E. (2011). Flamingo feathers to monitor metal contamination of coastal. *Chemistry and Ecology*, 27(sup2), 137-151.https://doi.org/10.1080/02757540.2011.625942.

Canredon, A. (2016). Le mercure dans les sédiments des grands lacs aquitains. Rapport de master STEE. 55p.

Compeau, G.C., & Bartha, R. (1987). Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(2), 261-265. https://doi.org/10.1128/aem.53.2.261-265.1987.

Hemmatinezhad, B., Moradi, S.M., & Yoosefi, A.H. (2017). Assessment of Four Heavy Metals Mercury, Lead, Copper and Cadmium Levels in Muscles of Import-ed Tilapia to Iran. *Journal of Chemical Health Risks*, 7(2), 133-138. https://doi.org/10.22034/JCHR.2017.544174.

Hong, Y.S., Kim, Y.M., & Lee, K.E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 45(6), 353-363. https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.353.

Laperche, V., Maury-Brachet, R., Blanchard, F., Dominique, Y., Durrieu, G., Massabuau, J.C., Bouillard, H., Joseph, B., Laporte, P., Mesmer-Dudons, N., Dulfo, V., Callier, L. (2007). Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane. *Rapport BRGM/RP55965 FR*, 204 p.

Maury-Brachet, R., Durrieu, G., Dominique, Y., & Boudou A. (2006). Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of the Total Environment*, 368(1), 262-270. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.077.

Ochoa-Acuna, H., Sepúlveda, M. S., & Gross, T. S. (2002). Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Marine pollution bulletin*, *44*(4), 340-345. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00280-6.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Senn, D. B., Chesney, E. J., Blum, J. D., Bank, M. S., Maage, A., & Shine, J. P. (2010). Stable isotope (N, C, Hg) study of methylmercury sources and trophic transfer in the northern Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 44(5), 1630-1637. https://doi.org/10.1021/es902361j.

Strahm, W., Debonnete G., & Haifaa, A. (2014). Mission de suivi réactif Parc national du Banc d'Arguin (Mauritanie) 6 - 13 janvier 2014. Rapport de mission, mars 2014, 63p.

Wang, Q., Zhang, Z., Zhou, X., & Lu, X. (2012). Mercury distribution and accumulation in typical wetland

ecosystems of Sanjiang Plain, Northeast China. *Chinese geographical science*, 1-10. https://doi.org/10.1007/s11769-013-0553-x.

Wang, R., & Wang, W. X. (2018). Diet-specific trophic transfer of mercury in tilapia (Oreochromis niloticus): Biodynamic perspective. *Environmental pollution*, *234*, 288-296. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.071

Wagne, M.M (2013). Contribution à l'étude de la qualité environnementale et sanitaire des eaux de la baie du Lévrier (Mauritanie). Thèse de Doctorat en écotoxicologie marine. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah Faculté des Sciences et Techniques de Fès (Maroc), 147 pp.

Bilan du suivi des échouages des cétacés en Mauritanie

Abdellahi Samba BILAL[1, *], Moulaye Mohamed WAGNE[2,3], Abdoulaye WAGUE[4] et Abdoul DIA[2]

[1] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LEBOA- Laboratoire d'Ecologie et Biologie des Organismes Aquatiques, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[2] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LEMMC- Laboratoire d'Etudes des Milieux Marins et Côtiers, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[3] UR- EBIOMESN –Unité de Recherche « Ecologie Marine, Environnement, Santé et Nutrition » - Faculté des Sciences et Techniques - Université de Nouakchott Al Aasriya, BP 880, Nouakchott, Mauritanie
[4] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie

*Auteur correspondant : A.S. BILAL abdellahis@yahoo.fr

حصيلة متابعة نفوق الحيتان على الشواطئ الموريتانية

ملخص
يُقدّم هذا العمل حصيلة متابعة الحيتان النّافقة التي تم احصاؤها في الفترة ما بين 2012 و2019 أثناء مختلف بعثات الاستطلاع على طول الساحل الموريتاني، من انواذيبُ في الشمال إلى انديغاغو في الجنوب مرورا بحوض آركين.
تم خلال هذه الفترة إحصاء 699 فردا من الحيتان تنتمي ل 19 نوعا، لقد مكّنت هذه المتابعة من إضافة نوعين جديدين لقائمة الحيتان التي ترتاد المياه الموريتانية، يتعلق الأمر بكل من دلفين فيرزر *Lagenodelphis hosei* والحوت ذو الزعنفة القزمية *Balaenoptera omurai*، كما بينت هذه المتابعة أن ذروة النفوق السنوي تحدث في شهر يونيو وأن أغلبية هذا النفوق تمت في المنطقة الواقعة جنوب انواكشوط، يعتبر خنزير البحر الشائع *Phocoena phocoena* النوع الأكثر مصادفة على الشواطئ الموريتانية، متبوعا بالدلفين قاروري الأنف والدلفين الشائع، كما يبدو أن الصيد هو السبب الرئيس لنفوق الحيتان على الشواطئ الموريتانية.
كلمات مفتاحية: نفوق، الحيتان، حوت زعنفي، دلفين، الساحل، الحظيرة الوطنية لحوض آركين، موريتانيا

RESUME
Le présent travail fait le bilan du suivi des échouages des cétacés recensés entre 2012 et 2019 au cours des différentes missions de surveillance effectuées le long du littoral mauritanien de Nouadhibou au nord à N'Diago au Sud, en passant par le parc national du Banc d'Arguin. Un total de 699 spécimens appartenant à 19 espèces a été identifié. Ce suivi a permis d'ajouter deux nouvelles espèces à la liste des cétacés fréquentant les eaux mauritaniennes, il s'agit du Dauphin de Fraser (*Lagenodelphis hosei* Fraser, 1956*)* et du Rorqual d'Oumura (*Balaenoptera omurai* Wada, Oishi & Yamada, 2003*)*. Le pic annuel des échouages est généralement observé pendant le mois de juin. La majorité de ces échouages est localisée au niveau de la zone sud de Nouakchott. Le Marsouin commun *Phocoena phocoena* (Linnaeus 1758) est l'espèce la plus fréquemment rencontrée, suivi du grand dauphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) et du dauphin commun (*Delphinus delphis* Linnaeus 1758). La pêche semble être la principale cause de ces échouages.
Mots clés : Echouages, cétacés, rorqual, dauphin, littoral, PNBA, Mauritanie.

Monitoring report of cetacean strandings on the Mauritanian shoreline

Abstract
Regular beach surveys were conducted to monitor cetacean strandings carcasses along the Mauritanian coast (from Nouadhibou in the north to N'Diago in south through the Banc d'Arguin National Park) between 2012 and 2019. During this survey a total of 699 specimens belonging to 19 species were recorded. This monitoring provides two additional new species to the list of cetaceans frequenting Mauritanian waters. They are the Fraser's dolphin (*Lagenodelphis hosei* Fraser, 1956) and the Oumura's whale (*Balaenoptera omurai* Wada, Oishi & Yamada, 2003). The annual peak of strandings is generally observed during the month of June. The majority of these strandings are located in the southern zone of Nouakchott. The harbor porpoise *Phocoena phocoena* (Linnaeus 1758) is the most frequently encountered species, followed by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) and the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis* Linnaeus 1758). Fishing seems to be the main cause of these strandings.
Keywords: Strandings, Cetaceans, Rorqual, Dolphin, Shoreline, PNBA, Mauritania.

INTRODUCTION

Le suivi des échouages de cétacés fournit des informations sur les espèces rarement observées dans la nature et sur la fréquence d'occurrence des espèces dans une zone donnée. Les individus échoués représentent la structure démographique des communautés vivantes, car les risques de mortalité ou de morbidité varient de manière caractéristique en fonction de l'ontogénie (Meager & Sumpton, 2016).

La collecte d'informations sur les échouages aide à établir une liste d'espèces et à mesurer approximativement leurs statuts et les variations saisonnières de leurs abondances (Evans & Hammond, 2004).Les échouages des mammifères marins permettent aux chercheurs d'accéder à des espèces protégées et constituent une source inestimable d'informations sur la distribution spatiotemporelle et leur biologie (Evans et *al*., 2005 ; Byrd *et al*., 2016 ; Costa *et al*., 2017).

De même, les données collectées sur les échouages permettent d'identifier les causes de mortalité, notamment celles causées par les activités anthropiques comme les collisions avec des navires, les activités de pêche (Byrd *et al*., 2008 ; Byrd *et al.*, 2016) les effets des sonars Brehmer et al., (2012).

Les côtes mauritaniennes s'étendent sur environ 720 kilomètres le long de l'océan Atlantique. Elles abritent une diversité d'espèces de cétacés, composée à la fois d'espèces sédentaires et de populations migratrices. La littérature sur le suivi de ces animaux est limitée, on peut citer cependant Maigret (1980 et 1981), Smeenk *et al*., (1992), Vély *et al.*, (1996), Robineau *et al*., (1996) ainsi que Robineau & Vély (1998).

C'est dans ce contexte et sur la base de nouvelles données collectées entre 2012 et 2019 que nous présentons cette étude.

MATERIEL ET METHODES

La zone d'étude

La zone d'étude s'étend sur tout le long du littoral mauritanien de Nouadhibou à N'Diago en passant par le banc d'Arguin et Nouakchott (Fig.1). Pour la zone de Nouadhibou, les plages de Cansado, Cabanon et Cap blanc ont été parcourues à pied à la recherche d'éventuels spécimens échoués. Dans le parc national du Banc d'Arguin (*PNBA*), il s'agit des plages Cap Tafarit au Cap Tagarit, Iwik, Mamghar et alentours. Le reste du littoral entre Cap Timiris et N'Diago a été également parcouru sur au moins 390 km.

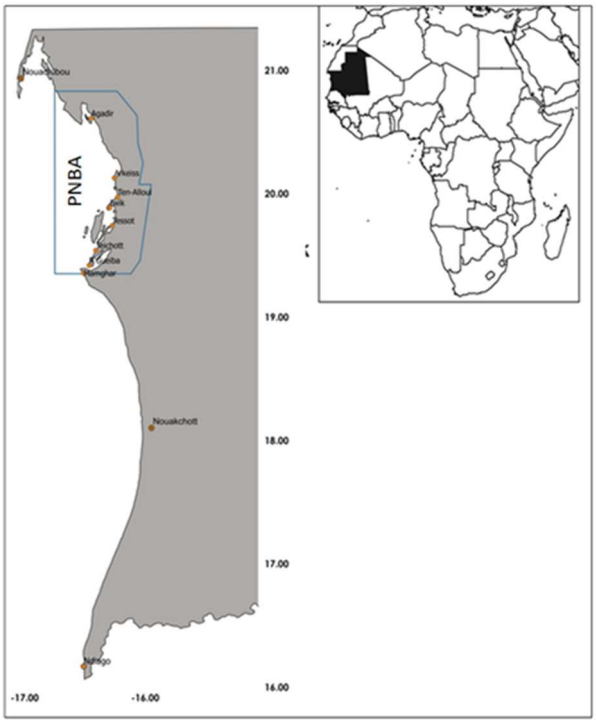


Figure1 : Zone d'étude, le long du littoral entre Nouadhibou au nord et à N'Diago au sud.

Collecte de données

Les données ont été collectées entre décembre 2012 et octobre 2019 à raison de 4 missions par an. Celles de 2012 à 2016 ont été collectées dans le cadre du programme Biodiversité-Gaz-Pétrole (BGP). A partir de 2016, les missions ont été prises en charge par l'IMROP dans le cadre de ces missions de monitoring environnemental.

La stratégie de collecte des données a consisté à parcourir l'ensemble du littoral à très faible vitesse sur le haut de la plage avec un véhicule tout terrain et à pied à la recherche des spécimens échoués. Pour chaque individu trouvé plusieurs paramètres ont été collectés.

Ces derniers se rapportent à son identification : type d'espèce, longueur standard en millimètre, sexe, degré de décomposition, position géographique et type probable d'interaction avec les activités humaines.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Diversité spécifique

Au total 699 spécimens de cétacés échoués ont été recensés, dont 545 individus appartenant à 19 espèces ont été identifiés. Parmi celles-ci, deux espèces *Balaenoptera omurai* Wada, Oishi & Yamada, 2003 et *Lagenodelphis hosei,* Fraser, 1956 ont été observées pour la première fois dans les eaux mauritaniennes (Tab. I).

Cette étude montre que le marsouin commun *Phocoena phocoena* est l'espèce la plus abondante dans les échouages avec 45% de spécimens échoués, suivi du Grand dauphin *Tursiops truncatus* (15%). Le Dauphin commun *Delphinus delphis* représente 9%, le groupe des baleines (*Balaenoptera acutorostrata, Balaenoptera borealis, Balaenoptera omurai, Megaptera novaeangliae*) représente 7%, et le Dauphin de Risso *Grampus griseus,* 2% (Tab. I).

Le nombre d'espèces rencontrées dans cette étude représente les deux tiers du nombre d'espèces confirmées dans la zone (30 espèces). Ceci s'expliquerait entre autres par l'irrégularité et à l'espacement entre les missions de suivi, l'état de décomposition très avancé de certains spécimens qui ne permet pas leur identification mais également les lacunes dans les données sur la présence temporelle des cétacés dans les eaux mauritaniennes. Un suivi le long de l'année est nécessaire pour déterminer la saisonnalité et la migration (Russel et *al.,* 2018). Robineau & Vély (1998) ont inventorié 21 espèces de cétacés le long de la côte mauritanienne. La diversité observée dans la présente étude est plus élevée que celle citée dans d'autres zones comme la Guinée avec 13 espèces (Bamy *et al*., 2000), le Sénégal avec 18 espèces (Van Waerebeek *et al*., 1997), le nord-ouest de l'Espagne avec 15 espèces (López *et al*., 2002), les USA avec 16 espèces (Maldini *et al*., 2005) mais plus faible que celle de la région de Caroline du Nord (USA) avec 29 espèces recensées (Byrd *et al*., 2016).

Distribution spatiotemporelle des échouages

La moyenne annuelle des individus échoués le long du littoral est de l'ordre 158 ± 116 spécimens. Des variations interannuelles très importantes ont été enregistrées avec 312 individus recensés en 2014 et seulement 59 en 2015 (Tab. I). Cette forte variation peut s'expliquer par des échouages massifs, notamment celui de l'espèce *P. Phocoena,* enregistré en juin 2014 et juin 2016 avec respectivement 84 individus et 46 individus recensés.

Dans les eaux mauritaniennes, les échouages en masse de cétacés sont observés généralement pendant le mois de juin. Pour toute la période couverte, et pour toutes espèces confondues, le pic des échouages est enregistré au mois de juin (Fig. 2).

La majorité des échouages, environ 54% s'est produite au sud de Nouakchott au niveau de la zone 18°-17° et 16 °40'-16 °60 (Fig. 3). Malgré la richesse exceptionnelle de la zone du banc d'Arguin, peu d'échouages y ont été recensés et cela est probablement attribué à l'inaccessibilité d'une grande partie des plages du parc. Les espèces *Stenella* sp, *Grampus griseus*, *Globicephala macrorhynchus* sont systématiquement recensées au niveau de la zone sud de Nouakchott. Sur une moyenne annuelle de 158 échouages, le Marsouin commun est l'espèce la plus affectée. Le statut, la répartition spatio-temporelle et la migration de cette espèce sont mal connus sur toute la côte nord-ouest africaine alors qu'elle est soumise à une forte pression anthropique notamment les pêcheries pélagiques. Il y a plus de deux décennies, Robineau & Vély (1998) ont recensé environ 51 spécimens de cette espèce échoués le long de la côte mauritanienne dont la majorité observée entre Cap Timiris et N'Diago (370 km). Selon les mêmes auteurs, la majorité des échouages concernait respectivement le Grand dauphin *T. truncatus*, le dauphin commun à bec court *D. delphis* et enfin le marsouin commun *P. phocoena*.

Le grand dauphin *T. truncatus* a été également répertorié dans les échouages entre Cap Timiris à la frontière sénégalaise, quelques spécimens ont été trouvés dans le parc du banc d'Arguin et la baie du Lévrier (Mauritanie). Ils sont souvent victimes de captures accidentelles par les pêcheries industrielles et artisanales

(Robineau & Vély, 1998). L'espèce est présente toute l'année dans les eaux côtières peu profondes du Banc d'Arguin ainsi que le reste de la côte (Robineau, 1995 ; Robineau & Vély, 1998 ; Van Waerebeek *et al*., 2008). Elle est l'une des espèces de cétacés les plus largement réparties en Afrique de l'Ouest (Cadenat *et al*., 1959 ; Maigret, 1980 ; Van Waerebeek *et al*., 2008 ; Van Waerebeek *et al*., 2017).

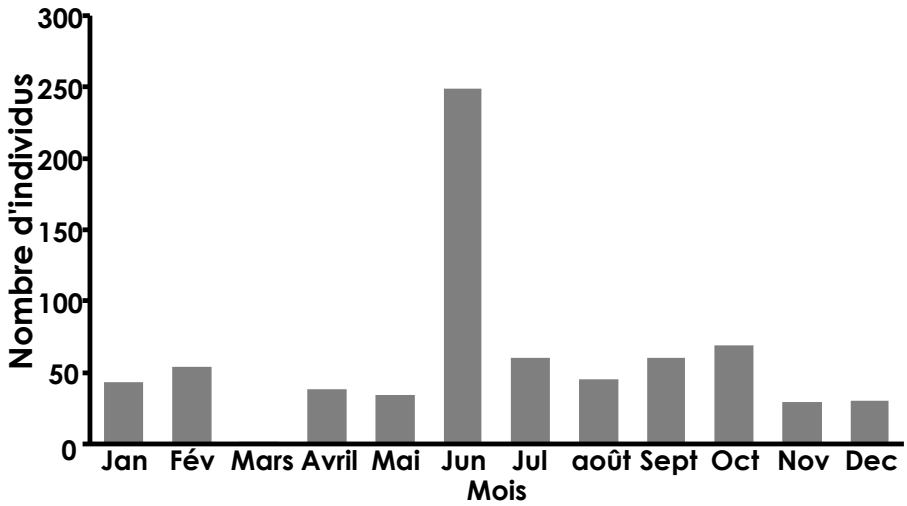


Figure 2 : Variations mensuelles du nombre de spécimens de cétacés (toutes espèces confondues) échoués sur les côtes mauritaniennes entre 2012-2019.

Les travaux de Robineau & Vély (1998) rapportent des échouages de *S. clymene* et de *S. coeruleoalba* au nord de Nouakchott alors que ceux de Nieri *et al*., (1999) ont rapportés 37 spécimens de *S. frontalis* échoués entre Mamghar et Nouakchott en 1995. Pour le dauphin commun, des mortalités massives de *D. delphis* ont été observées au sud de Nouakchott en 2000 et 2004 et la cause des échouages était attribuée, dans leur totalité, à la pêche. Enfin, une augmentation du nombre de baleines échouées par rapport aux observations antérieures (Robuneau & Vély, 1998 ; Maigret, 1975, 1980, 1981) a été observée durant notre période d'étude.

Interactions humaines

Sur le total des 699 spécimens de cétacés échoués, 13% des individus présentaient des signes évidents d'interaction avec la pêche (queues et nageoires coupées, etc.) (Fig. 4). L'espèce *P. phocoena* représente 65% des individus présentant des traces de capture accidentelle. D'autres espèces comme *T. truncatus, D. delphus, S. coeruleoalba,* sont également concernées. Par ailleurs, plusieurs observations ont permis également de constater des indices évidents de mutilation qui laissent supposer l'existence d'habitudes de consommation de la viande de cétacés par les pêcheurs mauritaniens (Fig. 5).

Selon Zeeberg et *al*., (2006), les prises accessoires de cétacés en Mauritanie par les chalutiers pélagiques particulièrement les bateaux hollandais, entre octobre 2001 et mai 2005, étaient considérables. Ils signalent également que la majorité des espèces capturées sont celles qui vivent près de la surface de la mer comme *Delphinus delphis*, *Tursiops truncatus,* etc. Enfin, Evans & Hammond (2004) soulignent que les prises accessoires sont l'un des problèmes de gestion les plus importants auxquels sont confrontées certaines espèces de cétacés notamment le marsouin commun en Europe.

Tableau I : Nombre annuel des cétacés trouvés échoués entre 2013 -2019 le long des plages de Mauritanie.

Famille	Espèce	2013	2014	2015	2016	2018	2019	Total	%
Balaenopteridae	*Balaenoptera acutorostrata*	1	2		1			4	0,57
	Balaenoptera borealis	1	3	-	-	-	-	4	0,57
	Balaenoptera omurai	1	-	-	-	-	-	1	0,14
	Balaenoptera sp.	12	16	3	6	-	-	37	5,29
	Megaptera novaeangliae	-	-	-	1			1	0,14
Delphinidae	*Delphinidae*	1	57	1	1	8	4	72	10,30
	Delphinus delphis	4	31	2	18	10	1	66	9,44
	Globicephala macrorhynchus		6		3	-	-	9	1,29
	Globicephala melas	2	-	-	-	-	-	2	0,29
	Globicephala sp.	-	-	1	-	-	-	1	0,14
	Grampus griseus	3	7	1	3	1		15	2,15
	Lagenodelphis hosei	-	3	-	-	-	-	3	0,43
	Orcinus orca	1	3	-	-	-	-	4	0,57
	Sousa teuszii	1	-	-	-	-	-	1	0,14
	Stenella coeruleoalba	-	1	1	2			4	0,57
	Stenella frontalis	-	-	-	1			1	0,14
	Stenella longirostris	-	1	-	-	-	-	1	0,14
	Steno bredanensis	-	1	-	-	-	-	1	0,14
	Trusiops truncatus	18	40	9	24	2	12	105	15,02
Kogiidae	*Kogia brevipes*	1	-	-	-	-	-	1	0,14
	Kogia simus	-	1	-	-	-	-	1	0,14
Phocoenidae	*Phocoena phocoena*	26	122	27	111	10	20	316	45,21
Ziphiidae	*Ziphus Sp.*	1	-	-	-	-	-	1	0,14
Total		79	312	59	181	31	37	699	100

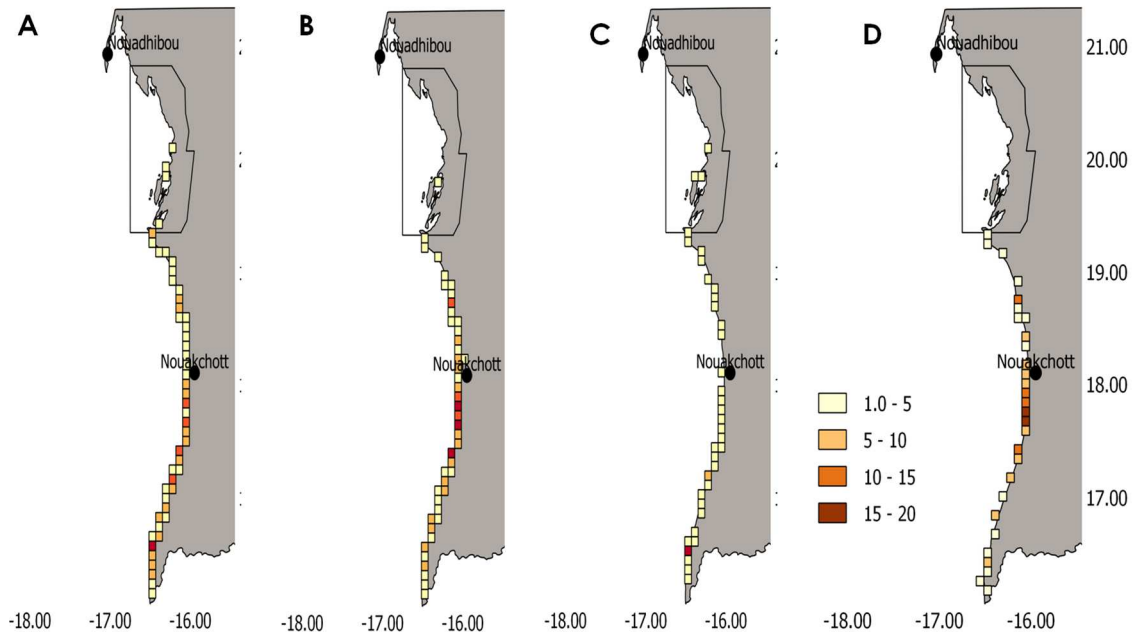


Figure 3 : Densité et distribution spatiale des cétacés échoués sur les côtes mauritaniennes entre 2012-2019.A) toutes espèces confondues, B) *Phocoena phocoena*, C) *Delphius delphis*, D). *Tursiops truncatus*.

Figure 4 : Marsouin commun, avec nageoire coupée, trouvé sur la plage du Port artisanal de Nouadhibou, 24/12/2009, suspicion de prise accidentelle. (Image © A. Wagué, IMROP).

Figure 5 : Illustration de la consommation de la viande des cétacés A) Un villageois avec un cadavre frais d'un marsouin *P. phocoena* pour la consommation de sa viande ; B) un grand dauphin découpé (Image © Wim).

Structure démographique

Dans le cadre du système de suivi des échouages de cétacés, un total de 436 individus appartenant à 13 espèces différentes a été mesuré (Tab. II). Cependant, seules les structures de tailles des deux espèces les plus fréquentes (marsouin commun, grand dauphin) sont présentées dans le cadre de ce travail (Fig. 6 et Fig. 7). Chez le marsouin commun le plus petit individu observé est un juvénile de 89 cm et le plus grand mesure 210 cm. Comparativement aux marsouins d'autres régions, l'espèce des côtes mauritaniennes a une taille plus grande que celle de l'Atlantique Nord-ouest où les femelles atteignent environ 160 cm et les mâles 145 cm (Read & Tolley, 1997) et celle de la Terre-Neuve-et-Labrador où les femelles atteignent la taille de 156 cm et les mâles 143 cm (Richardson, 1992).

Tableau II : Nombre d'individus mesurés par espèce. Min. = longueur minimale, Max. = longueur maximale.

Espèce	Taille Moyenne	Min.	Max.	Nombre
Balaenoptera acutorostrata	444	390	497	4
Balaenoptera omurai	n/a	n/a	398	1
Delphinus delphis	178	94	219	56
Globicephala macrorhynchus	375	160	449	8
Globicephala melas			391	2
Grampus griseus	232	142	288	13
Kogia brevipes	n/a	n/a	300	1
Megaptera novaeangliae	n/a	n/a	900	1
Orcinus orca	417	92	741	4
Phocoena phocoena	155	86	210	256
Sousa teuszii	n/a	n/a	235	1
Stenella coeruleoalba	220	220	220	3
Trusiops truncatus	281	105	362	86

Figure 6 : Structure en taille des spécimens de marsouin commun, *Phocoena phocoena,* échoués sur les côtes mauritaniennes entre 2012 et 2019.

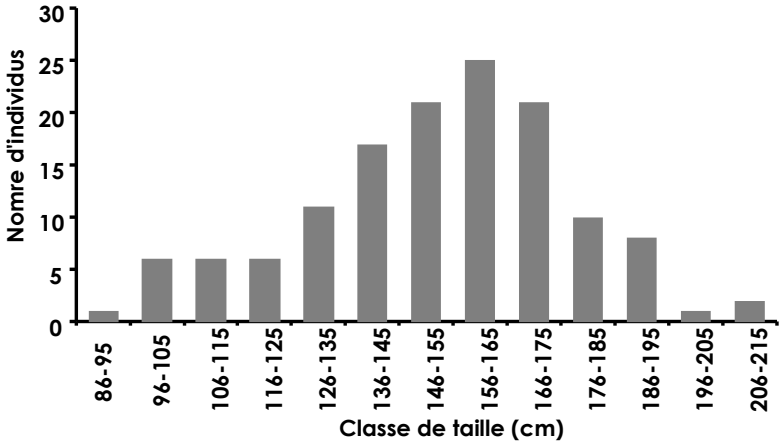
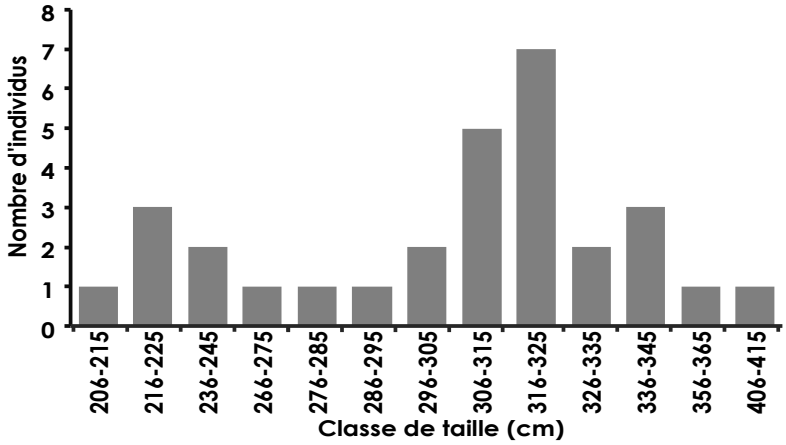


Figure 7 : Structure en taille des spécimens du grand dauphin, *Tursiops truncatus,* échoués sur les côtes mauritaniennes entre 2012-2019.



CONCLUSION

Le suivi des échouages des cétacés le long des côtes mauritaniennes a permis de recenser environ 699 spécimens appartenant à 19 espèces différentes. Il a permis également de décrire pour la première fois, deux nouvelles espèces dont le Dauphin de Fraser ou Dauphin de Bornéo *Lagenodelphis hosei* et la baleine *Balaenoptera omurai*.

Le pic des échouages de toutes les espèces recensées est observé pendant le mois de juin et la majorité des échouages, environ 54%, s'est produite au niveau de la zone sud de Nouakchott (18°-17° et 16°40' ; 16°60). Par contre, peu d'échouages ont été recensés dans la zone du Banc d'Arguin en raison de l'inaccessibilité d'une grande partie de ce dernier.

L'espèce la plus affectée est le Marsouin commun, *Phocoena phocoena,* avec 45% des spécimens échoués. Cette situation est d'autant plus inquiétante que le nombre d'échouage de cette espèce a augmenté par rapport aux données historiques. Selon Robineau & Vély (1998), elle était en troisième position après le grand dauphin et le dauphin commun.

Enfin, cette étude a permis de montrer les relations entre les pêcheries et certains échouages (prise accessoire) mais aussi des indices évidents qui laissent supposer que la viande des cétacés est consommée par les populations de pêcheurs et que ces espèces peuvent être donc capturées volontairement.

BIBLIOGRAPHIE

Bamy, I.L., Van Waerebeek, K., Bah, S.S., Dia, M., Kaba, B., Keita, N., & Konate, S. (2010). Species occurrence of cetaceans in Guinea, including humpback whales with southern hemisphere seasonality. *Marine Biodiversity Records,* 3 (e48): 1-10. doi:10.1017/S1755267210000436.

Brehmer, P., Josse, E., & Nøttestad, L. (2012). Evidence that whales (*Balaenoptera borealis*) visit drifting fish aggregating devices: do their presence affect the processes underlying fish aggregation? *Marine Ecology*, 33, 176-182. https://doi.org/10.1111/j.1439-485.2011.00478.x

Byrd, B.L, Hohn, A.A., Lovewell, G.N., Altman, K.M., Barco, S.G., Friedlaender, A.S., Harms, C.A., McLellan, W.A., Moore, K.M.T., Rosel, P.E., & Thayer, V.G. (2014) Strandings as indicators of marine mammal biodiversity and human interactions off the coast of North Carolina. *Fishery Bulletin*, 112, 1–23. https://doi.org/10.7755/FB.112.1.1.

Cadenat, J. (1959). Notes sur les Delphinidés Ouest-africains. VI. Le gros dauphin gris (*Tursiops truncatus*) est-il capable de faire des plongées profondes ? *Bulletin de l'IFAN* (A) 21(3), 1137-1141.

COSEPAC (2003). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) (population de l'Atlantique Nord-Ouest) au Canada – Mise à jour. Comité sur le statut des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 46p. (https://www.sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/cosewic/sr_harbour_porpoise_f2.pdf).

Costa, A.F., Siciliano, S., Emin-Lima, R., Martins, B.M.L., Sousa, M.E.M., Giarrizzo, T., & Silva Júnior, J.S. (2017). Stranding survey as a framework to investigate rare cetacean records of the north and north-eastern Brazilian coasts. *ZooKeys*, 688, 111-134. https://doi.org/10.3897/zookeys.688.12636.

Evans, P.G.H., & Hammond, P.S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. Mammal Review, 34,131-156.

Leeney, R.H., Amies, R., Broderick, A.C., Witt, M.J., & Godley, B.J. (2008). Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK Wsheries hotspot. Biodiversity and Conservation, 17, 2323–2338. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9377-5.

López, A., Santos, M.B., Pierce, G.J., González, A.F., Valeiras, X., & Guerra, A. (2002). Trends in strandings and by-catch of marine mammals in north-west Spain during the 1990s. Journal of the Marrine Biological Association of the United Kingdom, 82,513–521. https://doi.org/10.1017/S0025315402005805.

Maigret, J. (1975). Echouage d'un rorqual commun *Balaenoptera physalus* en baie du Lévrier. *Bulletin du Laboratoire des Pêches*, Nouadhibou, 4, 109-110.

Maigret, J. (1980). Les mammifères marins des côtes de Mauritanie. Etat des observations en 1980. *Bulletin du Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou* 9(1), 130-152.

Maigret, J. (1981a). Les mammifères marins des côtes de Mauritanie. 2. Rapport annuel des observations signalées en 1981. *Bulletin du Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches*, Nouadhibou 10(1), 81-85.

Maigret, J. (1981b). Rapports entre les cétacés et la pêche thonière dans l'Atlantique tropical oriental. *Notes Africaines*, 171, 75-84.

Maldini, D., Mazzuca, L., & Atkinson, S. (2005). Odontocete stranding patterns in the main Hawaiian Islands (1937–2002): how do they compare with live animal surveys? *Pacific Science*, 59(1), 55-67. https://doi.org/10.1353/psc.2005.0009.

Meager, J.J., & Sumpton, W. (2016). Bycatch and strandings programs as ecological indicators fordata-limited cetaceans. *Ecological Indicators*, 60, 987–995. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.052.

Nieri, M., Grau, E., Lamarche, B., & Aguilar, A. (1999). Mass mortality of Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) caused by a fishing interaction in Mauritania. *Marine Mammal Science*, 15 (3), 847-854.

Read, A.J., & Tolley, K.A. (1997). Postnatal growth and allometry of harbour porpoises from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology,* 75,122-130.

Richardson, S.F. (1992). Growth and reproduction of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.), from eastern Newfoundland. *thèse de maîtrise ès sciences*, Memorial University of Newfoundland, 102p.

Robineau, D. (1995). A propos de la prétendue symbiose entre les pêcheurs Imragen de Mauritanie et les dauphins. *Mammalia 59*(3), 460-463.

Robineau, D., & Vély, M. (1998). Les cétacés des côtes de Mauritanie (Afrique du Nord-Ouest). Particularités et variations spatio-temporelles de répartition : rôle des facteurs océanographiques. *Revue Ecologique (Terre et Vie),* 53, 123-152.

Russell, G., Sánchez-Cabanes, A., & Nimak-Wood, M. (2018). The autumn occurrence and spatial distribution of cetaceans in the waters of Mauritania during ageophysical survey in 2012. *African Journal of Marine Science*, 40(4), 371-381. https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1531786.

Van Waerebeek, K., Bamy, I.L., Jiddou, A.M., Sequeira, M., Diop, M., Ofori-Danson, P.K., Tchibozo, S., & Campredon, P. (2008). Indeterminate status of West African populations of inshore common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* cautions against opportunistic live-capture schemes. *Technical Report to the Fondation Internationale du Banc d'Arguin* (FIBA). 9pp. http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.2772.0801.

Van Waerebeek, K., Barnett, L., Camara, A., Cham, A., Diallo, M., Djiba, Jallow, A., Ndiaye, E., Samba Ould Bilal, A.O., & Bamy, I. L. (2003). Conservation of Cetaceans in The Gambia and Senegal 1999-2001, and status of the Atlantic humpback dolphin. WAFCET-2 Report. UNEP/CMS, Bonn, Germany. 55p.

Van Waerebeek, K., Diallo, M., Djiba, A., Ndiaye, P., & Ndiaye, E. (1997). Cetacean research in Senegal 1995-97, an overview. Paper SC/49/SM10 presented to IWC Scientific Committee, Bournemouth, UK. (unpublished).

Van Waerebeek, K., Patrick, K., Ofori-Danson, P.K., Debrah, J., Collins, T., Djiba, A., & Samba Ould Bilal, A. (2017). On the status of the common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in western Africa, with emphasis on fisheries interactions, 1947-2015. Document SC/66b/SM19 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Bled, Slovenia.

Vely, M., Dia, A. T. N'Diaye R. (1995) Premières données concernant l'inventaire des mammifères marins du parc national du Banc d'Arguin. Union Européennes et CIRAD-EMVT eds : 120p.

Wada, S., Oishi, M., & Yamada, T.K. (2003). A newly discovered species of living baleen whale. *Nature*, 426,278–81. http://dx.doi.org/10.1038/nature02101.

Zeeberg, J., Corten, A., de Graaf, E. (2006). Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. *Fisheries Research*, 78(2-3),186–195. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.01.012.

Inventaire de la faune ichtyologique de la baie de Saint Jean, Parc National du Banc d'Arguin

Ahmed DIAGNE[1,*], Saïkou Oumar KIDE[1] et Alioune Hamady NIANG[1]

[1] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LEBOA-Laboratoire de Biologie et Ecologie des Organismes Aquatiques- BP 22 Nouadhibou-Mauritanie

*Auteur correspondant : A. DIAGNE diagneameth803@gmail.com

جرد الأنواع السمكية في خليج سان جان (الحظيرة الوطنية لحوض آركين)

ملخص

في سنة 2019 تم القيام بثلاث حملات موسمية لتحديد خصائص بيئة النظام الإيكولوجي لخليج سان جان، وذلك بهدف جرد الأنواع السمكية في الخليج، لقد تطلب هذا الجرد استخدام نوعين من أدوات الصيد؛ شبكة صيد مخروطية verveux (جزء خاص بالأفراد الصغيرة) بتصميم خاص (عيون شبكة صغيرة جدا، حوالي 5 ملم) وذلك لصيد الأفراد الصغيرة من الأسماك، وشبكة صيد البوري (الجزء الخاص بالأفراد الكبيرة)، كما تم اختيار ثلاثة مواقع مع الأخذ في الحسبان التنوع الأحيائي للموائل (الأعشاب البحرية، المانغروف) الموجودة في النظام الإيكولوجي للخليج.

يتكون التجمع السّمكي أساسا من فصيلة البُلطيات Cichlidae خصوصا النوعين: *Coptodon guineensis* و *Sarotherodon melanotheron*. وفصيلة القاروصيات (*Dicentrarchus punctatus*)، الفصيلة الأسبورية (*Diplodus sargus*)، فصيلة الرنكات (*Ethmalosa fimbriata*) و فصيلة البوريات Mugilidae.

تزيد الوفرة بكثير في داخل الخليج 1381 ± 13.4 وتتناقص بشكل خفيف في مواقع تواجد المانغروف (179 ± 4.32) والأعشاب البحرية (74 ± 4.16) خلال المواسم، في المقابل؛ تتزايد الوفرة النوعية في داخل الخليج (34 ± 0.95) وفي أماكن المانغروف (6 ± 0.14) وتتناقص في مواقع الأعشاب البحرية (9 ± 1.01) بالنسبة للمواسم.

أظهر تحليل التباين ANOVA أن الاختلافات الملاحظة بين الواصفات البيولوجية كانت معتبرة بين مختلف مواقع أخذ العينات وكذلك بالنسبة لاستخدام أنواع مختلفة من معدات الصيد؛ يظهر مؤشر التنوع لشانون وكذا مؤشر بيلو تزايدا من الموسم الانتقالي بين الشتاء والصيف (H'= 1,18±0,23 و J'=0,49±0,11) إلى الموسم الحار (1,87±0,24و J'=0,72±0,08 et) والموسم الانتقالي بين الصيف والشتاء (H'=1,66±0,46و J'=0,76±0,02) ، فيما لم يظهر تحليل التباين ANOVA على مؤشر شانون- ويفر أي اختلاف معتبر بين المواسم وكذلك بين مواقع أخذ العينات ونوعية معدات الصيد، مع ذلك؛ فإن الاختلاف في توزُّع الأفراد على مستوى الأنواع (J') ليس معتبرا إلا أثناء المواسم.

لقد كشفت هذه الدراسة حضور خمس عائلات رئيسة من الأسماك العظمية ونوع واحد من عائلة الرّنكات Clupeidae تمت ملاحظتهم خلال مواسم الصيد، كما بيّنت أيضا أن الوفرة والغنى النوعي لم يظهرا اختلافات بين المواسم، لقد كانت الاختلافات ملاحظة فقط بين مواقع أخذ العينات وأنواع معدات الصيد.

إن البنية الديمغرافية للأنواع التي تم العثور عليها وحضور الأفراد الصغيرة يؤكد وضعية الحاضنة التي يمكن أن يلعبها النظام الإيكولوجي لخليج سان جان.

كلمات مفتاحية: أعشاب، تجمع سمكي، جرد، مواقع العينات، أنواع أدوات الصيد، مواسم.

RESUME

Trois campagnes saisonnières de caractérisation de l'environnement écosystémique de la Baie de Saint Jean ont été menées en 2019 dans l'objectif d'inventorier la faune ichtyologique dans la baie. Cet inventaire de la composante ichtyofaune a nécessité l'utilisation de deux types d'engin ; le verveux (fraction juvénile) conception particulière (maille très petite environ 5mm) pour la capture des juvéniles de poissons et le filet mulet (fraction adulte). Trois sites ont été choisis tenant compte de la diversité des habitats (Herbier et Mangrove) existants dans l'écosystème de la baie.

Le peuplement ichtyologique est essentiellement composé des Cichlidae (*Coptodon guineensis, Sarotherodon melanotheron*), Moronidae (*Dicentrarchus punctatus*), Sparidae (*Diplodus sargus*), Clupeidae (*Ethmalosa fimbriata*) et Mugilidae. L'abondance a largement augmenté à l'intérieur de la baie (1381±13,4) et décroît légèrement dans les sites Mangrove (179±4,32) et Herbier (74±4,16) durant les saisons. En revanche, la richesse spécifique met en évidence un accroissement dans les sites Interbaie (34±0,95) et Mangrove (6±0,14) et décroît dans le site Herbier (9±1,01) par rapport aux saisons. L'ANOVA à un facteur montre que les différences observées sur ces descripteurs biologiques ont été significatifs entre les différents sites d'échantillonnage et l'utilisation des différents engins de pêche. Les indices de diversités de Shannon et l'équitabilité de Pielou ont montré un accroissement de l'intersaison froide-chaude (H'= 1,18±0,23 et J'=0,49±0,11), à la saison chaude (1,87±0,24 et J'=0,72±0,08) et à l'intersaison chaude-froide (H'=1,66±0,46 et J'=0,76±0,02). L'ANOVA sur l'indice de Shannon-

Weaver ne met pas en évidence de différences significatives entre les saisons, les sites d'échantillonnage et le type d'engins. Cependant, les différences de la distribution des individus au sein des espèces (J') n'est significative que durant les saisons.
Cette étude met en évidence la présence de cinq principales familles de poissons osseux et une seule espèce de Clupeidae était rencontrée durant ces saisons de pêche. L'abondance, la richesse spécifique ne présentaient pas de différences durant les saisons et elles sont perceptibles qu'entre les sites d'échantillonnage et selon le type d'engins. La structure démographique des espèces rencontrées et la présence de juvéniles, confirme le statut de nourricerie que jouerait l'écosystème de la Baie de Saint Jean.
Mots clés : Habitats, Ichtyofaune, inventaire, Sites d'échantillonnage, types d'engins, Saisons.

Inventory of the fish fauna of the Saint Jean Bay (National Park of Banc d'Arguin)

ABSTRACT
Three seasonal surveys to characterize the ecosystem environment of theSaint Jean Bay were carried out in 2019 with the objective of inventorying the ichthyological fauna in the Bay. This ichthyofauna inventory component required the use of two types of gear; fyke nets (juvenile fraction) special design (very small mesh size around 5mm) for catching juvenile fish and mullet net (adult fraction). Three sites were chosen taking into account the diversity of habitats (Seagrass and Mangrove) existing in the middle of the Bay.
The ichthyological population is mainly composed of Cichlidae (*Coptodon guineensis, Sarotherodon melanotheron*), Moronidae (*Dicentrarchus punctatus*), Sparidae (*Diplodus sargus*), Clupeidae (*Ethmalosa fimbriata*) and Mugilidae. Abundance has greatly increased in Interbaie (1381 ± 13.4) and decreases slightly at the Mangrove (179 ± 4.32) and Herbier (74 ± 4.16) sites during the seasons. On the other hand, the species richness shows an increase in the Interbaie (34 ± 0.95) and Mangrove (6 ± 0.14) sites and decreases in the Herbier site (9 ± 1.01) compared to the seasons. The one-way ANOVA shows that the differences observed on these biological descriptors were significant between the different sampling sites and the use of different fishing gears. Shannon's diversity indices and Pielou's evenness showed an increase in the cold-hot transitional season (H '= 1.18 ± 0.23 and J' = 0.49 ± 0.11), during the season hot (1.87 ± 0.24 and J '= 0.72 ± 0.08) and in the hot-cold transitional season (H' = 1.66 ± 0.46 and J '= 0.76 ± 0, 02). The Shannon-Weaver index ANOVA does not show significant differences between seasons, sampling sites and gear types. However, the differences in the distribution of individuals within species (J') is only significant during the seasons.
This study highlights the presence of five main families of bony fish and only one species of Clupeidae was encountered during these fishing seasons. The abundance and species richness did not show differences during the seasons and they are noticeable only between the sampling sites and according to the type of gear. The demographic structure of the species encountered and the presence of juveniles confirms the nursery status that the Saint Jean Bay ecosystem would play.
Keywords: Habitats, Ichthyofauna, inventory, Sampling sites, gear types, Seasons.

INTRODUCTION

Le parc national du Banc d'Arguin (PNBA) est l'une des plus grandes aire marine protégée dans la zone ouest africaine. Cette zone protégée s'étend sur une surface de 12000 Km² répartie entre une partie dans l'océan Atlantique et une autre dans le désert du Sahara. La baie de Saint Jean (BSJ), site de cette étude, est située dans la partie méridionale du PNBA, constituant une vallée inter – dunaire envahie par la mer, avec une trentaine de kilomètres de long et d'une profondeur maximale de 5 m, les températures et les salinités sont particulièrement élevées : près de 52 *psu* en surface à l'entrée et plus de 80 *psu* dans la partie la plus interne (Severin-Reyssac, 1984). La baie de saint Jean semblerait constituer, lors des périodes humides anciennes, une sorte d'estuaire par lequel s'écoulait de l'eau douce (Faure *et al.,* 1982). Cette baie se caractérise par deux habitats distincts de Palétuvier à *Avicennia germinans* (L. Stearn, 1958) atteignant au Banc d'Arguin leur distribution septentrionale dans les côtes Ouest africaine (Dahdouh-Guebas & Koedman, 2001) et les herbiers à *Zostera noltei*

(Hornemann, 1832) et *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1870) connues comme des espèces structurantes des communautés benthiques créant une architecture complexe induisant une forte diversité de la faune et de la flore associées (Hily & Bouteille, 1999). Cette baie constitue un écosystème important par la présence d'espèces reliques (Mangroves) et les herbiers qui rendent cette zone un abri propice à diverses espèces de la faune marine. Aux vues des spécificités inhérentes à cet écosystème, il serait intéressant d'inventorier la faune ichtyologique y résidant et cela nécessite un suivi environnemental approfondi en tenant compte des éventuels impacts engendrés par le passage de la route auprès de la baie de Saint Jean.

C'est dans ce cadre que la mise en œuvre des activités programmées de la composante PNBA du projet régional RAMPAO intitulé « Exploitation durable des petits pélagiques dans les AMP et les autres zones protégées de l'Afrique de l'ouest-PPAMP », a permis la réalisation d'une série de campagnes saisonnières de caractérisation de l'environnement écosystémique de la Baie Saint Jean par une équipe pluridisciplinaire de l'IMROP. Ces campagnes avaient pour objectif général la description des paramètres environnementaux, la nature du sédiment et les patterns spatiaux des assemblages des faunes ichtyologiques et benthiques. Le travail présenté ici a pour objectif de décliner le résultat de l'inventaire du peuplement ichtyologique de la BSJ. Ces activités entrent dans la suite de l'élaboration d'un programme de surveillance de l'environnement de la Baie de Saint Jean.

MATERIEL ET METHODES

Zone d'étude et localisation des sites d'échantillonnage

Les sites visités sont caractérisés comme suit : (1) Le site à l'intérieur de la baie (InterBaie), caractérisée par divers biotopes ; herbier à *Cymodocea nodosa* par endroits, de la vase et même du sable fin, ce site est plus en profondeur que les deux autres sites. C'est également un site qui est constituée de plusieurs zones de pêches temporaires, situé au Nord d'Awguej. C'est au niveau de ce site que des pêcheurs locaux (Imraguen) ont été sollicités, où le filet mulet a été utilisé ; (2) Le site Herbier à *Zostera noltii* localisée à proximité d'Awguej, pouvant être élargie à l'ensemble de la plage de la baie, le sédiment en présence est plus ou moins dominé par de la vase et (3) Le site Palétuvier à *Avicennia germinans* au sud d'Awguej étant caractérisé par un cordon de banc de sable et de la vase.

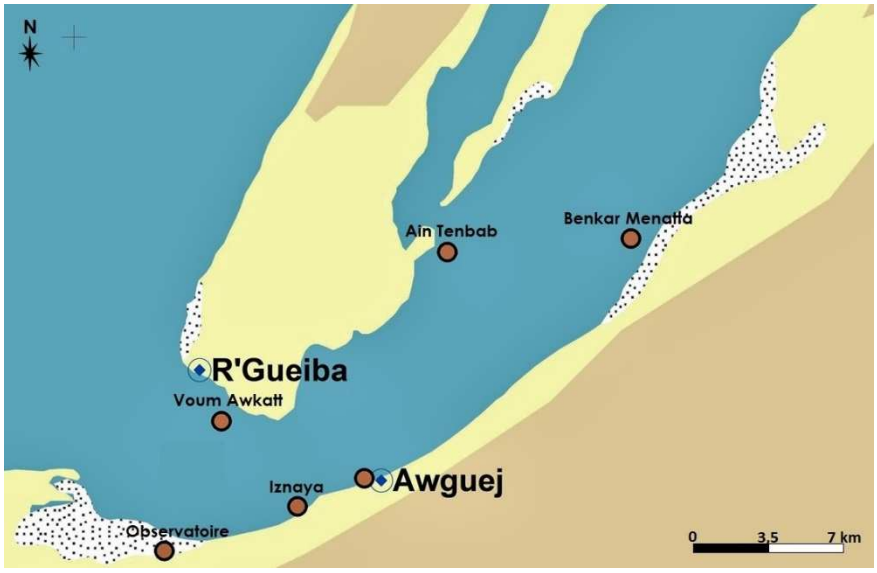


Figure 1 : Carte de la baie de Saint Jean, avec la position des stations dans les trois principaux sites d'échantillonnage.

Dans le cadre de la coopération entre l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP) et le PNBA, une série de trois campagnes de caractérisation de l'environnement écosystémique de la baie de Saint Jean s'est déroulée à l'intersaison froide-chaude (du 17 au 23 juillet 2019), à la saison chaude (du 25 septembre au 01 octobre 2019) et à l'intersaison chaude-froide (du 11 au 17 novembre 2019). L'ensemble des campagnes a été réalisé par les mêmes équipes scientifiques et pêcheurs Imraguen, les stations d'échantillonnage au cours de ces campagnes étaient fixes (Tab. I).

Tableau I : Coordonnées de chaque station prospectée pour les opérations de pêches de la faune ichtyologique pendant les différentes saisons (BSJ).

Sites et stations d'échantillonnage			Latitude	Longitude	Engins	Opérations/ jour
N°	Stations	Sites				
1	Ain Tenbab	InterBaie	19°26.785	16°24.002	F.Mulet	1
2	Binker Menata	InterBaie	19°27.017	16°21.070	F.Mulet	1
3	Iznaya	InterBaie	19°22.915	16°26.361	F.Mulet	1
4	Voum Awkatt	InterBaie	19°24.199	16°27.587	F.Mulet	1
5	Awguej	Herbier	19°23.350	16°25.299	F.Verveux	2
6	Observatoire	Mangrove	19°22.226	16°28.480	F.Verveux	1

Engins et techniques de pêche

Deux engins aux caractéristiques complémentaires ont été utilisés, les filets verveux et mulet. Le verveux spécialisé pour la capture des juvéniles, est un engin de pêche en forme d'entonnoir, formé d'une poche d'une dizaine de mètres de long segmenté par sept cerceaux de diamètres décroissants, de l'avant vers l'arrière. Sa conception (maille très petite environ 5 mm) lui confère une particularité à la capture des juvéniles de poissons. Quatre opérations de pêches ont été réalisées par jour à raison de deux par site (Herbier et Mangrove). La pose du verveux est tributaire de la marée, il a été déployé lors du début de la marée descendante de sorte à piéger tous les juvéniles se trouvant dans les herbiers pendant la phase du retrait de la marée.

Le filet mulet, d'une longueur comprise entre 400 et 800 mètres, de 2 mètres de chute et d'un maillage compris entre 50 et 60 millimètres. La technique de pêche du filet mulet consiste à la pose du filet le soir dans une zone bien connue par les pêcheurs Imraguen pendant plus de 6 heures de temps et le relevage est très souvent effectué le lendemain à raison d'une opération par station et par jour.

Analyse des captures

Afin de comprendre la structure du peuplement ichtyologique en place, les captures ont été analysées dans chaque station et différents indices écologiques ont été déterminés : (1) l'abondance spécifique (A) : nombre d'individus pêchés pour une espèce i ; (2) la richesse spécifique (S) : nombre d'espèces pêchées dans chaque site ; (3) la fréquence d'une espèce : rapport exprimé en pourcentage du nombre de prélèvements dans lesquels se trouve l'espèce i sur le nombre total des prélèvements (4) l'indice de diversité de Shannon (H') (Shannon & Weaver, 1949),

$\boldsymbol{H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \, log_e p_i}$ et (5) l'indice d'équitabilité ou de régularité (Pielou, 1966), $\boldsymbol{j' = \frac{H'}{log_e(S)}}$ ou $\boldsymbol{j' = \frac{H'}{Hmax}}$.

Avec : S : nombre total d'espèces présentes ; ni : effectif de l'espèce i dans l'échantillon ; N : effectif total. H' varie entre 0, dans le cas où le peuplement n'est constitué que d'une seule espèce et $\log_2 S$ dans le cas où toutes les espèces présentes le sont avec une abondance équivalente (H' = 4,5 ou 5 pour les peuplements les plus diversifiés).

Pour la faune ichthyologique, les informations enregistrées sur le nombre de taxons et leur poids ont été saisies dans une feuille MS Excel. L'ANOVA à un facteur et le test

d'homogénéité de la variance de Levene ont été réalisés sur les principaux descripteurs univariés du peuplement ichtyologique, avec les mêmes facteurs saisons, sites d'échantillonnage et type d'engin. La normalité des variables a été vérifiée visuellement (au moyen d'histogrammes et de graphiques Q-Q) et par le test de Shapiro-Wilk pour répondre à l'hypothèse de la normalité (Zar, 1996). Les tests de normalité de Shapiro-Wilk et celui d'homogénéité de la variance de Levene confirment que les hypothèses de l'ANOVA à un facteur ont été satisfaites (toutes les valeurs de *p* étaient non significatives pour les tests).

Pour examiner si le peuplement de la faune ichtyologique différait selon les saisons, les sites d'échantillonnage et le type d'engin utilisé, l'abondance totale, la richesse et la diversité spécifique (moyenne et erreur type) ont été comparées statistiquement par une analyse de la variance (ANOVA) à un facteur de signification $\alpha = 0,05$. Le test post hoc HSD-Tukey (*Honest Significant Difference*) de comparaisons multiples ont été appliquées lorsque les différences étaient significatives (Zar, 1996). Le programme R, des fonctions "*aov*" et "*TukeyHSD*" du package "*stats*" ont été utilisés pour réaliser ces analyses statistiques (R Core Team, 2021).

RESULTATS ET DISCUSSION

Indices écologiques

Le Tab. IV en annexe renseigne sur la richesse spécifique et la distribution des familles d'espèces échantillonnées durant les saisons, par les différents engins de pêche (Verveux ou Filet mulet) et au niveau des sites de pêche de la baie de Saint Jean.

En intersaison froide-chaude, un total de 30 espèces appartenant à 22 familles a été pêché dans les trois sites explorés. Avec 4 espèces appartenant à 2 genres différents (*Diplodus sargus*, *Diplodus bellotii*, *Diplodus puntazzo* et *Sparus aurata*) et 4 autres espèces appartenant aussi à 2 genres différents (*Chelon auratus*, *Chelon dimerulii*, *Mugil capurrii* et *Mugil cephalus*), les familles de Sparidae et de Mugilidae sont les plus diversifiées. Ces familles, sont suivies de celles des Cichlidae et Psettotidae avec deux espèces chacune respectivement (*Coptodon guineensis, Sarotherodon melanotheron* et *Psettodes belcheri, Psettodes bennettii*). Toutes les 18 autres familles restantes sont représentées par une seule espèce chacune.

Numériquement, les Cichlidae sont les mieux représentées avec 546 individus, en particulier l'espèce *S. melanotheron* qui domine en représentant près de 44% de l'abondance totale des individus. Severin-Reyssac *et al.,* (1985) considère *S. melanotheron* comme une espèce d'estuaire et relique de la Baie de Saint Jean. Le site InterBaie représente la station où la quasi-totalité des espèces ont été pêchées. En saison chaude, les familles des Ariidae, des Mugilidae et des Serranidae sont les plus diversifiées avec 4 espèces chacune, respectivement *Carlarius gigas ; Carlarius heudelotii ; Arius lasticutatus* et *Carlarius parkii, Chelon dimerulii ; Chelon ramada ; Mugil cephalus et Mugil capurrii, Epinephelus aeneus ; Epinephelus marginatus ; Mycteroperca rubra et Serranus scriba,* suivies des Pomadasydae (*Pomadasys incisus et Pomadasys jubelini*) et des Sciaenidae (*Argyrosomus regius, Sciaena umbra et Umbrina canariensis*) avec 3 espèces chacune. Toutes les 19 autres familles restantes sont représentées par une ou deux espèces chacune. L'abondance relative des individus capturés sont en faveur des Ariidae (23%) et des Sparidae (12%). L'abondance de la famille des Ariidae pendant cette saison pourrait être due par leur affinité tempérée et leur abondance dans les habitats côtiers tels que les mangroves. En intersaison froide-chaude la famille des Mugilidae est la plus diversifiée avec 5 espèces inventoriées (*Chelon dimerulii, Parachelon grandisquamis, Chelon ramada, Mugil cappurri et Mugil cephalus*), suivie des familles, Ariidae, Pomadasydae, Sciaenidae, Serranidae et Sparidae avec chacune 3 espèces. Les familles restantes (14) constituent les moins diversifiées avec chacune 1 à 2 espèces par famille, Fig. 2.

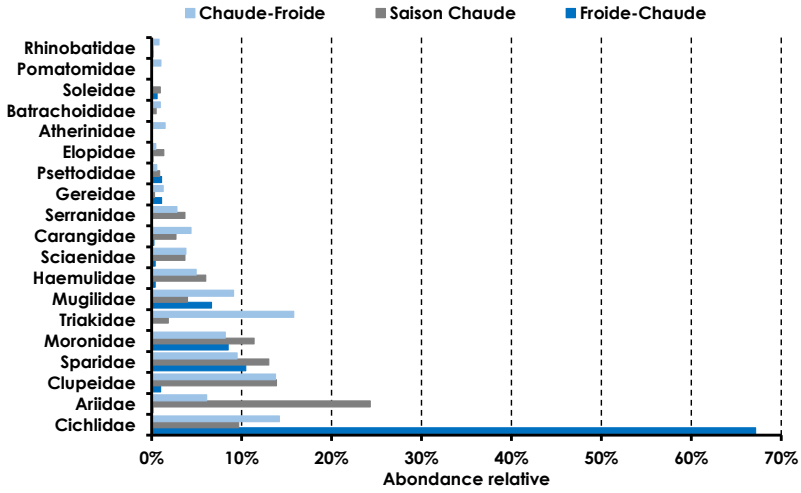


Figure 2 : Abondance relative du peuplement ichtyologique, pour chacune des principales familles rencontrées dans les sites d'échantillonnage de la BSJ.

En termes de biomasse les espèces dominantes sont ainsi réparties en ordre de grandeur ; *Arius latiscutatus* (16.58%), *Ethmalosa fimbriata* (15.26%), *Lichia amia* (8.56%), *Coptodon guineensis* (7.78%), *Diplodus sargus* (6.64%) et *Argyrosomius regius* (6.10%), Fig. 3.

Le peuplement ichtyologique est essentiellement composé des Cichlidae (*C. guineensis, S. melanotheron*), Moronidae (*D. punctatus*), Sparidae (*D. sargus*), Clupeidae (*E. fimbriata*) et Mugilidae. Ces cinq familles ont été les plus abondantes et dominantes durant les saisons d'échantillonnage (Fig. 2 et Fig. 3). Dans la Baie de l'Etoile, *D. punctatus* capturée assez régulièrement et en plus grande quantité dans l'herbier à zostères est considérée comme espèce résidente et ubiquiste (Ly 2009). Kidé *et al.,* (2016), stipulent que les Cichlidae, notamment *C. guineensis* et *S. melanotheron* sont des espèces reliques du Banc d'Arguin ce qui pourrait expliquer leur importance dans les captures des poissons pêchés au niveau de la Baie de saint Jean. La présence remarquable de ces deux espèces dans cette zone peut être argumentée par l'existence des divers herbiers. Dans le Banc d'Arguin, Kidé *et al.,* (2015), observent que les phanérogames et les algues vertes constituent les proies préférentielles de ces deux espèces de poissons. La structure démographique à travers la taille des individus et la proportion des juvéniles par rapport aux adultes confirme que la Baie de Saint Jean joue le rôle de nourricerie pour les juvéniles de plusieurs espèces en général pour les Cichlidae, les Moronidae, les Sparidae, les Gerreidae et les Pomadasydae et particulièrement pour les espèces de *S. melanotheron* et *E. fimbriata*. En effet la fraction juvénile toute saison confondue est bien représentée dans les captures de pêche, 52% en Intersaison chaude-froide, 11% en saison chaude et 4.65% durant l'intersaison chaude-froide.

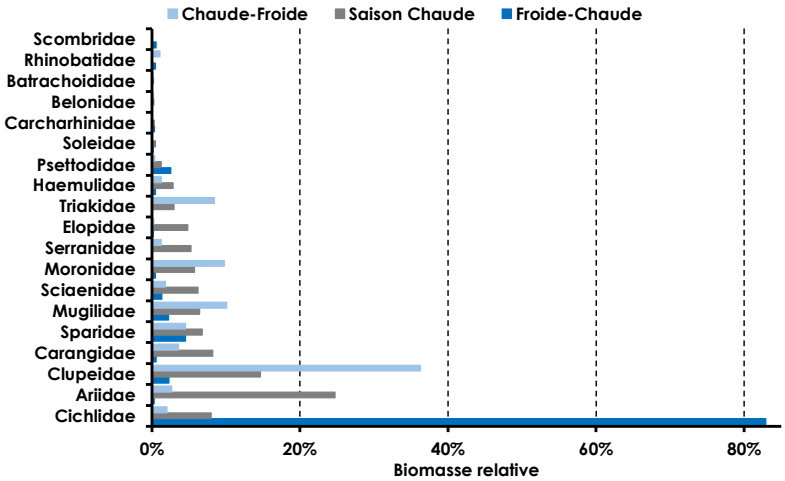


Figure 3 : Biomasse relative pour chacune des principales familles rencontrées dans les sites d'échantillonnage de la BSJ.

Diversité spécifique

Le Tab. II et la Fig. 4A-B, présentent l'abondance et la richesse spécifique du peuplement ichtyologique de la Baie de Saint Jean en différentes saisons et dans les différents habitats. Dans le site InterBaie, avec le filet mulet, la richesse spécifique et le nombre d'individus capturés en saison chaude et à l'intersaison chaude-froide sont respectivement (41 espèces, 1793 individus) et (40 espèces, 2201 individus) supérieurs à ceux obtenus pendant l'intersaison froide chaude (23 espèces, 390 individus). Dans le site Mangrove, avec le verveux comme engin, la richesse spécifique et le nombre d'individus capturés sont ainsi repartis en intersaison froide chaude (5 espèces et 227 individus), en saison chaude (6 espèces et 183 individus) et en intersaison chaude-froide (7 espèces et 77 individus). Ils sont relativement faibles en comparaison avec le site InterBaie. Dans le site Herbier avec aussi le filet verveux, le nombre d'espèces inventorié est supérieur à celui du site Mangrove, tandis que le nombre d'individus y est inférieur avec en intersaison froide chaude (13 espèces et 146 individus), en saison chaude (9 espèces et 38 individus) et en intersaison chaude-froide (3 espèces et 37 individus).

Tableau II : Richesse spécifique et l'abondance des individus pêchés par type d'engins (verveux/ F. mulet), par saison et au niveau des différents sites de pêche dans la baie de Saint Jean.

Saisons	Sites	Engins	Paramètres biologiques de la population			
			S	A	Espèces*	%
Froide-Chaude	InterBaie	Filet Mulet	23	390	*S. melanotheron* *C. guineensis*	74 11
	Mangrove	Verveux	5	227	*C. guineensis* *D. punctatus*	93 1.5
	Herbier	Verveux	13	146	*D. sargus* *D. punctatus*	46 28
Saison Chaude	InterBaie	Filet Mulet	41	1793	*E. fimbriata* *A. latiscutatus* *C. guineensis*	16 15 10
	Mangrove	Verveux	6	183	*D. punctatus* *D. sargus* *P. jubelini*	55 22 18
	Herbier	Verveux	10	40	*D. punctatus* *D. sargus* *S. acus*	27 15 10
Chaude-Froide	InterBaie	Filet Mulet	40	2210	*L. smithi* *E. fimbriata* *C. guineensis*	17 15 12
	Mangrove	Verveux	7	77	*A. lopeziana* *D. punctatus*	45 36
	Herbier	Verveux	3	37	*E. melanopterus* *M. capurrii*	56 37

S : Richesse spécifique ; A : Abondance en nombre d'individus ; Espèces* : Espèces les plus occurrentes et % : Pourcentage de contribution du total observé par saison, par site et par engin de pêche.

La variation spatiale du peuplement ichtyologique de la Baie de Saint Jean a été caractérisée par des différences tant en termes de l'abondance et de la richesse spécifique de poissons pêchés entre les différents sites d'échantillonnage et selon les différents engins utilisés, Fig. 4. Les résultats de l'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur ont montré qu'il y avait des différences significatives d'une part de la richesse spécifique et d'autre part de l'abondance pour les facteurs sites et engins de pêche (Tab. III). Sur la base de ces deux paramètres, les tests de comparaisons

multiples de Tukey montrent que ces différences ont été observées entre les sites InterBaie-Herbier (Richesse spécifique, p = 0.007 *** et Abondance, p = 0.052*) et Mangrove-InterBaie (Richesse spécifique, p = 0.005 *** et Abondance, p = 0.068*). Les différences d'efficacité des différents engins utilisés au niveau de ces habitats de l'écosystème de la Baie de Saint Jean ont été confirmées par le test de Tukey pour les deux paramètres écologiques entre les filets verveux et mulet (Richesse spécifique, p = 0.000 *** et Abondance, p = 0.008***). Cependant, l'ANOVA du facteur saison sur la richesse spécifique et de l'abondance n'était pas significative, Tab. III.

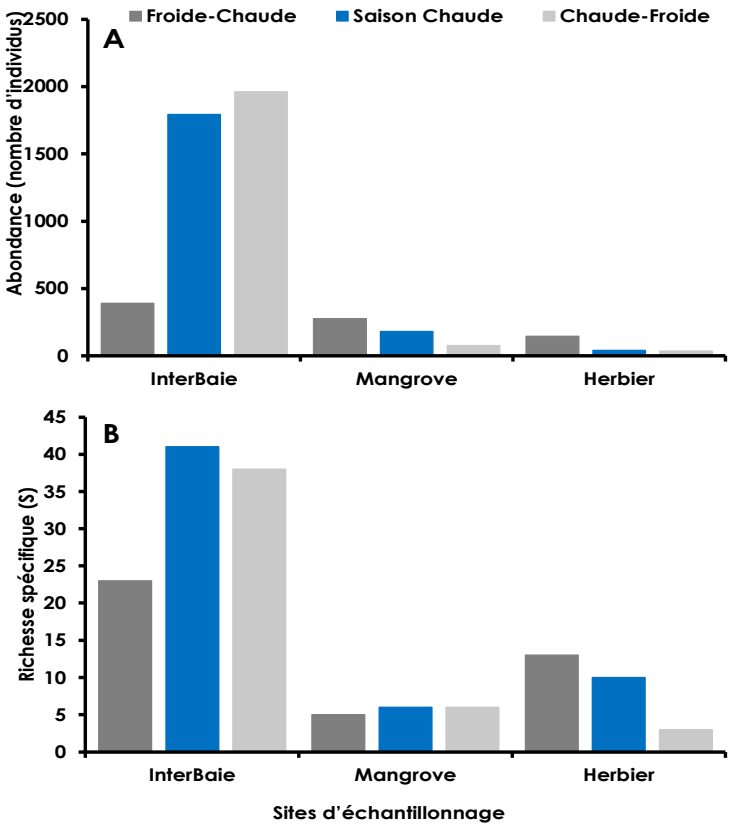


Figure 4 : Variabilité des paramètres écologiques, (A) Abondance absolue et (B) Richesse spécifique(S) de la diversité des individus durant les saisons.

La Fig. 5A-B, présente les indices de diversité (H') et d'équitabilité (J') au niveau des différents sites d'échantillonnage et durant les différentes saisons. On observe une variabilité spatiale (sites d'échantillonnage) et temporelle (saisons) des différents indices de diversité calculés. L'indice de diversité de Shannon dans le site InterBaie (filet mulet) présente la plus importante valeur durant la période d'étude. La diversité moyenne est de 2,13±0,34 elle augmente de l'intersaison froide-chaude (1,16), puis en saison chaude (2,41) et pour atteindre le maximum de l'indice (2,82) en intersaison chaude-froide. Dans le site Mangrove (filet verveux), on observe une même tendance évolutive de l'indice de Shannon comparée à celle obtenue dans le site InterBaie. Cependant, la valeur moyenne de l'indice dans le site Mangrove est faible 1,06±0,16. Les valeurs sont ainsi reparties 0,75 en intersaison froide-chaude, 1,14 en saison chaude et 1,30 en intersaison chaude-froide. Dans le site Herbier (filet verveux), la diversité moyenne saisonnière est faible (1,49±0,27). L'indice s'accroit légèrement entre l'intersaison froide-chaude (1,63) à la saison chaude (1,98) et pour décroitre à l'intersaison chaude-froide (0,85), Fig. 5A. L'analyse de la variance de l'indice de Shannon entre les différentes variables explicatives (saisons, sites et engins d'échantillonnage), ne montre pas de différences significatives (p>0,05), Tab. III.

Dans le site InterBaie, la moyenne saisonnière de l'équitabilité de Pielou est de 0.60±0.16 et qui met en évidence une diversité bien répartie dans le site. On observe un léger accroissement saisonnier à l'intersaison froide-chaude (0,37), puis à la saison chaude (0,65) et pour atteindre son maximum à l'intersaison chaude-froide (0,78). Dans le site Mangrove on observe aussi la même

tendance d'accroissement de l'indice de Pielou durant les saisons. En effet, la moyenne saisonnière est de 0,61±0,10. Les valeurs de l'équitabilité de Pielou sont ainsi reparties 0,47 à l'intersaison froide-chaude, 0,65 à la saison chaude et 0,72 à l'intersaison chaude-froide. Dans le site Herbier, la moyenne saisonnière est de 0,75±0,08. Nous observons un léger accroissement de l'indice de Pielou entre l'intersaison froide-chaude (0,63) et la saison chaude (0,86) et qui finit par une baisse durant l'intersaison chaude-froide (0,77), Fig. 5B. Les résultats de l'ANOVA pour l'équitabilité de Pielou ont montré des différences significatives entre les saisons ($p<0,05$) mais pas entre les différents sites d'échantillonnage et les types d'engins ($p>0,05$), Tab. III. L'équirépartition des individus durant l'intersaison froide-chaude était plus conséquente que celle observée durant l'intersaison chaude-froide (Tukey-HSD, FC-CF : p=0,049**.

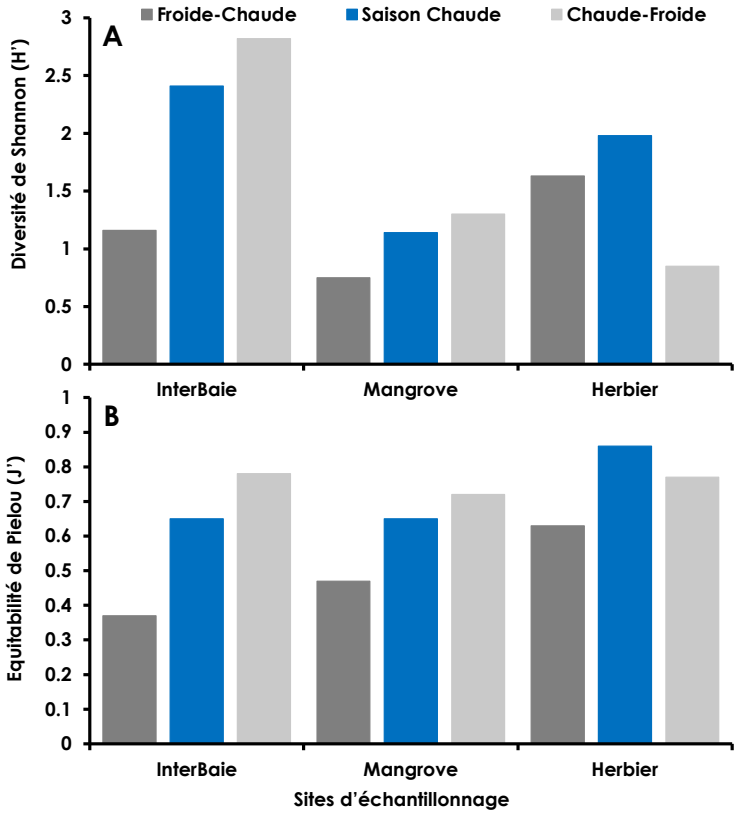


Figure 5 : Variabilité de la diversité des individus pêchés dans les différents sites d'échantillonnage (A) Indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et (B) Equitabilité de Pielou (J') durant les saisons.

Tableau III : Résultats de l'ANOVA à un facteur sur les données du peuplement ichtyologique, pour l'abondance, la richesse spécifique, la diversité de Shannon-Weaver et l'équitabilité de Pielou.

		Abondance	Richesse spécifique (S)	indice de Shannon-Weaver (H')	Équitabilité de Pielou (J')
Saisons	*d.f.*	2			
	F	0,259	0,062	0,628	5,529
	p	0,780	0,940	0,565	***0,044***
Sites	*d.f.*	2			
	F	5,749	16,770	2,234	0,900
	p	***0,040***	***0,003***	0,188	0,455
Engins	*d.f.*	1			
	F	13,240	37,840	3,946	0,154
	p	***0,008***	***0,001***	0,524	0,493

Les indices biologiques (variables réponses), les saisons, les sites d'échantillonnage et les types d'engins ont été considérés comme variables explicatives. Le nombre de degrés de liberté (d.f.), la pseudo-valeur F et la valeur p sont présentés et en gras significativité de la variable réponse par rapport à la variable explicative.

CONCLUSIONS

Cette étude montre que la richesse spécifique de l'ichtyofaune est d'une part moindre (trentaine d'espèces) à l'intersaison froide-chaude et d'autre part comparable (quarantaine d'espèces) entre la saison chaude et l'intersaison chaude-froide. Ainsi, la Baie de Saint Jean abrite une importante biodiversité ichtyologique. L'utilisation du filet mulet ressort une diversité spécifique beaucoup plus marquée par opposition au filet verveux qui ne compte que 13 espèces toutes saisons confondues. L'ensemble de l'ichtyofaune inventorié est nettement supérieur à celui obtenu (13 espèces) par Serverin & Richer (1985) dans cette baie et proche à celui obtenu par Ly (2009) au niveau de la baie de l'Etoile (58 espèces en 12 campagnes de pêche). Les principales familles qui constituent cette diversité spécifique sont en majorité dominées par les Cichlidae, Moronidae, Sparidae, Clupeidae et Mugilidae. *Ethmalosa fimbriata* est l'unique Clupeidae rencontrée dans les captures de poissons de petits pélagiques de la BSJ durant ces saisons de pêche. La structure démographique (taille et proportion des individus) des juvéniles par rapport aux adultes confirme que la Baie de Saint Jean joue le rôle de nourricerie pour les juvéniles de plusieurs espèces.

Les pêches expérimentales au filet peuvent être réalisées à l'aide de plusieurs types d'engins de pêche car aucun engin de pêche ne permet à lui seul de réaliser un échantillonnage entièrement satisfaisant. C'est pourquoi pour obtenir des échantillons suffisamment représentatifs du peuplement, certains auteurs n'hésitent pas à combiner de nombreux engins de pêche Ly (2009). A cet effet, lors des prochaines campagnes, nous comptons en plus du verveux utiliser une senne de plage pour obtenir des échantillons suffisamment représentatifs du peuplement de la fraction juvénile. Il convient également, d'entamer une étude à long terme (cycle annuel) des espèces qui fréquentent cet écosystème, ce qui permettra d'estimer la variabilité spatio-temporelle des composantes biologiques du peuplement de poissons et de déterminer leur statut (reliques, résidentes, migratrices ou / et en transit) au sein de la Baie.

En tenant compte des résultats obtenus, il nous semble réaliste de pouvoir répliquer les méthodologies et approches utilisées à d'autres sites du PNBA et voire l'élargir à d'autres écosystèmes similaires. En perspectives, les résultats de ce travail fourniront des éléments de base et aideront éventuellement à orienter les futures études scientifiques se rapportant à l'ichtyofaune de la BSJ.

Tableau IV : Richesse (S) abondance (valeurs entre parenthèses) et Stations (Intérieur Baie : IntB, Mangrove : Mang, Herbier : Herb) des espèces pêchées au niveau de la Baie de Saint Jean en différentes saisons.

Familles / Espèces	Froide - Chaude S = 30	Saison Chaude, S = 41	Chaude – Froide, S = 40
ARIIDAE			
C. parkii	(1) IntB	(26) IntB	(42) IntB
C. gigas	--	(22) IntB	(38) IntB
C. heudelotii	--	(176) IntB	--
A. latiscutatus	--	(265) IntB	(65) IntB
BATRACHOIDIDAE			
H. didactylus	--	(10) IntB	(22) IntB
BELONIDAE			
Ablennes hians	--	(4) IntB	--
Belone belone	--	--	(1) IntB
BLENNIIDAE			
Blennius normani	(3) IntB	--	--
CARANGIDAE			
Lichia amia	(1) IntB	(54) IntB	(103) IntB
CICHLIDAE			
S. mlanotheron	(289) IntB	7 IntB	(82) IntB/Mang
C. guineensis	(257) IntB/Mang	(188) IntB/Mang/Herb.	(255) IntB
CLUPEIDAE			
E. fimbriata	(8) IntB	(279) IntB	(327) IntB
ELOPIDAE			
Elops lacerta	(1) IntB	(27) IntB	(11) IntB
GERREIDAE			
E. melanopterus	(9) IntB/Mang	(6) IntB/Herb.	--
GYMNURIDAE			
Gymnura micrura	(1) IntB	--	--
HAEMULIDAE			
P. mediterraneus	(1) IntB	(2) IntB	--
LABRIDAE			
S. bailloni	--	(1) IntB	--
MORONIDAE			
D. punctatus	(69) IntB/Mang/Herb	(229) IntB/Mang/Herb	(194) IntB/Mang
MUGILIDAE			
Chelon auratus	(3) IntB	--	--
Chelon dimerulii	(5) Mang/Herb	(34) IntB/Herb	(34) IntB
Parachelon	--	--	(8) IntB
grandisquamis	--	(1) IntB	(16) IntB
Chelon ramada	(6) Herb	(8) IntB/Mang	(66) IntB/Herb
Mugil capurrii	(2) IntB	(36) IntB	(120) IntB
Mugil cephalus			
PARALICHTHYIDAE			
C. stampflii	(1) Herb	(1) Herb	--
POLYNEMIDAE			
G. decadactylus	--	--	(1) IntB

BIBLIOGRAPHIE

Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2001). Are the northernmost mangroves of the west Africa Viable? – a case Study in Banc d'Arguin National Park, Mauritania. *Hydrobiologia*, 458, 241-253. https://doi.org/10.1023/A:1013126832741.

Faure H., Pirazzoli, P., & Montbillet, J. (1982). Où était situé le niveau de la mer le long du littoral ouest africain à 7000 ans BP ? *Bulletin de liaison de l'Association Sénégalaise pour l'Etude du Quaternaire Africain Dakar*, 66-67, 51-57.

Hily, C., & Bouteille, M. (1999). Modifications of the specific and feeding guild diversity in an intertidal sediment colonised by an eelgrass meadow (Zostera marina) (Brittany, France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 322 (12), 1121-1131.

Kide, N. G., Dia, M., Yarba, L., Kone, Y., Khalil, F., Salhi, G., Bouksir, H., & Saoud, Y. (2015). Ecologie trophique de Sarotherodon melanotheron heudelotii et de Tilapia guineensis (Perciformes : Cichlidae) du Parc National du Banc d'Arguin. *Revue Ivoirienne des Sciences Technologiques*, 25,188–203.

Kide, N.G., Dunz, A., Agnèse, J.-F., Dilyte, J., Pariselle, A., Carneiro, C., Correia, E., Brito, J.C., Yarba, L.O., Kone, Y. & Durand, J.-D. (2016). Cichlids of Banc d'Arguin National Park, Mauritania: Insight into the diversity of the genus Coptodon. *Journal of Fish Biology*, 88, 1369–1393. https://doi.org/10.1111/jfb.12899.

Ly, A. (2009). Fonctionnement Ecologique et Evolution du Contexte SocioEconomique de la Baie de l'Etoile. *Thèse de Doctorat au Museum National d'Histoire Naturelle de Paris*. 328p.

Pielou, E.C. (1966). Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist*, 100: 463-465. https://doi.org/10.1086/282439.

R Core Team, (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Severin-Reyssac, J. (1984). Conditions hydrologiques et phytoplancton dans la partie méridionale du Banc d'Arguin en mars et avril 1983. *Bulletin Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches*, 12(1), 107-113.

Severin-Reyssac, J., & de Forges, B.R. (1985). Particularités de e la faune ichtyologique dans un milieu sursalé du parc national du banc d'Arguin (Mauritanie). *Océanographie Tropicale*, 20(1), 85–90.

Shannon, C.E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of information. *Scientific American*, 181(1), 11-15.

Zar, J.H. (1996) Biostatistical Analysis Prentice-Hall International. 3rd edn. Inc., New Jersey.

Composition et diversité de la macrofaune benthique dans la baie de Saint-Jean, Banc d'Arguin (Mauritanie)

Saïkou Oumar KIDE[1,*], Ahmed DIAGNE[1] et Marième BOUJMAA[1]

[1] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LEBOA-Laboratoire de Biologie et Ecologie des Organismes Aquatiques BP 22 Nouadhibou-Mauritanie

*Auteur correspondant : S.O. KIDE sokidefr@yahoo.fr

التنوع الأحيائي لكائنات القاع البحري الكبيرة في خليج سان جان، حوض آركين (موريتانيا)

ملخص

تم في هذه الدّراسة تحليل الوفرة والكتلة والتنوع الأحيائي لكائنات القاع البحري الكبيرة في منطقة المدّ والجزر لخليج سان جان، وقد تم أخذ العينات بواسطة أداة benne Ekman (225 سم^2) في الفترة من مارس إلى نوفمبر 2019؛ حيث تم اختيار ست محطات لأخذ العينات، وذلك في ثلاث مناطق تمثل النظام الإيكولوجي للخليج، وقد تم حساب مجموعة من الواصفات البيولوجية، يتعلق الأمر ب: الوفرة والكتلة الأحيائية الإجمالية، التنوع الأحيائي، مؤشرات شانون وبيلو.

في المحصلة؛ تم جمع 173289 فردا / ^{2}م، تنتمي هذه الأفراد ل 48 نوعا و37 عائلة من ست مجموعات تصنيفية رئيسة، على مستوى الوفرة فإن أحد أنواع مفصليات الأرجل (*Apseudopsis latreillii* Milne Edwards, 1828) هو الأكثر وفرة.

أما من حيث الكتلة الأحيائية فإن الأعشاب البحرية تسود مجموع الأنواع الأخرى التي تمت ملاحظاتها، خصوصا النوع *Zostera noltei* Hornemann, 1832، وقد وصل متوسط الوفرة وكذا الكتلة الأحيائية لكائنات القاع البحري الكبيرة إلى 520±2,71فرد لكل متر مربع و3461,64±11,02, غرام لكل متر مربع،

فيما وصل متوسط الوفرة النوعية إلى 13 ± 2.46 نوعا، تتغير من 19± 0, 93 في الموسم البارد، ومن 14± 0.48 في الموسم الانتقالي بين الشتاء والصيف و 11± 0.05 في الموسم الحار و11±0.59 في الموسم الانتقالي بين الصيف والشتاء.

يشير مؤشر شانون إلى وجود وفرة نوعية من متوسطة إلى مرتفعة مع معدل موسمي يقدر ب 2.37 ± 0.083، بينما يشير مؤشر بيلو أن محطات العينات تحتضن أنواعا متساوية التوزع مع وفرة نوعية متشابهة (المعدل الموسمي 0.77 ± 0.03).

كشفت الواصفات البيولوجية لكائنات القاع البحري الكبيرة عن أن الفوارق المسجلة بين متوسط الوفرات النوعية ليس دالّا إلا خلال المواسم، وأن الفوارق بين الكتل الأحيائية ليس معتبرا إلا بين مواقع أخذ العينات، أما الوفرة النوعية فتظهر فوارق معتبرة خلال المواسم وكذلك بين مواقع أخذ العينات.

لقد أظهرت نتائج هذه الدراسة أيضا أهمية الحلقيات البحرية ومفصليات الأرجل والرخويات في المنطقة المدروسة، كما بينت أن التشكيلة الحيوانية مشابهة للتشكيلات الحيوانية في مناطق المد والجزر حول العالم، وأنّ خليج سان جان يمكن أن يستخدم كمرجع أو منطقة نموذجية لتقييم الجودة الإيكولوجية للنظم الإيكولوجية القاعية للخلجان الساحلية في موريتانيا.

كلمات مفتاحية: كائنات القاع البحري الكبيرة، الوفرة، الكتلة الأحيائية، التنوع الأحيائي، خليج سان جان.

RESUME

Les « patterns » d'abondance, la biomasse et la diversité de la macrofaune benthique dans la zone subtidale de la Baie de Saint-Jean ont été analysés. Les échantillons ont été collectés à l'aide d'une benne Ekman (225 cm^2), de mars à novembre 2019. Sept stations d'échantillonnage ont été choisies dans trois sites représentatifs de l'écosystème de la baie. Un ensemble de descripteurs biologiques ont été calculés. Il s'agit de l'abondance et la biomasse totale, la richesse spécifique, l'indice de Shannon-Wiener et l'équitabilité de Pielou. Au total, 173289 individus.m^{-2} a été collecté, ils appartiennent à 48 espèces, 37 familles de six principaux groupes taxonomiques. En termes d'occurrence l'arthropode tanaïdacé (*Apseudopsis latreillii* Milne Edwards, 1828) est le plus occurrent. En termes de biomasse, les herbiers marins dominent sur l'ensemble des espèces observées, notamment *Zostera noltei* Hornemann, 1832. L'abondance moyenne et la biomasse moyenne de la macrofaune benthique sont respectivement de 520±2,71 individus.m^{-2} et 3461,64±11,02 g.m^{-2}. La richesse spécifique moyenne saisonnière est de 13±2,46 espèces. Cette richesse spécifique est de 19±0,93 en saison froide, 14±0,48 à l'intersaison froide-chaude, 11±0,05 en saison chaude et 11±0,59 durant l'intersaison chaude-froide. L'indice de Shannon met en évidence une diversité intermédiaire à une diversité élevée et présentant une moyenne saisonnière de 2,73±0,08 (2,60-2,90). L'équitabilité de Pielou est sensiblement proche de l'unité suggérant que ces stations abritent des espèces équitablement distribuées avec des abondances sensiblement similaires (moyenne saisonnière de 0,77±0,03).

Les descripteurs de la macrofaune benthique révèlent que les différences enregistrées entre les abondances moyennes ne sont significatives que durant les saisons et celles de la biomasse

n'est significative qu'entre les sites d'échantillonnage. La richesse spécifique présente des différences significatives au cours des saisons et entre les sites d'échantillonnage.
Nos résultats ont mis en évidence l'importance des annélides, des arthropodes et des mollusques, et cette structure faunistique est similaire à d'autres zones intertidales et subtidales à travers le monde. Il ressort de cette étude que la baie de Saint-Jean pourrait servir de référence ou de zone pilote pour l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes benthiques des baies côtières en Mauritanie.
Mots clés : Macrofaune benthique, abondance, biomasse, diversité, Baie, Saint-Jean.

Composition and diversity of benthic macrofauna in the Saint-Jean bay, Banc d'Arguin (Mauritania)

ABSTRACT
The patterns of the abundance, biomass and diversity of benthic macrofauna in the subtidal zone of Saint-Jean Bay were analysed. The samples were collected with an Ekman grab (225 cm^2), from March to November 2019. Seven sampling stations were chosen in three sites representative of the ecosystem of the bay. A set of biological descriptors were calculated, it is the abundance and total biomass, species richness, Shannon-Wiener index and evenness Pielou.
A total of 173 289 individuals.m^{-2} were collected, they belong to 48 species, 37 families of six major taxonomic groups. In terms of occurrence, the tanaidaceous arthropod (*Apseudopsis latreillii* Milne Edwards, 1828) is the most frequent. In terms of biomass, seagrass beds dominate all the species observed, in particular *Zostera noltei* Hornemann, 1832. The average abundance and the average biomass of the benthic macrofauna are respectively 520 ± 2.71 individuals.m^{-2} and 3461.64 ± 11.02 g.m^{-2}.
The mean seasonal richness is 13 ± 2.46 species. This richness is 19 ± 0.93 in the cold season, 14 ± 0.48 in the cold-hot interseason, 11 ± 0.05 in the hot season and 11 ± 0.59 during the hot-cold interseason. The Shannon index shows diversity intermediate to high diversity with a seasonal mean of 2.73 ± 0.08 (2.60-2.90). The Pielou's evenness is substantially close to unity suggesting that these stations support equitably distributed species with substantially similar abundances (seasonal average of 0.77 ± 0.03).
The descriptors of the benthic macrofauna reveal that the differences recorded between the mean abundances are significant only during seasons. Those of biomass are significant only between the sampling sites and the richness presents significant differences during seasons and between sampling sites.
Our results highlighted the importance of annelids, arthropods and molluscs, and the fauna structure is similar to other intertidal and subtidal worldwide areas. It appears from this study that the Saint-Jean Bay could serve as a reference or pilot area for evaluating the ecological quality of benthic ecosystems of coastal bays in Mauritania.
Keywords: Benthic macrofauna, Abundance, Biomass, Diversity, Saint-Jean Bay.

INTRODUCTION

La baie de Saint-Jean située dans la partie sud du Banc d'Arguin a une longueur d'environ 30 km et une profondeur maximale de 5 m. C'est une vallée de dunes envahie par la mer (Sevrin-Reyssac, 1993). L'écosystème de la baie de Saint-Jean abrite un grand nombre d'espèces de poissons et constitue une nourricerie et une zone d'alimentation pour de nombreux poissons migrateurs. Le système est influencé par une multitude de facteurs de perturbations, particulièrement les dunes de sables (vents du secteur nord-est), les changements climatiques, la pêche et la proximité de la nouvelle route.

En dépit de son importance écologique, en tant que la plus grande baie côtière dans une aire marine protégée, peu d'études sur les faunes benthiques de la zone subtidale ont été menées dans cette baie. A l'exception de celles conduites sur la biomasse et la diversité de la macrofaune benthique des vasières des zones interidales dans un cadre global dans le Banc d'Arguin

(Severin-Reyssac & de Forges, 1985 ; Sevrin-Reyssac, 1993 ; Wolff et *al.*, 1993 ; Wijnsma & Wolff, 1999).

Cette étude vise à analyser la biodiversité de la macrofaune benthique de la baie de Saint-Jean. Nos objectifs spécifiques sont de (1) fournir un inventaire des espèces de la macrofaune benthique et (2) suivre les tendances saisonnières de l'abondance, de la biomasse et de la diversité de ces communautés. Les résultats de cette étude contribueront à la compréhension de l'état et la structure de la macrofaune benthique et serviront de référence pour de futures études de l'organisation fonctionnelle de ces communautés benthiques.

MATERIEL ET METHODES

Echantillonnage du benthos et analyses faunistiques

La baie de Saint-Jean est située sur la partie sud du Banc d'Arguin, où le désert et le milieu marin se rencontrent, avec des îles de sable et de grès, des vasières émergeant à marée basse et traversées par un réseau complexe de chenaux. Cette baie se situe géographiquement entre la latitude 19°22'N et 19°32' N et la longitude 16°17' W et 16°31' W.

Des campagnes saisonnières ont été réalisées dans la baie et sept stations d'échantillonnage ont été identifiées pour l'étude de la macrofaune benthique. Ces sept stations représentent différents faciès dans la baie, l'embouchure de la baie (sous l'influence des eaux océaniques), le centre de la baie (complexes d'écosystèmes d'herbiers marins, de mangroves et de chenaux) et l'intérieur de la baie (vallée de dunes de sable) (Fig. 1). Les échantillons du benthos ont été prélevés avec une benne à sédiments de type Ekman d'une surface de 225 cm². Au moins, trois échantillons de sédiments sont prélevés à chacune des stations. Les échantillons du benthos sont, ainsi, tamisés à travers un tamis de 1 mm de diamètre. Le refus est conservé dans des flacons en plastique de 500 mL de volume dans lesquels du formol tamponné à 5% est rajouté.

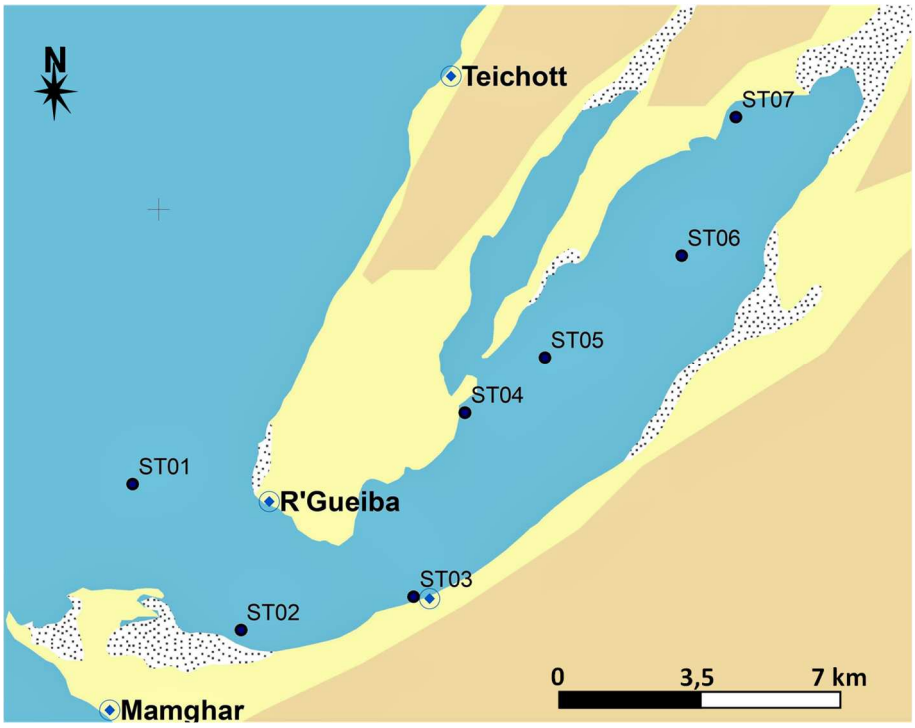


Figure 1 : Carte de la zone d'investigation dans la baie de Saint-Jean avec les stations d'échantillonnage au niveau des trois sites.

Au laboratoire, les 75 échantillons ont été lavés à l'eau douce sur un tamis de 1 mm de diamètre et triés et les animaux recueillis ont été observés au moyen d'un stéréo-microscope. Les organismes ont été identifiés au niveau taxonomique le plus bas possible, à l'aide des clés d'identification disponibles, plusieurs références bibliographiques ont été utilisées (Fauvel & Rullier, 1957 ; González Pérez, 1995 ; Bos, 1998 ; Ardovini & Cossignani,

2004 ; Hernández & Rolán, 2011). La nomenclature des espèces de la macrofaune benthique a été vérifiée et mise à jour à partir du Registre mondial des espèces marines (WoRMS, http://www.marinespecies.org) et le Système d'Information Taxonomique Intégré (ITIS, https://www.itis.gov/ws_description.html). Les organismes identifiés ont été dénombrés puis pesés avec une balance de précision (Sartorius analytic, AC 120 S, max 202 g et d 0,0001g).

Analyses des données

Les données obtenues au cours des quatre saisons ont été soumises à une analyse statistique. Les estimations de l'abondance numérique et de la biomasse de chaque espèce ont été effectuées, respectivement en individus par mètre carré et en grammes par mètre carré. Un ensemble de descripteurs biologiques a été calculé pour chaque station d'échantillonnage à savoir : la richesse spécifique (S), l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H´) (Shannon & Weaver, 1949) et de l'indice d'équitabilité de Pielou (J') (Pielou, 1966). Des analyses de variance (ANOVA à deux facteurs) avec les tests HSD de Tukey (Zar, 1996) ont été utilisées pour comparer les différences d'abondance, de biomasse, de la richesse spécifique, de la diversité et de l'équitabilité de la macrofaune benthique entre les saisons et les sites d'échantillonnage.

RESULTATS

Composition de la macrofaune benthique

Durant la période d'étude, six principaux groupes taxonomiques répartis en 35 familles, 38 genres, 48 espèces et 173289 individus ont été collectés. Les annélides (41,16%) et les arthropodes (40,93%) sont les deux groupes taxonomiques les plus abondants. Ils sont suivis par les mollusques (14,77%). La composition spécifique par groupe taxonomique se présente en 16 espèces de polychètes, 12 espèces d'arthropodes et 14 espèces de mollusques. Les groupes les moins abondants sont composés de 2,44% de trachéophytes (2 espèces), 0,28% d'algues (2 espèces) et autres (0,41%) représentés chacun par une seule espèce d'échinodermes et d'organismes indéterminés (Fig. 2A et Tab. V en annexe).

En termes d'abondance spécifique, deux espèces d'arthropodes représentent des parts de 15,06 et 14,23% respectivement *Apseudopsis latreillii* (Kroyer, 1842) et *Tanaissus lilljeborgi* (Stebbing, 1891) et sont les plus abondantes de l'ensemble des espèces observées. Elles sont suivies par le ver polychète *Arenicola marina* (Linnaeus1758) représentant 10,93% d'abondance totale (Fig. 2B et Tab. V en annexe).

En termes de biomasse spécifique, les deux espèces d'herbiers marins *Zostera noltei* (Hornemann 1832) *et Cymodocea nodosa* ((Ucria) Ascherson, 1870) présentes dans la baie contribuent significativement en poids par rapport aux autres taxons rencontrés, avec respectivement 63,01% et 33,80%. En excluant la contribution en biomasse des deux espèces d'herbiers marins dans nos analyses, deux espèces de mollusques bivalves prennent le pas sur les autres espèces. Elles se composent de *Cardiocardita ajar* (Brugière, 1792) et *Nucula nitidosa* (Winkworth, 1930), avec respectivement 29,57% et 8,35% (Fig. 2C).

L'abondance moyenne s'élève à 520±2,71 individus.m^{-2} toutes saisons confondues. Par saison, les valeurs moyennes de l'abondance sont ainsi distribuées : 783±6,48 individus.m^{-2} en saison froide, 489±3,01 individus.m^{-2} à l'intersaison froide chaude, 445±3,88 individus.m^{-2} en saison chaude et 374±7,69 individus.m^{-2} à l'intersaison chaude froide. L'abondance moyenne durant la période d'étude montre une tendance saisonnière à la baisse pour les annélides et les arthropodes et une tendance inverse pour les mollusques (Fig. 3). L'analyse de la variance révèle que les différences observées sur les abondances moyennes ont été significatives uniquement entre les saisons ($F_{3,12}$=6,084 et p=9,28x10^{-3} **). Les tests post hoc de Tukey sur les abondances saisonnières et les sites d'échantillonnage ont montré que l'abondance en saison froide était supérieure à celle de l'intersaison (le test HSD de Tukey; p=8,18x10^{-3}**). Ces différences significatives de l'abondance entre les deux saisons ont été observées aux stations du centre de la baie (CentB : HSD de Tukey; p=4,73x10^{-2}), (Tab. I).

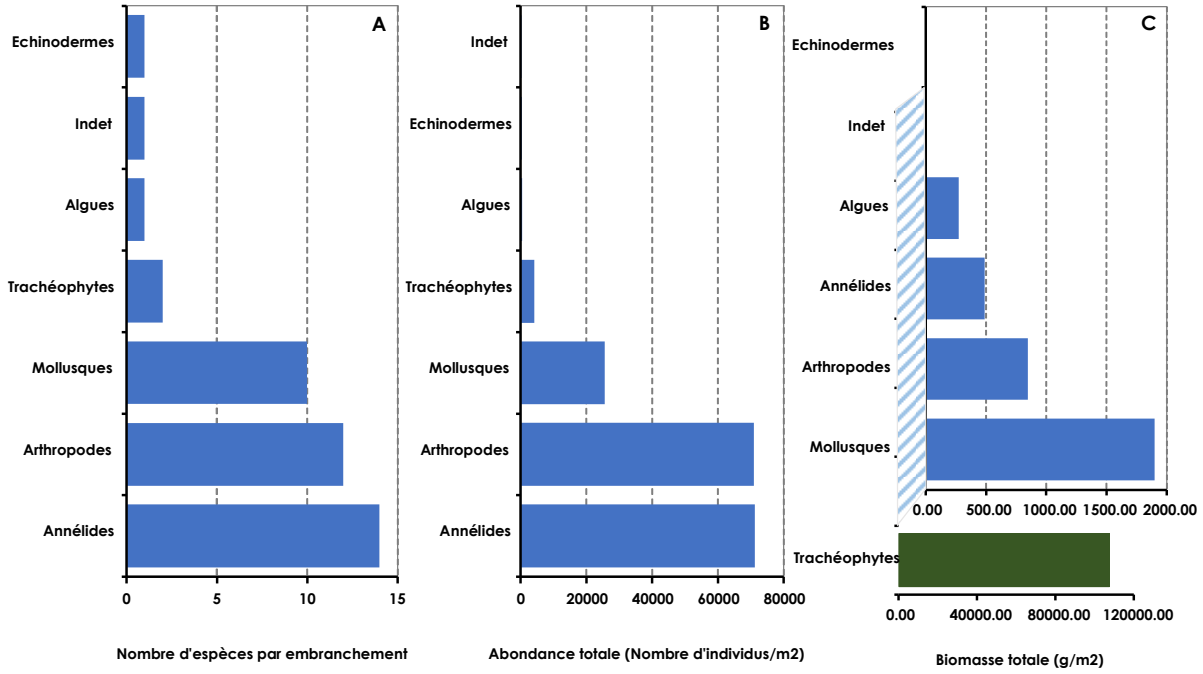


Figure 2 : Descripteurs biologiques de la macrofaune benthique (A) la richesse spécifique, (B) l'abondance totale (C) la biomasse totale des différents groupes taxonomiques rencontrés dans la baie de Saint-Jean.

La biomasse spécifique moyenne s'élève à 3461,64±11,02 g.m^{-2} toutes saisons confondues. En saison froide, la biomasse moyenne est de 482,90±11,53 g.m^{-2}, les valeurs sont comprises entre 0,004 et 13265,06 g.m^{-2}. Durant l'intersaison froide-chaude, la biomasse moyenne est de 280,13±8,13 g.m^{-2}, les valeurs sont comprises entre 0,0004 et 10221,81 g.m^{-2}. En saison chaude la biomasse moyenne est de 372,04±7,91 g.m^{-2}, elle varie de 0,06 à 9874,35 g.m^{-2}. Durant l'intersaison chaude-froide, la biomasse moyenne est de l'ordre de 213,83±6,49 g.m^{-2} et les valeurs sont comprises entre 0,04 et 6259,91 g.m^{-2}. La biomasse moyenne montre une tendance saisonnière à la baisse pour les trois groupes taxonomiques dominants (trachéophytes, annélides et arthropodes). Pour les mollusques, on observe une tendance saisonnière à la hausse (Fig. 4). Les résultats de l'ANOVA montrent que la différence entre les biomasses moyennes n'est significative qu'entre les sites d'échantillonnage ($F_{3,12}$=9,719 et p=1,56x10^{-3}**), et non significative durant les saisons ($F_{3,12}$=0,905 et p=0,468). Le test de comparaison multiple a posteriori HSD de Tukey révèle que les différences des biomasses moyennes sont plutôt observables entre l'intérieur de la baie et le reste des sites (IntB-CentB : p=1,21x10^{-3} et IntB-EntB : p=1,87x10^{-2}) et elle était plus importante à l'intérieur que dans le reste de la baie (Tab. I).

Diversité spécifique

Les indices de diversité calculés au niveau des stations d'échantillonnage sur la base des abondances spécifiques de la macrofaune benthique sont illustrés dans la fig. 5 et résumés dans le Tab. II.

Le nombre total d'espèces observées par saison est de 46 espèces (19±0,93) durant la saison froide, 34 espèces à l'intersaison froide-chaude (14±0,48), 29 espèces en saison chaude (11±0,5) et 26 espèces à l'intersaison chaude froide (11±0,59). Le nombre de taxons varie significativement entre un minimum de 5 espèces à la station ST06 (IntB) durant l'intersaison chaude-froide à un maximum de 24 espèces à la station ST07 (IntB) durant la saison froide. La richesse spécifique a été plus élevée aux stations de l'embouchure et du centre de la baie (7-24 espèces), cependant, celles à l'intérieure

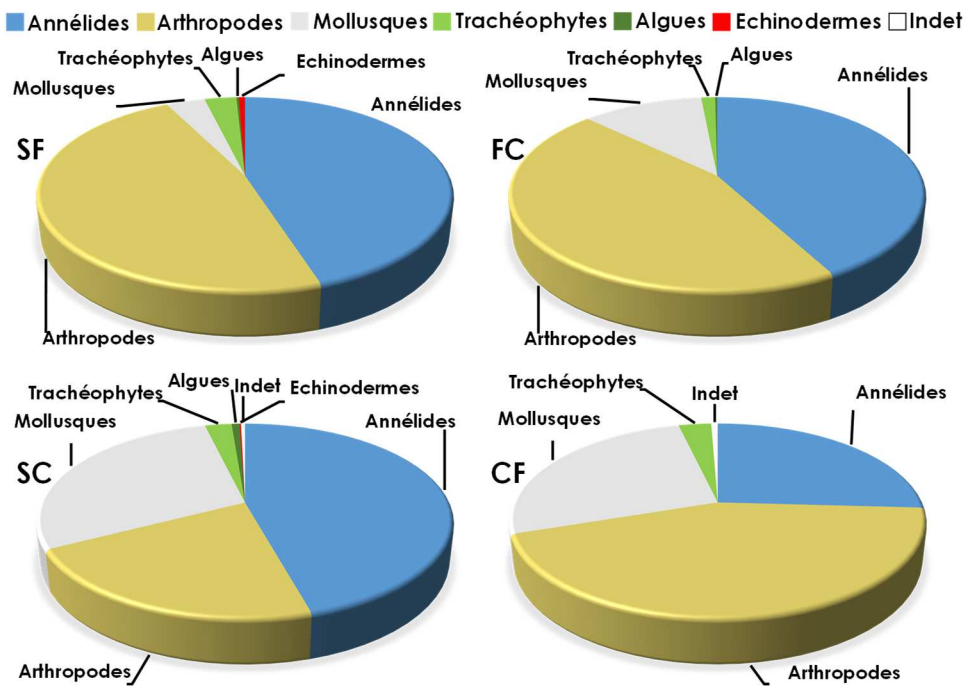


Figure 3 : Répartition de l'abondance relative en nombre d'individus au m² des différents groupes taxonomiques de la macrofaune benthique observés durant les quatre saisons dans la baie de Saint-Jean. SF : saison froide, FC : intersaison froide-chaude, SC : saison chaude, CF : intersaison chaude-froide.

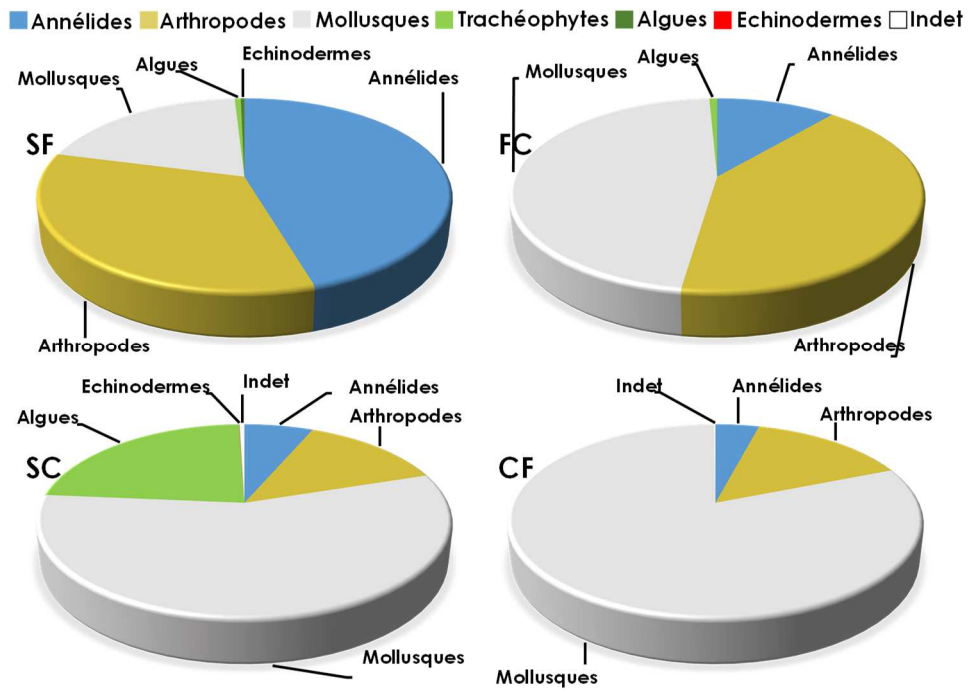


Figure 4 : Répartition de la biomasse relative en grammes au m² des différents groupes taxonomiques de la macrofaune benthique observés durant les quatre saisons dans la baie de Saint-Jean. SF : saison froide, FC : intersaison froide-chaude, SC : saison chaude, CF : intersaison chaude-froide.

Tableau I : Tests statistiques de l'ANOVA à deux facteurs sur les différences des moyennes de l'abondance et de la biomasse (données transformées en log(x+1)) entre les saisons et les sites d'échantillonnage. Pour les statistiques significatives de l'ANOVA, les différences par paires à posteriori de significativité de Tukey correspondantes.

Descripteurs biologiques	Variables indépendantes	Analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs	Test post hoc de significativité de Tukey
Abondance	Saisons	p = 9,28x10^{-3} **	SF-CF : p=8,18x10^{-3}
	Sites d'échantillonnage	p = *0,09455 ns*	
Biomasse	Saisons	p = *0,46754 ns*	
	Sites d'échantillonnage	p = 1,56x10^{-3} **	intB-CentB : p=1,21x10^{-3} IntB-EntB : p=1,87x10^{-2}

présentent les plus faibles valeurs (5-24 espèces) (Fig. 5A). L'ANOVA à 2 facteurs a montré que la richesse spécifique présentait des différences significatives entre les saisons ($F_{3,12}$ = 8,93 et p = 2,20x10^{-3} **) et entre les sites d'échantillonnage ($F_{3,12}$ = 7,34, p = 4.,72x10^{-3} **), et une interaction significative entre les saisons et les sites d'échantillonnage ($F_{6,12}$=9,66 et p=5,18x10^{-4} ***).

La variabilité moyenne saisonnière de l'indice de Shannon-Wiener met en évidence une diversité relativement élevée (2,73±0,08). Durant la saison froide elle est de 2,86±0,21 (1,89-3,47), à l'intersaison froide-chaude de 2,90±0,11 (2,11-3,47), à la saison chaude de 2,63±0,14 (1,77-3,61) et à l'intersaison chaude-froide, elle est de 2,60±0,21 (1,33-3,74). Les valeurs extrêmes de l'indice de Shannon ont été observées aux stations ST06 (1,33) et ST03 (3,74) pendant l'intersaison chaude-froide (Fig. 5B). L'analyse de la variance montre que l'indice de diversité de Shannon-Wiener ne présentait pas de différences significatives entre les saisons ($F_{3,12}$ = 0,39 et p = 0,763 ns) et entre les sites d'échantillonnage ($F_{3,12}$ =2,405 et p = 0,118 ns).

La valeur moyenne saisonnière de l'équitabilité de Pielou est de 0,77±0,03. En saison froide, la moyenne est de 0,70±0,05 (0,59-0,77), durant l'intersaison froide-chaude, elle est de 0,78±0,03 (0,69-0,86), en saison chaude de 0,78±0,04 (0,67-0,88) et durant l'intersaison chaude-froide, elle est de 0,78±0,09 (0,44-0,98). Les valeurs moyennes de cet indice sont comprises entre une minimale de 0,44 à la station ST02 (à l'embouchure de la baie) et une maximale de 0,98 à la station ST04 (au centre de la baie) (Fig. 5C). L'indice d'équitabilité de Pielou (J') n'était pas significativement différent entre les saisons ($F_{3,12}$= 0,474, p= 0,706 ns) et entre les sites d'échantillonnage ($F_{3,12}$ = 0,946, p= 0,499 ns).

Tableau II : Tests statistiques de l'ANOVA à deux facteurs sur les différences des moyennes de données de la richesse spécifique, l'indice de Shannon et de l'équitabilité de Pielou (log (x+1) transformées) durant les saisons et dans les sites d'échantillonnage, pour les statistiques significatives de l'ANOVA, les différences par paires à posteriori de significativité de Tukey correspondantes.

Descripteurs biologiques	Variables indépendantes	Analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs	Tests de différences de significativité à postériori de Tukey
Richesse spécifique	Saisons	$p = 2{,}20 \times 10^{-3}$ **	SF-FC : $p=3{,}31 \times 10^{-2}$ SF-SC : $p=2{,}85 \times 10^{-3}$ SF-CF : $p=2{,}46 \times 10^{-3}$
	Sites d'échantillonnage	$p = 4{,}72 \times 10^{-3}$ **	IntB-EntB : $p=3{,}19 \times 10^{-3}$
	Saisons: Sites d'échantillonnage	$p = 5{,}18 \times 10^{-4}$ ***	
Diversité de Shannon	Saisons	p = 0,763 ns	
	Sites d'échantillonnage	p = 0,118 ns	
Equitabilité de Pielou	Saisons	p = 0,706 ns	
	Sites d'échantillonnage	p = 0,479 ns	

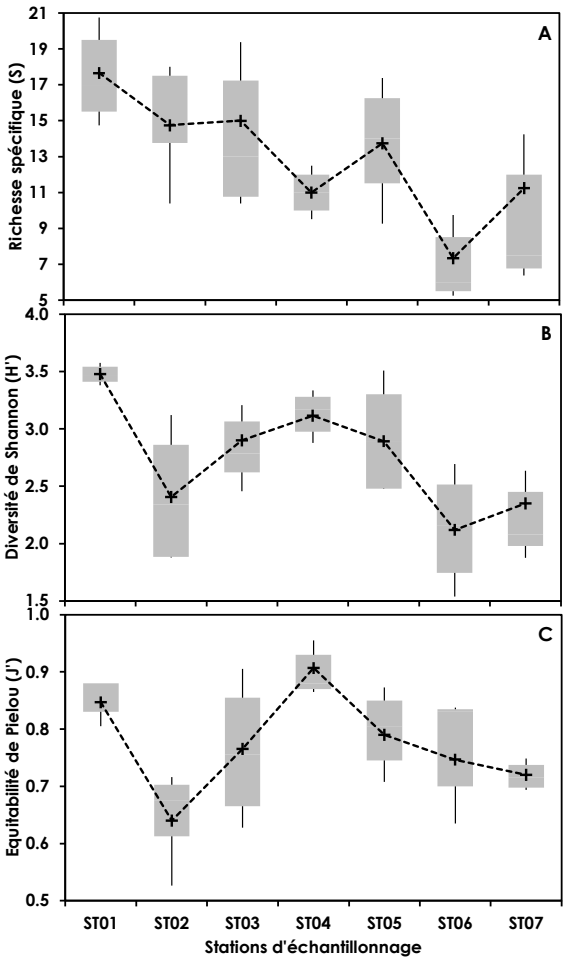


Figure 5 : Caractéristiques statistiques des descripteurs univariés de la diversité de la macrofaune benthique observées dans les différents sites d'échantillonnage, (A) Richesse spécifique, (B) Indice de diversité de Shannon et (C) Equitabilité de Pielou. Les courbes en pointillés et les symboles (+) représentent la moyenne saisonnière des indices de diversité.

DISCUSSIONS ET CONCLUSION

La macrofaune benthique a été collectée de façon saisonnière au niveau de 25 stations dans la baie de Saint-Jean pour en apprendre davantage sur sa composition et sa diversité. Le suivi des composantes biotiques de cette baie nous a permis : (1) de déterminer la composition et la diversité de la macrofaune benthique et (2) de dresser une liste non exhaustive des espèces rencontrées.

La baie de Saint-Jean n'a subi aucune pression humaine et est soumise à la réglementation de la pêche depuis plusieurs années. Très peu d'études sur la composition et la diversité de la macrofaune benthique de la partie subtidale ont été réalisées jusqu'à présent, et la présente étude constitue la première description détaillée de la macrofaune benthique de la baie de Saint-Jean.

L'ordre d'importance des annélides, des arthropodes et des mollusques dans la présente étude est similaire à celui observé par Wolff *et al.,* (1993) dans la partie intertidale. Plusieurs auteurs ont rapporté un pattern similaire pour les zones intertidale et subtidale, ainsi que pour les zones littorales peu profondes, à la fois dans les zones tempérée et tropicale (Desroy *et al.,* 2007 ; Rodrigues *et al.,* 2012 ; Vozarik & Gibbons, 2013 ; Belal *et al.,* 2016 ; Yoboué *et al.,* 2020).

Les annélides étaient généralement les plus abondantes et les plus fréquentes au niveau de la majorité des stations. Nos résultats sont en concordance avec ceux obtenus par plusieurs auteurs à travers le monde et qui ont également mis en évidence l'importance de l'abondance et de la diversité des annélides dans divers écosystèmes (Barrio Froján *et al.,* 2012 ; de Souza *et al.,* 2013 ; Martins & Rodrigues, 2013 ; Mola & Gawad, 2014).

L'abondance et la richesse spécifique de la macrofaune benthique changent selon les saisons et les sites d'échantillonnage, par contre la biomasse ne varie qu'entre les sites d'échantillonnage et reflète semble-t-il une réponse combinée aux changements des conditions hydrologiques et de la nature du sédiment. Ces descripteurs atteignaient leur maximum à la rentrée de la baie et durant la saison froide.

La distribution spatiale des assemblages d'annélides dans les fonds meubles peu profonds est principalement contrôlée par l'hydrodynamisme et le type de substrat (Simboura & Thessalou-Legaki, 2000). Les annélides sont parmi les taxons les plus tolérants aux changements temporels drastiques des caractéristiques environnementales du milieu et leur assurant de fortes abondances (Gray *et al.,* 2002 ; Vaquer-Sunyer & Duarte, 2008 ; Iskaros & Dardir, 2010 ; Silva *et al.,* 2011).

La composition et la diversité de la macrofaune benthique de la baie de Saint-Jean indiquent qu'il n'y a aucune preuve claire de perturbations naturelle et/ou anthropique (par la pêche) sur cette composante benthique jusqu'à présent. Ainsi, il semble que cette baie puisse servir de référence ou de zone de contrôle pour l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes benthiques des baies côtières en Mauritanie. Sur la base des résultats de la présente étude dans la zone subtidale, il serait nécessaire de mettre en place un programme de suivi à long terme pour étudier l'évolution de la macrofaune benthique et élargir les prélèvements à la zone intertidale. Nous recommandons d'appliquer des tailles d'échantillonnage cohérentes et d'utiliser le même procédé d'échantillonnage systématique et les mêmes types de benne (Ekman) et de tamis avec un maillage de 1 mm.

La variation spatiotemporelle de la composition et de la diversité de la macrofaune benthique dans les écosystèmes marins a toujours fait l'objet de nombreuses études. La plupart des recherches a montré que cette macrofaune benthique évolue sur de grandes échelles temporelles. Les résultats de cette étude pourraient nous aider à mieux comprendre les patterns de composition et de la diversité de la macrofaune benthique marine et à prévoir leur changement dans le futur.

SUPPLEMENT

Tableau V. Les moyennes saisonnières de l'abondance et de la biomasse spécifique de la macrofaune benthique dans les sites d'échantillonnage de la baie de Saint-Jean de mars à novembre 2019. Moyennes par espèce et Ecart-type (SD), SF : Saison froide, FC : Intersaison Froide-Chaude, SC : Saison Chaude et CF ; Intersaison Chaude-Froide.

Groupes zoologiques	Famille	Nom taxonomique	Moyenne de l'abondance (Nombre d'individus.m^{-2}) ±SD	Moyenne de la biomasse (Poids humide en g.m^{-2}) ±SD
Algues	Algue	Algue	55±22,22	9,728±1,85
		Algue brune	44	262,844±94,42
Annélides	Arenicolidae	*Arenicola marina*	338±307,88	80,142±1,86
	Capitellidae	*Capitellacapitata*	448±617,27	25,244±2,91
	Glyceridae	*Glyceralapidum*	155±31,43	0,333±0,94
		Glyceracapitata	246±245,91	29,951±1,47
		Glyceralapidum	188±117,15	8,257±0,90
		Glycerasp	227±183,85	13,4±1,58
	Maldanidae	*Euclymenelombricoides*	422±388,48	105,511±8,88
		Euclymeneoerstedii	101±79,98	6,244±1,00
		Petaloproctusterricolus	266±155,56	12,351±1,14
	Nephtyidae	*Nephtys sp*	266±274,84	78,52±4,85
	Nereididae	*Nereissp*	225±302,36	54,782±4,23
		Platynereisdumerilii	202±188,20	26,853±1,90
	Opheliidae	*Armandiamaculata*	205±175,45	6,813±0,47
	phycodocidae	*Phyllodocesp*	349±441,45	14,448±3,78
	Spionidae	*Streblospiobenedicti*	342±424,53	25,831±3,40

Groupes taxonomiques	Famille	Nom taxonomique	Moyenne de l'abondance (Nombre d'individus.m^{-2}) ±SD	Moyenne de la biomasse (Poids humide en g.m^{-2}) ±SD
Arthropodes	Ampeliscidae	*Ampeliscabrevicornis*	177±229,22	59,235±6,30
	Amphilochidae	*Amphilocusneopolitanus*	59±22,95	1,648±0,24
	Apseudidae	*Apseudopsislatreillii*	745±1105,34	208,502±12,14
	Caprellidae	*Aegininalongicornis*	88±99,38	0,257±0,50
	Daphniidae	*Daphnia magna*	53±19,88	0,56±0,45
	Diastylidae	*Diastylisbradyi*	55±22,22	4,48±1,66
	Euphausiidae	*Euphausiacea*	44	1,342±0,26
	Ischyroceridae	*Jassasp*	176±198,16	8,662±0,55
	Leptocheliidae	*Chondrocheliasavignyi*	417±345,12	9,867±3,40
		Leptocheliasp	379±468,81	57,186±11,78
	Portunidae	*Thalamitaspinifera*	55±27,63	329,946±28,77
	Tanaissuidae	*Tanaissuslilljeborgi*	725±1408,00	165,346±10,24
Echinodermes	Crinoidea	*Crinoides*	66±37,18	2,482±0,59
Mollusques	Astratidae	*Astartefusca*	194±191,44	63,502±10,32
		Phascolionstrombus		
	Carditidae	*Cardiocarditaajar*	294±344,95	1039,955±51,79
	Donacidae	*Donacidae*	59±25,66	33,533±5,75
		Donax sp	53±19,88	24,457±5,65
	GAST99	*Gasteropode*	74±58,79	50,944±9,70
	Lucinidae	*Ctenaorbiculata*	209±288,85	19,306±5,65
	Mactridae	*Mactrastaltorum*	66±37,18	104,693±26,28

Groupes taxonomiques	Famille	Nom taxonomique	Moyenne de l'abondance (Nombre d'individus.m^{-2}) ±SD	Moyenne de la biomasse (Poids humide en g.m^{-2}) ±SD
Mollusques	Marginellidae	*volvarinasp*	158±292,38	121,56±5,91
		Volvo48		
	Neritidae	*Smaragdiaviridis*	81±33,46	10,991±1,56
	Nuculidae	*Nuculanitidosa*	268±261,95	293,728±13,44
	Veneridae	*Dosinialupinus*	283±519,43	101,973±5,88
Trachéophytes	Cymodoceaceae	*Cymodoceanodosa*	44±0,21	37610,351±960,21
	Zosteraceae	*Zosteranoltei*	44±2,60	70153,446±1637,34
Indéterminé	Indéterminé	*Indéterminé*	44	6,546±1,38

BIBLIOGRAPHIE

Ardovini, R., & Cossignani, T. (2004). West African seashells: including Azores, Madeira and Canary Is. = Conchiglie dell'Africa occidentale: incluse Azzorre, Madeira e Canarie. Edited by A. L. Piceno.

Barrio Froján, C.R., Bolam, S.G., Eggleton, J.D., & Mason, C. (2012). Large-scale faunal characterisation of marine benthic sedimentary habitats around the UK. *Journal of Sea Research*, 69, 53–65. https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.02.005.

Belal, A.A.M., El-Sawy, M.A., & Dar, M.A. (2016). The effect of water quality on the distribution of macro-benthic fauna in Western Lagoon and Timsah Lake, Egypt.I. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 42(4), 437–448. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.12.003.

Bos, O. (1998). Biodiversité du macrobenthos d'une baie sous influence anthropique (Nouméa, Nouvelle-Calédonie). *Faculty of Science and Engineering*, 59p.

Desroy, N., Janson, A-L., Denis, L., Charrier, G., Lesourd, S., & Dauvin, J-C. (2007). The intra-annual variability of soft-bottom macrobenthos abundance patterns in the North Channel of the Seine estuary. *Hydrobiologia*, 588, 173–188. https://doi.org/10.1007/s10750-007-0661-2.

Fauvel, P., & Rullier, F. (1957). Nouvelle contribution à la faune des annélides polychètes du Sénégal (deuxième partie). *Bulletin de l'Institut Français d'Afrique Noire*, Série A (19), 375–399.

González Pérez, J.A. (1995) Catálogo de los crustáceos decápodos de las Islas Canaria.

Gray, J.S., Wu, R.S.S., & Ying, Y.O. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238, 249–279. https://doi.org/10.3354/meps238249.

Hernández, J. M., & Rolán, E. (2011). Moluscos y conchas marinas de Canarias. Conchbooks. Edited by Hackenheim.

Iskaros, I.A., & Dardir, M. El (2010). Factors affecting the distribution and abundance of bottom fauna in Lake. *Nature and Science*, 8(7), 97–108.

Martins, R., Sampaio, L., & Rodrigues, A. (2013). Soft-bottom Portuguese continental shelf polychaetes: diversity and distribution. *Journal of Marine Systems*, 123–124, 41–54. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.04.008.

Mola, H.R.A., & Abdel Gawad, S.S. (2014). Spatio-temporal variations of macrobenthic fauna in Lake Nasser khors, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40, 415–423. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.12.001.

Pielou, E.C. (1966). Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist*. University of Chicago Press, 100.914(914), 463–465. https://doi.org/10.1086/282439.

Rodrigues, A.M., Quintino, V., Preira, F., & Freitas, R. (2012). Alterations in macroinvertebrate spatial patterns in coastal lagoons: Óbidos (NW coast of Portugal) 1984 versus 2002. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 176–189. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.05.024.

Severin-Reyssac, J., & Richer de Forges, B. (1985). Particularités de e la faune ichtyologique dans un milieu sursalé du parc national du banc d'Arguin (Mauritanie). *Océanographie tropicale*, 20(1), 85–90.

Sevrin-Reyssac, J. (1993). Hydrology and underwater climate of the Banc d'Arguin, Mauritania: a review. *Hydrobiologia*, 258, 1–8. https://doi.org/10.1007/BF00006181.

Shannon, C.E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of information. *Scientific American*, 181(1), 11-15.

Silva, R.F., Rosa Filho, J.S., Souza, S.R., Souza-Filho, P.W. (2011). Spatial and temporal changes in the structure of soft-bottom benthic communities in an Amazon estuary (Caeté estuary, Brazil). *Journal of Coastal Research*, 20(Spec. issue 64), 440–444.

Simboura, N., Nicolaidou, A., & Thessalou-Legaki, M. (2000). Polychaete communities of Greece: An ecological overview. *Marine Ecology*, 21(2), 129–144. https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.2000.00684.x.

de Souza, F.M., Gilbert, E.R., de Camargo M.G., & Pieper, W.W. (2013). The spatial distribution of the subtidal benthic macrofauna and its relationship with environmental factors using geostatistical tools: A case study in Trapandé Bay, southern Brazil. *Zoologia*, 30(1), 55–65. https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000100007.

Vaquer-Sunyer, R., & Duarte, C.M. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(40), 15452–15457. https://doi.org/10.1073/pnas.0803833105.

Wijnsma, G., & Wolff, W.J. (1999). Species richness and distribution of benthic tidal flat fauna of the Bane d' Arguin, Mauritania. *Oceanologica Acta*, 22, 233–243. https://doi.org/10.1016/S0399-1784(99)80048-6.

Wolff, W.J., Duiven, A.G., Duiven, P., Esselink, P., Gueye, A., Meijboom, A., Moerland, G., & Zegers, J. (1993). Biomass of macrobenthic tidal flat fauna of the Banc d'Arguin, Mauritania. *Hydrobiologia*, 258, 151–163. https://doi.org/ 10.1007/BF00006193.

Yoboué, K.P., Ouattara, N.I., Berté, S., Aboua, D.B.R., Coulibaly, J.K., Kouamelan, E.P. (2020). Structure of benthic macroinvertebrates population in an area of Mopoyem Bay (Ebrie Lagoon, Côte d'Ivoire) exposed to the discharge of a fish farm effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*. Springer, 192(4), 1–9. https://doi.org/10.1007/s10661-020-8167-8.

Zajac, R.N., Vozarik, J.M., & Gibbons, B.R. (2013). Spatial and Temporal Patterns in Macrofaunal Diversity Components Relative to Sea Floor Landscape Structure. *PLoS ONE*, 8(6), p. 65823. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065823.

Zar, J.H. (1996). Biostatistical Analysis Prentice-Hall International. 3rd edn. Inc., New Jersey.

Evaluation des performances économiques de la pêche côtière des petits pélagiques en Mauritanie : Quelles valeurs ajoutées des sennes tournantes de la pêche côtière ?

Elimane Abou KANE[1,4,*], Abou Ciré BALL[1], Assane Dedah FALL[1], Mohamed Saleck HAIDALLAH[1], Oumar Hamet WAGNE[2], Ely Sidi BEIBOU[3] et Abdou Daïm DIA[1]

[1] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, LESE- Laboratoire des Etudes Sociales et Economiques, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[2] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, Service Statistique, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[3] Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, BP 22 Nouadhibou, Mauritanie
[4] Université de Nouakchott Al Aasriya, Unité de Recherche Macroéconomie, Croissance et Développement (URMCD), Laboratoire Environnement, Santé et Société (LE2S), BP 5026 – Nouakchott, Mauritanie

*Auteur correspondant : E.A. KANE enamilekane@gmail.com

تقييم الأداء الاقتصادي للصّيد السّاحلي لأسماك السطح الصغيرة في موريتانيا: أي قيمة مضافة للصيد السّاحلي بشباك التحويط؟

ملخص:
الهدف من هذه الدراسة هو تقدير مساهمة الأسطول الساحلي لصيد أسماك السطح الصغيرة بواسطة شباك التحويط في الاقتصاد الوطني، وذلك استنادا على أرقام الأعمال والتكاليف الثابتة والمتغيرة.
تشير نتائج هذه الدراسة إلى أنه مع متوسط انتاج يصل إلى 244 ألف طن في الفترة من 2014 إلى 2018 فإن الصيد الساحلي لأسماك السطح الصغيرة يساهم بما نسبته 23 % من الانتاج السمكي في موريتانيا، أما من حيث العمالة؛ فيشغّل 1711 صيادا، أي ما نسبته 33% من متوسط العمالة في الصيد الساحلي و 5% من متوسط العمالة في الصيد التقليدي لنفس الفترة.
وصل متوسط القيمة المضافة إلى حوالي 4.17 مليار أوقية جديدة، أي ما نسبته 77% من قيمة المبيعات، فيما امتصت رواتب الطاقم العامل ورسوم حق الولوج تباعا حوالي 13% (263 مليون أوقية جديدة) و 0.11% (4.65 مليون أوقية جديدة) من القيمة المضافة، أما فائض التشغيل الإجمالي فقد قُدّر بحوالي 3.64 مليار أوقية جديدة كمتوسط سنوي، أي ما يمثل 75% من القيمة المضافة، يتوزع إجمالي هذه الأرباح على السَّماكة والمُشغلين على التوالي ب 73.13 مليون أوقية جديدة (2%) و 3.57 مليار أوقية جديدة (98%).
من المرجّح أن تكون القيمة المضافة لشباك التحويط في موريتانيا قد تم تقديرها منذ 2014 بأقل من قيمتها ب 406% كمتوسط سنوي، في الوقت الحالي فإن الصيد الساحلي بشباك التحويط يمكن أن يساهم ب 42% من القيمة المضافة الإجمالية لقطاع الصيد، والتي تصل إلى 11.58 مليار أوقية جديدة، وهو ما يمثل 11% من مجموع الناتج المحلي الإجمالي للقطاع الأولي و 2% من الناتج المحلي الإجمالي الذي وصل 223.73 مليار أوقية بين 2014 و 2018.
من جهة أخرى؛ ومع الأخذ في الاعتبار التأثير الاقتصادي لسلسلة القيمة (لم يتم احتسابها في هذه الدراسة)، فإن الصيد الساحلي بشباك التحويط يمكن أن يُضاعف ثلاثة مرات إسهام الصيد التقليدي وصناعات دقيق وزيت السمك في الناتج المحلي الإجمالي في الفترة من 2014 إلى 2018.
بصفة عامة؛ أظهرت نتائج هذه الدراسة أن الأداء الاقتصادي والاجتماعي للصّيد الساحلي بشباك التحويط في موريتانيا كان يتم تقديره بأقل من قيمته بشكل كبير، بل يمكن القول إن مساهماته تم تجاهلها، إن بخس القيمة شمل أيضا الضغط على الموارد السمكية الساحلية في موريتانيا، حيث إن هذا الضغط أكبر بكثير من التقدير الحالي، وهو ما يؤدي إلى مخاوف على مستوى استدامة النشاط وقدرة شباك التحويط على دعم الأداء الاقتصادي وسبل المعيشة.
كلمات مفتاحية: التحليل الاقتصادي، فعالية الأسطول التقليدي، السردين، الشاخور، البونغا، البوري، انواذيب، انواكشوط، غرب إفريقيا.

RESUME
Dans cet article, la méthode DEA (Data Envelopment Analysis) est appliquée à la flottille de sennes tournantes pour évaluer l'efficacité économique de la pêche côtière en Mauritanie. Les données économiques ont été recueillies entre 2014 et 2018 dans le cadre des enquêtes cadres auprès des pêcheurs côtiers ciblant les petits pélagiques. Les données de production et des inputs des pirogues sennes tournantes sont quant à elles disponibles dans la base mensuelle du système de suivi de la pêche artisanale et côtière de l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques pour la période 2006-2018. Les résultats montrent qu'avec une production moyenne de 244 milles tonnes les sennes tournantes fournissent environ 23 % de la production des petits pélagiques et 33% des emplois moyens de la pêche côtière en Mauritanie.
La Valeur Ajoutée (VA) moyenne dégagée a été estimée à 4,17 milliards d'ouguiyas (MRU). Les coûts salariaux de l'équipage et les droits d'accès absorbent respectivement 13% (263 millions MRU) et 0,11% (4,65 millions MRU) de la VA. L'Excédent Brut d'Exploitation a été estimé

en moyenne annuelle à 3,64 milliards de MRU. Les revenus moyens des opérateurs représentent 98% de l'EBE (3,57 milliards de MRU) alors que les revenus des pêcheurs se situeraient seulement à environ 73,13 millions de MRU. Il ressort de l'analyse que l'efficacité des pirogues sennes tournantes pourraient soutenir jusqu'à 42 % de la VA totale du secteur des pêches et contribuerait à 2 % du produit intérieur brut (PIB), estimé à 223,73 milliards de MRU par an sur la période 2014-2018.
L'importance macroéconomique des pirogues sennes tournantes s'est avérée avoir été sous-évaluée, pour ne pas dire ignoré, jusqu'à 406 % en moyenne par an. Cette sous-estimation implique également que la pression sur les ressources marines côtières en Mauritanie est probablement beaucoup plus forte qu'on ne l'estime actuellement, ce qui entraine des préoccupations quant à la durabilité de l'activité, et la capacité des sennes tournantes à soutenir une telle efficacité économique à moyen et long terme.
Mots-Clés : Analyse économique, rentabilité de la flottille artisanale, sardinelles, chinchards, éthmaloses, mulets, Nouadhibou, Nouakchott, Afrique de l'Ouest.

Evaluation of the economic performance of small pelagic inshore fisheries in Mauritania: What are the benefits of the artisanal purse seine fishery?

ABSTRACT
In this paper, the DEA (Data Envelopment Analysis) method is applied to the purse seine fleet to evaluate the economic efficiency of the inshore fishery in Mauritania. Economic data were collected between 2014 and 2018 through framework surveys of coastal fishermen targeting small pelagics. The production and input data of the purse seine boats are available in the monthly database of the artisanal and coastal fisheries monitoring system of the Mauritanian Institute of Oceanographic Research for the period 2006-2018. The results show that with an average production of 244 thousand tons, purse seines provide about 23% of the production of small pelagics and 33% of the average employment in the Mauritanian coastal fishery.
The average Value Added (VA) generated was estimated at 4.17 billion ouguiyas (MRU). Crew wage costs and access fees absorb 13% (263 million MRU) and 0.11% (4.65 million MRU) of the VA respectively. Gross operating surplus was estimated at an annual average of MRU 3.64 billion. The average income of the operators represents 98% of the EBITDA (MRU 3.57 billion) while the income of the fishermen would only be around MRU 73.13 million. The analysis suggests that the efficiency of seine canoes could support up to 42% of the total VA of the fisheries sector and contribute 2% of the gross domestic product (GDP), estimated at MRU 223.73 billion per year over the period 2014-2018.
The macro-economic importance of seine boats has been found to be undervalued and even ignored by as much as 406% on average per year. This underestimation also implies that the pressure on coastal marine resources in Mauritania is likely to be much higher than currently estimated, raising concerns about the sustainability of the activity, and the ability of purse seines to sustain such economic efficiency in the medium to long term.
Keywords: Economic analysis, profitability of the artisanal fleet, Sardinella, horse mackerel, Ethmalosa, mules, Nouadhibou, Nouakchott, West Africa.

INTRODUCTION

Les petits pélagiques constituent un stock très abondant dans l'écosystème des courant de canaries (Braham *et al.*, 2014 ; Thiaw *et al.*, 2017 ; Diankha *et al.*, 2018). Les espèces pélagiques côtières appartenant principalement aux familles des clupéidés (*Sardina pilchardus, Sardinella aurita, S. maderensis*), des carangidés (*Trachurus trachurus*, *T. trecae*, *Caranx rhonchus*) et des scombridés (*Scomber colias*) constituent au large des côtes mauritaniennes le stock le plus important. Ces espèces sont exploitées depuis de nombreuses années par des flottilles à long rayon d'action, étrangères à la région, constituées de chalutiers congélateurs ou de senneurs. Aujourd'hui, les pêcheries de petits pélagiques côtiers sont largement exploités aussi bien par les

pêcheurs artisans utilisant des filets maillants à bord de grandes pirogues que par des industriels à bord de chalutiers pélagiques (Mayif *et al.,* 2011 ; Failler *et al.,* 2006 ; Mahfoudh *et al.,* 2012 ; Inejih, 2019).

Depuis 2005, la production des petits pélagiques qui, d'année en année, connaît d'importantes fluctuations (IMROP, 2019b) ne cesse de croître. Ceci a pour origine le développement rapide d'un segment côtier avec des navires de taille allant de 14 mètres à 60 mètres, qui débarquent toutes leurs captures en Mauritanie, alimentent les usines de farine et de congélation basées à Nouadhibou et à Nouakchott. L'augmentation des prix de la farine de poisson à l'exportation induit une augmentation de l'effort de pêche de cette espèce dans la zone (Corten *et al.,* 2017). Par conséquent, l'exploitation intense des petits pélagiques et l'augmentation continue des charges fixes et des charges variables des unités de pêche ont accéléré un déséquilibre au niveau de la rentabilité de la flottille côtière des petits pélagiques (Ball, 2012 ; Ba *et al.,* 2016). Ainsi, l'évaluation des performances économiques de la pêche côtière présente un intérêt particulier du point de vue du développement économique local.

L'objectif de cette étude est de faire un diagnostic économique général de ce type de pêche à travers l'analyse des différents indicateurs de performance économique des pirogues utilisant la senne tournante.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Zone d'étude

La Mauritanie est un pays d'une superficie totale de 1030000 km² dont 90 % se trouvent en territoire désertique (Fig. 1). Le pays est situé à l'extrémité nord-ouest de l'Afrique de l'ouest entre le Sahara Occidental au Nord et le Sénégal au Sud entre les 15 et le 27 degré de latitude nord et les 5 et 17 degrés de longitude ouest (Fig. 1). La frontière avec le Sénégal est délimitée par le cours du fleuve Sénégal. Le pays possède un linéaire de côtes de plus 720 km ouvert sur l'Atlantique du Centre-Est. La Zone économique exclusive (ZEE) de la Mauritanie couvre une vaste surface de près de 205000 km², dont un peu plus de 36250 km² de plateau continental (zone moins profonde propice à la pêche d'espèces démersales et de petits pélagiques côtiers). Le plateau continental est globalement d'une largeur de 25 à 50 km et s'élargit dans la zone du Banc d'Arguin au-delà de 100 km (*cf*. pour plus de détails le site des nations unies). Les eaux mauritaniennes se situent dans le grand écosystème marin du courant des Canaries situé en Afrique du nord-ouest dans lequel des remontées des eaux froides du fond (upwelling) à grande échelle ont lieu (IMROP, 2013). Cet upwelling favorise la présence de plancton (Auger *et al.,* 2016) et donc de ressources halieutiques importantes dont plus de 90% sont constituées de petits pélagiques (IMROP, 2019).

Les pêcheries artisanales restent concentrées dans les zones côtières, elles ciblent principalement les espèces démersales et les petits pélagiques (Braham *et al.,* 2014 ; Meissa & Gascuel, 2015). La pêche artisanale est pratiquée à la fois pour des raisons de subsistance et à des fins commerciales, en utilisant une variété d'engins à commande manuelle, notamment des filets maillants, des pièges et des lignes à mains (IMROP, 2019b).

Les ressources halieutiques mauritaniennes sont largement exploitées par la flotte industrielle (hauturière) et côtière, avec des signes de surexploitations de certaines espèces notamment des petits pélagiques (Braham *et al.,* 2014 ; Meissa & Gascuel, 2015).

Toutefois l'économie nationale repose en grande partie sur le secteur des pêches et de l'économie maritime (IMROP, 2019a ; ONS, 2019). En termes de PIB, le secteur des pêches a été estimé à environ 9,4% du PIB national soit environ 18,3 milliards MRU (environ 555 millions $ US, pour plus d'informations, se référer au site web de l'ONS : www.ons.mr).

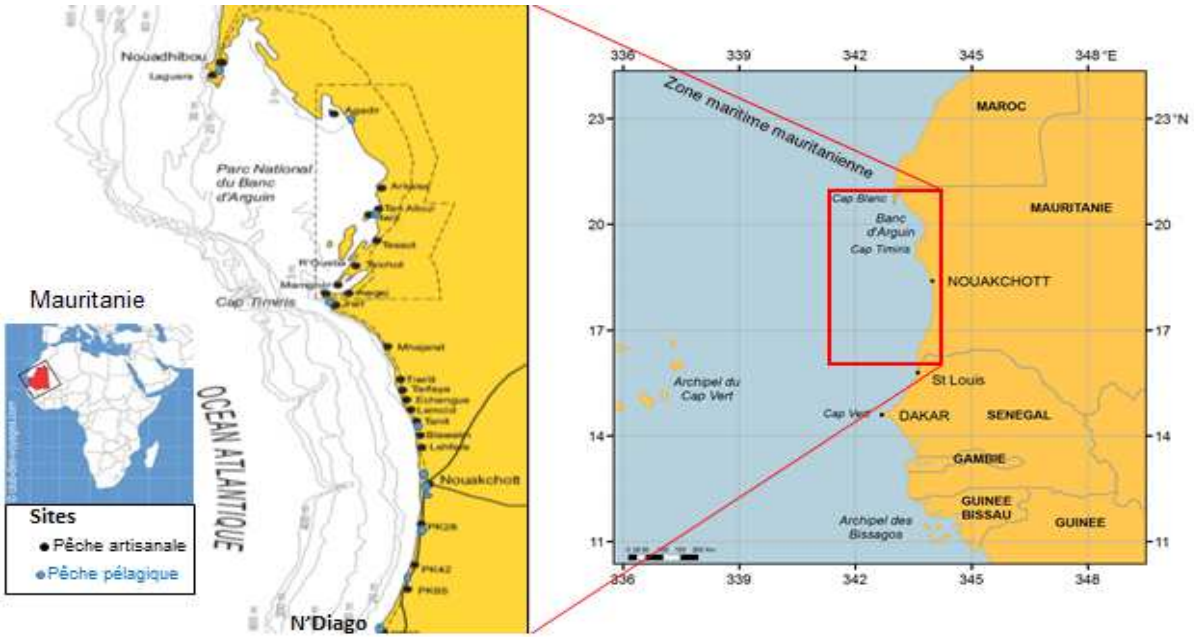


Figure 1 : Localisation de la Mauritanie et répartition des différents sites de la pêche artisanale sur son littoral.

La population mauritanienne est estimée à un peu plus de 4,3 millions d'habitants en 2016 (source : www.ons.mr), dont 54 % sont concentrés dans les zones urbaines. La principale ville du pays est la capitale administrative, Nouakchott avec près de 1200000 habitants. Nouadhibou, la capitale économique, est la seconde avec entre 100000 et 150000 habitants suivant les estimations de la Banque mondiale. Nouakchott et Nouadhibou sont aussi les deux principaux centres nationaux pour l'industrie de la pêche. Selon les données officielles, les emplois directs dans le secteur des pêches ont été estimés à 66641 en 2018 dont environ 52000 pêcheurs dans le secteur maritime (IMROP, 2019a).

Indicateurs socioéconomiques

La méthode de calcul des indicateurs socioéconomiques est celle de DEA (en anglais, Data Envelopment Analysis) (Charnes *et al.*, 1978 ; Banker *et al.*, 1984) qui est couramment appliquée dans le secteur des pêches maritimes, afin de mesurer la performance économique à l'échelle des flottilles et/ou d'une pêcherie spécialisée (Kébé & Horeman, 1998 ; Kane *et al.*, 2016 ; Kirkley & Squires, 1999 ; Tingley *et al.*, 2003 ; Pascoe & Tingley, 2006 ; Lindebo et al., 2006). En effet, elle vient en complément de la méthode du Système de Suivi de la Pêche Artisanale et Côtière (SSPAC) en vue d'intégrer les structures de coûts, le système d'emploi et de partage des gains spécifiques des unités côtières à la senne tournante. Cette pêcherie est essentiellement pratiquée par les pêcheurs mauritaniens de N'Diago et les pêcheurs sénégalais de Saint-Louis opérant sous régime national d'affrètement (IMROP, 2012).

Nous avons utilisé 4 indicateurs économiques pour mettre en lumière la performance économique de la pêche côtière à la senne tournante : (1) l'effort des activités des sennes tournantes ainsi que l'emploi et le nombre de pêcheurs ; (2) la valeur des débarquements pour calculer la valeur brute directe ; (3) la VA créée par la flottille côtière à la senne tournante ; (4) le profit généré dans la pêcherie côtière à la senne tournante.

Pour évaluer les prises de la pêche côtière des petits pélagiques et ses revenus, nous avons mis à contribution les données concernant les volumes des prises, les prix au débarquement et l'effort de pêche (en nombre de jours) du SSPAC sur la période 2014-2018 (IMROP, 2019b). Pour évaluer les coûts de production tels que les

consommations intermédiaires (coût journalier de la nourriture et la glace) et les coûts d'exploitation (part de l'équipage, droits d'accès, coûts de réparation et d'entretien des pirogues et des engins de pêche), nous avons recueilli des données dans la base de données du Laboratoire d'études sociales et économiques (LESE). Ces données socioéconomiques se rapportent à un échantillon de 60 pirogues pratiquant la senne tournante. Sur la base de de ces bases de données, nous avons déterminé les indicateurs suivants :

- La flotte active des sennes tournantes sur la période 2014-2018.

- Le chiffre d'affaires (CA) :

$$CA = \sum_i P_i Q_i \qquad \text{Eq. 1}$$

Le CA correspond au revenu brut ou la valeur de la production. Avec P_i : le prix unitaire moyen par kilogramme de l'espèce pélagique i débarquée et Q_i : la quantité totale débarquée de l'espèce pélagique i sur la période 2014-2018. Il a été déterminé sur la base du prix i moyen au débarquement de petit pélagique.

- La valeur ajoutée brute, calculée en soustrayant des recettes la consommation intermédiaire :

$$VA = CA - CI \qquad \text{Eq.2}$$

- L'Excédent Brut d'Exploitation (EBE), est obtenu en déduisant de la VA les Charges d'Exploitation (CE) :

$$EBE = VA - CE \qquad \text{Eq.3}$$

RESULTATS

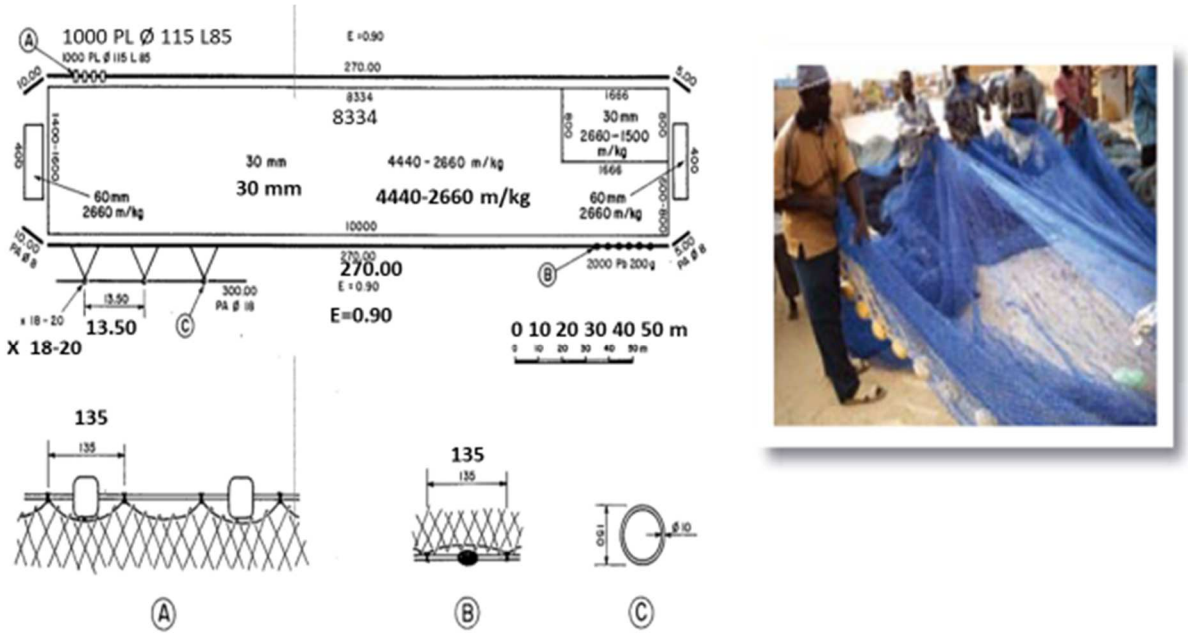
Flotte active des sennes tournantes

Au cours de la première année de démarrage des usines de farines et huile de poisson, en 2005, les apports étaient assurés exclusivement par les pêcheurs utilisant la senne tournante et par ceux utilisant les filets maillants encerclant (Dia, 2012).

Dans cette étude, nous nous intéressons uniquement aux pirogues côtières utilisant la senne tournante. Généralement, une unité à la senne tournante est constituée de deux pirogues motorisées, un filet, un équipage total (de 20 à 25 hommes) et du matériel annexe (Kane et *al.,* 2016). La première pirogue est petite, sa longueur est inférieure à 15 m et d'une capacité de 4 à 5 t. Elle est équipée d'un moteur hors-bord de 40 à 50 CV et embarque la senne tournante et l'équipage comprenant entre 8 à 15 pêcheurs.

La senne tournante est un filet long dont la taille varie de 300 à 800 m pour 40 m de chute, formé de 24 nappes au moins, équipé d'une ligne de flotteurs, d'une corde plombée, d'anneaux, d'une coulisse et la taille des mailles oscillent entre 15 mm et 20 mm (mailles étirées) (Ould Isselmou *et al.,* 2005 ; Fréon & Weber, 1984).

La senne tournante fut expérimentée au départ par les pêcheurs de Guet Ndar de Saint-Louis (Sénégal) puis diffusée progressivement en Mauritanie (Dia, 2012). La figure 2 présente le plan de déploiement d'une senne tournante.



source: adaptée de Ould Isselmou et al., 2005 ; SECK, 1980.

Figure 2. Description schématique des caractéristiques d'une senne et de son déploiement à terre (adapté de Ould Isselmou *et al.*, 2005 ; Seck, 1980).

La seconde pirogue est grande (longueur variable) sert au transport du poisson et embarque 5 à 10 pêcheurs, un moteur hors-bord de 25 à 40 CV pour la propulsion et un deuxième moteur de secours est également embarqué. Les dimensions et la capacité des pirogues « senne tournante » varient d'une unité à l'autre et sont un facteur déterminant pour la production : Au Sud, à Nouakchott et au centre on utilise des pirogues de longueurs variant de 16 à 18 m ayant une capacité de charge comprise entre 6 à 16 t. A Nouadhibou, centre névralgique des industries minotières, de telles tailles de pirogues existent également, mais l'essentiel des captures est assuré par des unités de pêche plus grande qui mesurent entre 19 et plus de 22 m pour une capacité de 20 à 25 t. (Fig. 3B). La figure 3 présente les unités d'une senne tournante.

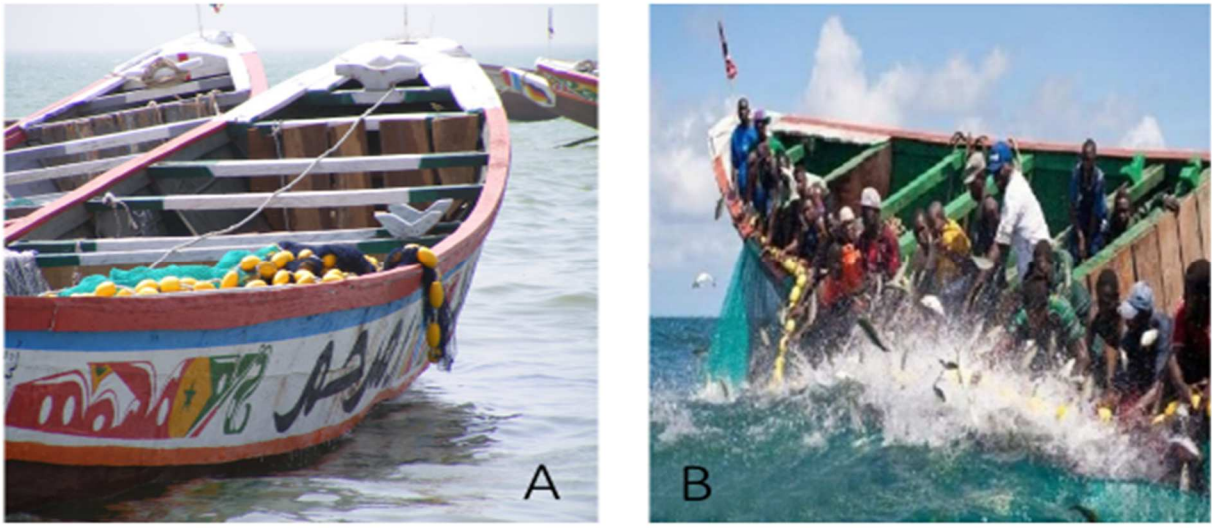


Figure 3. - (A) petite embarcation armée à la senne tournante (www.mauriweb.info); (B) A bord de la grande embarcation (24 à 30 tonnes de capacité) un équipage remontant la senne tournante remplie de poissons de petits pélagiques (www.reporterre.net).

La répartition de la flotte active de sennes tournantes sur la période 2014-2018 est présentée selon le nombre (Fig. 5), et la longueur (Fig. 5). Durant les quatre dernières années, nous notons une diminution de l'effectif de la flottille côtière active, armée de senne tournante, dans la zone mauritanienne ; de 226 pirogues en 2015 (contre seulement 88 pirogues en 2014) à 83 pirogues en 2018 soit une réduction de 63,27 %. Concernant l'effort de pêche, il connaît une forte augmentation entre 2014 (15446 jours de pêche) et 2015 puis entame une baisse en 2016 (39277 jours de pêche). Après une diminution importante de l'effort de pêche en 2017 (18048 jours de pêche), il va de nouveau augmenter légèrement en se chiffrant à 19346 jours de pêche en 2018 (IMROP, 2020).

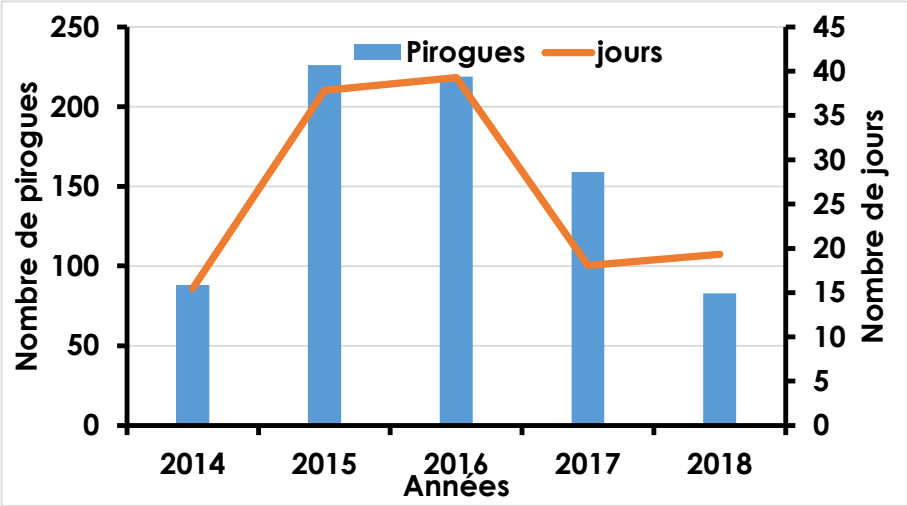


Figure 4 : Evolution de l'effort de pêche des pirogues utilisant la senne tournante (exprimé en nombre et jours de mer) en pour la période 2014-2018.

Les résultats montrent que les pirogues utilisant la senne tournante sont de tailles variables (Fig. 5). Les petites embarcations dont la longueur est inférieure à 15 mètres ne représentent que 10% de la flottille côtière utilisant la senne tournante tandis que la grande majorité (74%) dispose d'une longueur comprise entre 16 et 22 mètres. Les grandes embarcations dont la longueur dépasse les 23 mètres ne représentent que 15,9% du total de la flottille côtière utilisant la senne tournante en Mauritanie.

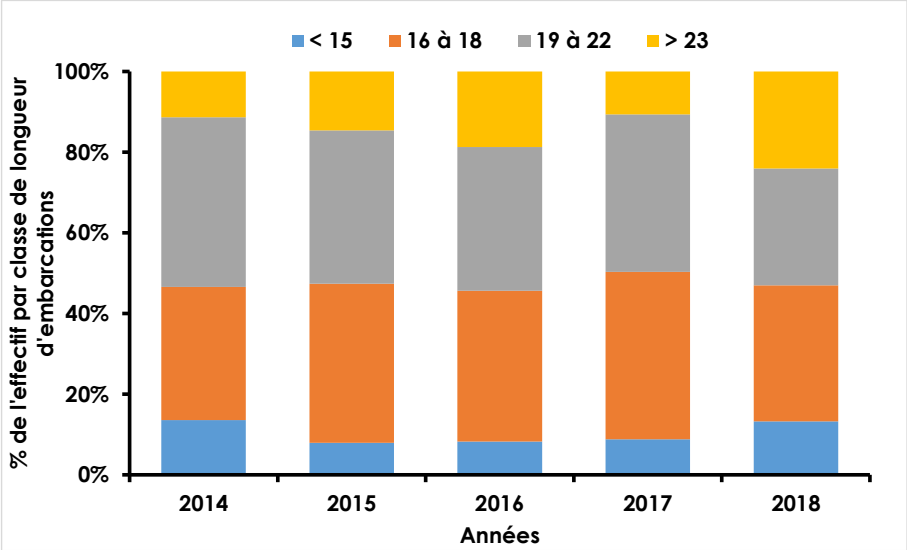


Figure 5 : Répartition des pirogues sennes tournantes selon la longueur (en mètres) en pour la période 2014-2018.

Emploi des marins pêcheurs

La moyenne des emplois pour la période comprise entre 2014 et 2018, le nombre estimé de marins pêcheurs embarqués par pêche côtière utilisant la senne tournante était de 1711 marins (Tab. 1). Toutefois, l'évolution de l'effectif des équipages actifs durant la période (2014-2018) était irrégulière, passant de 704 pêcheurs en 2014 à 2779 en 2015, puis de 2308 en 2016, à 2095 en 2017 pour décliner à 668 pêcheurs en 2018 (Tab. 1).

Tableau I : Répartition de l'équipage selon les tranches d'âges (moyenne sur 77 unités de sennes tournantes) pour une année moyenne.

Années	≤18 ans	19 à 29 ans	30 à 44 ans	≥45 ans	Total
2014	96	232	296	80	704
2015	126	1074	1046	533	2779
2016	112	1428	496	272	2308
2017	90	945	730	330	2095
2018	88	224	192	164	668
Moyenne	102	781	552	276	1711
%	6	46	32	16	100

Source : IMROP/LESE à partir des enquêtes socioéconomiques sur la période 2014-2018.

Production et Chiffre d'affaires

Les statistiques tirées de la base de données de l'IMROP montrent que la production de la pêche côtière utilisant la senne tournante est évaluée en moyenne à 244,12 milles tonnes sur la période 2014-2018 (Tab. II). Les sardinelles rondes occupent de loin la première place, avec des captures moyennes évaluées à 114,12 milles tonnes. Elles sont suivies par les chinchards, les sardinelles plates, les éthmaloses, les mulets et le groupe des divers, avec respectivement 32%, 6%, 5%, 4% et 6%. Le groupe divers (autres) correspond à une multitude d'espèces capturées de manière accessoire dont les courbines (*Argyrosomus regius*), mâchoirons (*Arius spp.*), du plat-plat (*Chloroscombrus chrysurus*), autres pélagiques, etc.

Tableau II : Production estimé (en mille tonnes) et pourcentage des prises annuelles par espèces débarquées par la flottille côtière des petits pélagiques en moyenne pour la période de2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-2018	
						Tonnes	%
Production totale	250,18	276,39	336,41	259,27	98,41	244,12	100
% Sardinelle ronde	49,08	44,80	52,39	41,13	47,91	114905,87	47
% Chinchards	34,43	37,29	29,66	30,27	30,26	79045,08	32
% Sardinelle plate	6,86	8,36	6,10	5,29	1,71	13841,43	6
% Ethmalose	6,34	6,20	4,54	5,14	3,83	12718,49	5
% Mulet	1,06	1,29	1,75	8,32	6,81	9374,09	4
% Autres	2,22	2,06	5,56	9,86	9,48	14256,43	6

Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.

La répartition de la valeur de cette production est présentée dans le Tab. III. Les résultats des analyses économiques montrent que sur la période 2014-2018, le chiffre d'affaires de la flottille côtière à la senne s'élève à 4,87 milliards MRU. Ce montant est généré par diverses espèces dont les contributions respectives s'établissent comme suit : chinchards (70%), sardinelles rondes (18%), mulets (5%), les sardinelles plates (3%), l'ethmalose (2%) et les divers 2% (Tab. II). Les chinchards et les sardinelles (rondes et plates) contribuent à la première vente à un plus de 91% du CA total. Quant aux valeurs contributives de diverses (autres) espèces de pélagiques débarquées, elles se chiffrent à plusieurs dizaines de millions d'ouguiyas (85,2 millions MRU) sur même période.

L'évolution du CA de 2014 à 2018 (Tab. III) connait une croissance significative (ordre 28%) car passant de 6,55 milliards MRU en 2015, à 8,40 milliards MRU en 2016. L'année suivante, ce chiffre baisse de 6.5% et atteignant 7,85 milliards MRU en 2017. Il atteint le plus bas niveau en 2018, à 812,90 millions MRU soit une baisse d'environ 90%.

Les CA des Prises par Unité d'Effort (PUE) ont suivi une évolution identique. Cependant, la diminution des rendements « sardinelle plate » en valeur, est plus marquée que celle des rendements totaux (Tab. III).

Tableau III : Chiffre d'affaires estimé et pourcentage des prises annuelles par espèces débarquées par la flottille côtière des petits pélagiques de 2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-18	
						MRU	%
CA total (en millions MRU)	732,6	6553,9	8398,2	7850,7	812,9	4869,6	100
% Chinchards	74,02	75,91	69,39	66,06	67,37		70
% Sardinelle ronde	18,35	15,86	21,31	15,61	18,55		18
% Mulet	1,38	1,60	2,49	11,05	9,22		5
% Sardinelle plate	3,85	4,44	3,73	3,01	0,99		3
% Ethmalose	1,78	1,65	1,39	1,46	1,11		2
% Autres	0,62	0,55	1,70	2,81	2,75		2
Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.							

Les charges d'exploitation

Les charges d'exploitation peuvent être divisées en deux catégories, les charges fixes qui sont des charges annuelles supportées par l'armateur et les charges variables dont la Consommation Intermédiaire (CI) qui changent selon la senne des pirogues et l'effort déployé sur la période 2014-2018. Nous avons reporté dans les Tab. IV et Tab. V, respectivement la répartition des consommations intermédiaires et des charges fixes.

Les résultats des analyses ont montré que les consommations intermédiaires (CI) moyennes sur la période 2014-2018 sont estimées pour la flottille étudiée à 681,90 millions ouguiyas (MRU) soit 23,45 % du CA (Tab. III). Nous remarquons que le carburant lubrifiant, la nourriture (riz, pâte, huile, thé, sucre, eaux, etc.), les réparations (carénage des pirogues, moteurs et engins, etc.) sont les plus dominants et les plus coûteux pour les pirogues utilisant la senne tournante avec respectivement 64,71%, 21,57% et 11,57% des CI. Les autres frais commerciaux (gaz, carte de crédit, batterie, etc.) embarqués par la flottille côtière pratiquant la pêche à la senne tournante n'est que marginale soit 2,16% des CI sur la période étudiée.

Au cours de la période 2014 à 2018, les CI sont passés de 289,53 millions de MRU en 2014 à 327,52 millions d'ouguiyas (MRU) en 2018 avec des augmentations importantes en

2015 (1,11 milliards d'ouguiyas MRU) et en 2016 (1,106 milliards de MRU). Elles ont par la suite diminué progressivement pour passer de 573,63 millions d'ouguiyas (MRU) en 2017 à 327,52 millions d'ouguiyas (MRU) en 2018 (Tab. IV).

Tableau IV : Consommations intermédiaires estimées (en millions MRU) et pourcentage des charges variables annuelles de la flottille côtière ciblant les petits pélagiques en Mauritanie pour une année moyenne 2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-2018
CI (en millions MRU)	289,53	1112,47	1106,26	573,63	327,52	681,90
% CA total	39,53	16,97	13,17	7,31	40,29	23,45
% Carburant et lubrifiant	69,42	57,64	65,24	63,68	67,59	64,71
% Achat de nourritures	17,42	28,37	24,58	19,77	17,68	21,57
% Réparations	11,42	11,16	7,72	14,57	12,96	11,57
% Autres	1,74	2,84	2,46	1,98	1,77	2,16
Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.						

Pour les charges fixes les coûts totaux moyens estimés sur la période 2014-2018 pour la flottille côtière pratiquant la pêche à la senne tournante ont atteint 5,27 millions d'ouguiyas de MRU dont 4,65 millions d'ouguiyas de droits d'accès soit plus de 88% des charges fixes (Tab. V). Les coûts moyens d'assurances ont été estimés à environ 12% des coûts fixes.

Tableau V : Charges fixes estimées (en millions MRU) et pourcentage des charges fixes annuelles de la flottille côtière ciblant les petits pélagiques en Mauritanie entre 2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-2018
Charges fixes (CF) en millions MRU)	2,99	7,68	7,45	5,41	2,82	5,27
% CA total	0,41	0,12	0,09	0,07	0,35	0,21
% Droits d'accès	88,24	88,24	88,24	88,24	88,24	88,24
% Assurances	11,76	11,76	11,76	11,76	11,76	11,76
Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.						

Valeur ajoutée

La VA dégagée par la pêche côtière des sennes tournantes ciblant les petits pélagiques en Mauritanie a été estimée en moyenne annuellement à 4,17 milliards MRU sur la période 2014-2018 soit 77% du CA (Tab. VI).

Les chinchards côtiers fournissent globalement en moyenne près de 2,94 milliards de MRU sur la période 2014-2018 et représentant près de 70% de la VA crée par la pêcherie artisanale des sennes tournantes.

La VA dégagée par la pêche des sardinelles sur la période 2014-2018 a été estimée à 882,72 millions de MRU dont 85% relèvent des

seules pêcheries de la sardinelle ronde. Quant à la VA des autres espèces débarquées par la senne tournante, elle est loin d'être négligeable et se chiffre à plusieurs dizaines voire centaines de millions d'ouguiyas sur la période moyenne 2014-2018. Avec des valeurs estimées à 214,96 millions de MRU, 61,71 millions de MRU et 70,40 millions de MRU respectivement pour les mulets, l'éthmalose et les divers (Tab. VI).

Tableau VI : Valeur Ajoutée (VA) estimée (en millions MRU) et pourcentage annuelle par espèces débarquées par la flottille côtière ciblant les petits pélagiques en pour une année moyenne 2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-2018	
						MRU	%
Valeur Ajoutée (VA = CA-CI)	443,1	5441,43	7291,92	7277,07	447,46	4175,70	100,00
% CA	60,48	83,03	86,83	92,69	59,71		76,55
% Chinchards	74,02	75,91	69,39	66,06	67,37		70,55
% Sardinelle ronde	18,35	15,86	21,31	15,61	18,55		17,94
% Mulet	1,38	1,60	2,49	11,05	9,22		5,15
% Sardinelle plate	3,85	4,44	3,73	3,01	0,99		3,20
% Ethmalose	1,78	1,65	1,39	1,46	1,11		1,48
% Autres	0,62	0,55	1,70	2,81	2,75		1,69

Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.

Tableau VII : Répartition de la valeur ajoutée (VA en millions MRU) de la flottille côtière ciblant les petits pélagiques en Mauritanie pour une année moyenne 2014-2018.

	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne 2014-2018
Valeur Ajoutée (VA = CA-CI)	443,1	5441,4	7291,9	7277,1	447,5	4175,70
Salaires Equipages (SE)	110,9	424,6	356,0	318,9	105,2	263,10
Capitaines	15,84	40,68	39,42	28,62	14,94	27,90
Marins pêcheurs	95,04	383,90	316,58	290,23	90,22	235,20
Droits d'accès et assurances (CF)	2,99	7,68	7,45	5,41	2,82	5,27
Excédent Brut d'Exploitation (EBE)	218,3	4584,6	6572,5	6634,0	272,3	3644,24
Parts mareyeurs	4,37	91,69	131,45	132,68	5,44	73,13
Revenus armateurs/opérateurs	213,95	4492,89	6441,03	6501,28	266,80	3571,11

Source : IMROP/LESE, à partir des données socioéconomiques pour une année moyenne 2014-2018.

Après déduction des charges (droit d'accès et assurance) applicables à la pêche côtière des sennes tournantes ciblant les petits pélagiques du CA, la différence constitue le revenu généré, celui qui est partagé entre les armateurs et les membres des équipages.

Le Tab. VII présente la répartition de la VA. L'EBE dépend énormément des droits d'accès, des revenus de l'équipage et du niveau d'effort appliqué par la pêcherie côtière utilisant la senne tournante sur la période 2014-2018. Ainsi, les coûts salariaux de l'équipage ont été estimés annuellement, en moyenne à plus 263 millions d'ouguiya (MRU) soit 12,75% de la VA. Ce montant est réparti entre les capitaines et les marins

pêcheurs avec respectivement 27,90 millions d'ouguiya (1,67%) et 235,20 millions d'ouguiya (11,08%).

Concernant les mareyeurs, leurs revenus ont été estimés en moyenne annuellement pour la pêcherie côtière utilisant la senne tournante à 73,13 millions d'ouguiyas de MRU sur la période 2014-2018. Ainsi, le Profit Brut Estimé (PBE) de la pêcherie côtière utilisant la senne tournante sur la période est estimé à 3,57 milliards de MRU soit plus de 85 de la VA. Néanmoins, les résultats significativement positifs des PBE des opérateurs/armateurs s'expliquent d'une part par les faibles gains des mareyeurs (moins de 2% de l'EBE), de la rémunération de l'équipage (moins 12,75% de la VA) et d'autre part par les charges variables (moins de 24% du CA) et fixes (moins de 1% de la VA) assez faible par rapport à la productivité de la pêcherie côtière utilisant la senne tournante en Mauritanie.

DISCUSSIONS

Production de la pêche côtière

Les stratégies de promotion de la pêche côtière à la senne tournante ont permis un développement fulgurant de l'exploitation des pélagiques. Cela tient en partie à l'efficacité technique des moyens de production. En effet, ce premier indicateur de performance est estimé en moyenne à 244,12 milles tonnes sur la période 2014-2018. Il s'agit là d'un niveau de production globalement très important, tout d'abord ces prises sont comparables par exemple aux prises des bateaux hauturiers pélagiques débarquant en moyenne 273,85 milles tonnes sur la période 2014-2018 (IMROP, 2019b). D'autre part, la production moyenne des sennes tournantes sur la période représente 44,16 % des captures de l'ensemble de la pêche hauturière (495,50 milles tonnes), 46,17 % des captures de la pêche côtière (518,06 milles tonnes), 9,66 % des captures de la pêche artisanale (107,50 milles tonnes) et 23% de la production globale des pêches maritimes évaluée à 1,12 millions de tonnes selon les statistiques de l'IMROP (IMROP, 2019b). Il s'agit d'une valeur qui, pendant longtemps, n'a pas été prise en considération dans les statistiques économiques. Notre étude indique que les moyennes des prises des sennes tournantes sur la période 2014-2018 sont supérieures à hauteur de 159 % aux prises de la même pêcherie sur la période 2009-2013 (IMROP, 2019b). L'une des principales raisons de cet état de fait est la croissance vertigineuse, de 2005 à nos jours, des industries de farines et huile de poisson qui a induit une forte augmentation de l'effort de pêche des sennes (Ould Mohamed Lemine & Ould Mohamedou, 2011 ; IMROP, 2019b).

Emploi de la pêche côtière

En termes de création d'emplois, les 1711 pêcheurs embarqués dans la pêcherie côtière utilisant la senne tournante sur la période 2014-2018 représente plus de 33% des emplois de la pêche côtière et représente, par ailleurs de 5% des emplois de la pêche artisanale sur la même période (IMROP, 2019b). Ces emplois occupent entre 300 à 420 pêcheurs mauritaniens principalement des originaires de N'Diago contre près de 1500 de Saint-Louisiens (Sénégal).

Autrefois expérimentée et utilisée dans les environs de N'Diago, la pêche côtière utilisant la senne tournante est délocalisée à Nouakchott et à Nouadhibou et fait désormais partie de l'histoire de la pêche artisanale locale, fournissant une part importante de l'apport en protéines animales des populations locales (Failler, 2014). Cependant, le nombre d'emploi a connu d'importantes évolutions au cours de la période d'emploi que faiblement de nationaux du fait que ces emplois dépendent des senneurs sénégalais dont l'équipage est exclusivement sénégalais (Deme *et al*., 2019).

Performance économique de la pêche côtière

L'un des points majeurs de nos résultats est la mise à jour d'une rentabilité positive générée par la pêcherie côtière de petits pélagiques

dont le CA global est dominé à hauteur de 70% par les ventes des chinchards sur la période 2014-2018. Nous estimons que la valeur directe (CA) de la pêche côtière utilisant la senne tournante est de 4,87 milliards MRU sur la période 2014-2018.

La moyenne des CI sur la période 2014-2018 est estimée à 681,90 millions MRU soit 23 % du CA. Les CI relativement négligeables font que la VA moyenne annuelle de la période représente plus de 70% du CA.

Les analyses économiques conduites dans le dernier GT de l'IMROP en 2019 estime que la valeur ajoutée totale dégagée par la pêche maritime en Mauritanie est passée de 2,9 milliards MRU en 2014 à 6,2 milliards MRU en 2018 (Kane *et al.,* 2020) soit une progression de 113%. Des travaux d'expertises estiment eux qu'environ 20% de cette VA est le fait des seules pêcheries de petits pélagiques côtiers capturés à la senne tournante, soit 1,2 milliards MRU (Dème et al., 2019). En se basant sur ces deux résultats, on peut en déduire en toute logique que la contribution de la pêche côtière utilisant la senne tournante au cours de la période a été donc sous-estimée. Cette situation, qui s'explique par la non prise en compte de la totalité des segments de la pêche pélagique, limite considérablement la portée des politiques des pêches publiques ainsi que les impacts de la pêche artisanale en termes d'apports multidimensionnels (sociales, nutritionnelles et économiques) et la capacité à dynamiser les économies locales (Béné, 2005 ; Zeller et *al.,* 2006a ; Andrew et *al.,* 2007).

La méthode de calcul du PIB pêche utilisée par l'ONS structure de référence en matière d'évaluation de la richesse créée par tous les agents économiques (publics et privé) sur l'espace national dans ses approches les paramètres économiques des pêcheries (coûts et revenus). En revanche, l'on peut recourir au modèle DEA lequel permet d'intégrer la dimension économique en raisonnant sur l'hypothèse de maximisation du profit. C'est pourquoi les indicateurs d'efficacité peuvent être distingués selon la nature des facteurs (physiques ou monétaires).

S'il faut noter qu'au terme de notre analyse il a été mis en lumière les limites de la démarche des organismes publics qui sous-évalue l'apport réel du PIB de la pêche artisanale qui varie généralement de 0,5 à 2,5 % de la contribution économique de la pêche (Béné et al., 2007), il n'en reste pas moins que notre approche elle aussi pèche Sur un point majeur : elle n'appréhende pas elle aussi toutes les facettes liées aux apports de la pêcherie côtière ciblant les petits pélagique, lesquels apports vont au-delà du simple calcul du seul indicateur produit intérieur brut (PIB) si l'on se réfère au rôle important qu'elle joue en matière de sécurité alimentaire. En effet, il est largement admis qu'aujourd'hui la pêche des sardinelles constitue un moyen de subsistance pour des centaines de milliers de personnes (Belhabib, 2019).

L'impact économique de la pêche côtière utilisant la senne tournante est également apprécié par sa richesse qui s'élève 4,87 milliards MRU par an sur la période 2014-2018.

Par rapport à la moyenne du PIB national sur la période, la pêche côtière utilisant la senne tournante a potentiellement représenté 2% du PIB national qui s'élevait à 223,73 milliards de MRO 2014-2018, 11% du PIB total du secteur primaire, estimé à 45,74 milliards de MRU (ONS, 2019 : www.ons.mr). Cependant, son apport a été beaucoup plus important dans le secteur de la pêche avec 42% du PIB de la pêche primaire, estimé en moyenne à 11,58 milliards de MRU sur la période 2014-2018 et 20% du PIB total du secteur pêche (y compris les produits manufacturés) qui s'élève à 18,3 milliards de MRU en 2017 (ONS, 2019 : www.ons.mr).

Globalement, la richesse totale des sennes tournantes est également comparable aux apports de l'industrie manufacturière, estimés par l'ONS à environ 5,5 Milliards MRU du PIB en 2017 (environ 156 millions $ USD). Nos résultats sont conformes à certains constats qui notent que la contribution de la pêche artisanale au PIB est sous-estimée par un facteur de 5, et impliquent qu'un déclin du stock des pêcheries artisanales affecterait l'ensemble du secteur (Zeller et *al.,* 2006a).

Toutefois, le sous-secteur de la pêche côtière à la senne tournante contribue faiblement aux recettes publiques. Le montant forfaitaire par semestre et par embarcation côtière utilisant la senne tournante est de 15 000 MRU (Kinadjian, *et al*., 2014 ; Dème *et al*., 2019). Ainsi, les droits d'accès ne représentent que 4,65 millions de MRU soit 0,11% de la VA moyenne sur la période 2014-2018.

Il doit être noté que la lutte contre la pauvreté est l'une des principales contributions de la pêche artisanale (Béné, 2005 ; Ba et *al.,* 2017). Dans certains pays côtiers, les pêcheries artisanales sont rentables et sont économiquement viables sur le moyen et long terme (Adeogun *et al.,* 2009). Cependant, l'analyse des profits indique que la pêche côtière ciblant les petits pélagiques est plus favorable aux armateurs/opérateurs qu'à l'équipage en raison du système de partage appliqué pour les sennes tournantes et les charges variables et fixes relativement très faibles pour les opérateurs. Il faut signaler aussi que les opérateurs/armateurs ne prennent pas compte l'amortissement des pirogues utilisant la senne dans le développement de leurs activités car ces dernières sont affrétées et donc à la charge des propriétaires des embarcations.

Dans tous les cas, ces profits expriment la capacité des armateurs/opérateurs à récupérer à très court terme l'investissement qu'ils ont consentis dans l'affrètement des sennes tournantes. Même si la pêche côtière utilisant la senne tournante génère un profit positif pour l'équipage et les mareyeurs, le revenu moyen de ces derniers suffit à peine à couvrir les dépenses du ménage. Ainsi, la pêche côtière utilisant la senne tournante ne peut pas générer de richesse suffisante pour sortir les pêcheurs de la pauvreté. Elle contribue plutôt à renflouer les revenus des opérateurs dont les recettes ont été estimées à 3,22 milliards de MRU soit plus de 85 % de l'EBE sur la période 2014-2018. Cette forme de rente obtenue par les armateurs est encore plus importante étant donné que les petits pélagiques débarqués au niveau des usines subiront deux formes de valorisation (Ould Mohamed Lemine & Ould Mohamedou, 2011). L'une des parties des débarquements est conditionnée sous forme congelée et l'autre qui constitue la majorité est transformée en farine et en huile (Corten *et al.*, 2017).

Une vision globale de l'évolution de la situation économique de la flottille côtière active utilisant la senne tournante ciblant les petits pélagiques en Mauritanie sur la période 2014-2018 est présentée en Fig. 6.

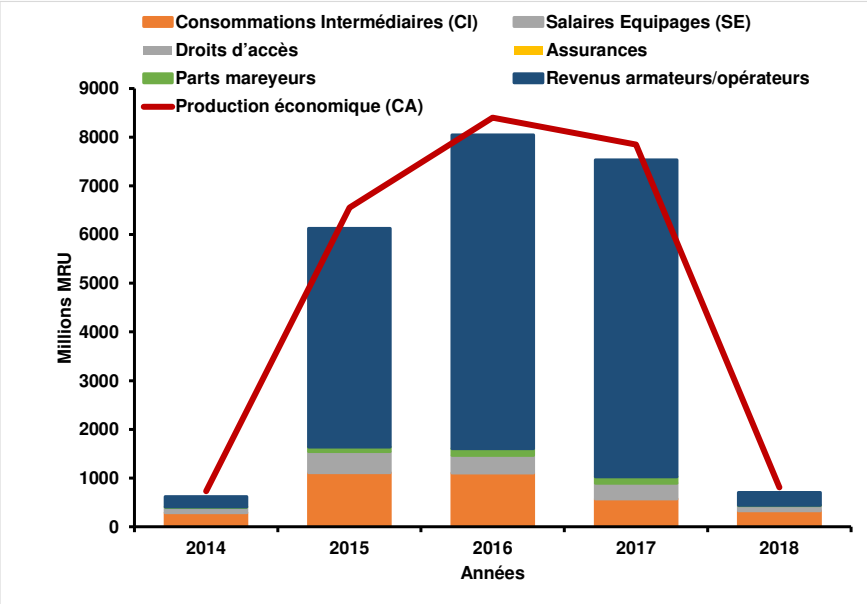


Figure 6 : Coûts et Revenus (en millions MRU) de la flottille artisanale des petits pélagiques en Mauritanie pour la période 2014-2018.

CONCLUSION

Cette étude montre que les contributions de la pêche côtière utilisant la senne tournante ont été considérablement sous-évaluées ces dernières années, voire non comptabilisés dans leur globalité, même dans les nouvelles méthodes statistiques de calcul du PIB par branche du secteur en Mauritanie. Cette sous-évaluation de l'apport de la pêche artisanale des sennes tournantes est probablement beaucoup plus importante qu'il ne paraît aujourd'hui. Ceux-ci tiennent donc compte des paramètres économiques (revenus) non intégrer dans le calcul de la VA. Il est donc nécessaire de reconsidérer, l'ampleur de la rentabilité et de la valeur ajoutée générée par cette flottille.

Au terme de cette étude, plusieurs peuvent être formulées. La méthode DEA permet d'intégrer la dimension économique en raisonnant sur l'hypothèse de maximisation profit des usagers. C'est pourquoi les indicateurs d'efficacité peuvent être distingués selon la nature des facteurs (physiques ou monétaires) afin de souligner les enjeux de la pêche côtière ciblant les petits pélagiques en Mauritanie ou de certains constats émanant des coûts et revenus effectués sur la période 2014-2018. Malgré la difficulté de dresser les comptes d'exploitation, eu égard aux réticences des opérateurs de fournir des informations fiables, cette étude en s'appuyant somme toute sur des données collectées dans le cadre du système de suivi routinier de l'IMROP, a permis d'avoir une vision claire de la structure des coûts de la pêche artisanale des petits pélagiques contribuant ainsi mieux éclairer la réalité des principaux indicateurs de performance économique de la pêcherie piroguière des sennes tournantes.

Cette pêcherie constitue un socle essentiel de la stratégie des opérateurs industriels (armateurs/usiniers) en vue d'assurer un approvisionnement sécurisé de leurs entreprises de production de farines et huile de poisson.

Au vu de son importance économique, sociale et culturelle, on peut se poser une question particulièrement préoccupante. Est-il soutenable et rationnel de transformer des centaines de tonnes de sardinelles, de chinchards, de mulets et d'éthmalose en farine exportée pour l'alimentation des animaux d'élevage quand les populations à l'intérieur du pays et d'Afriques de l'ouest connaissent des carences en protéines animales ? Il ne s'agit pas pour autant de préconiser la fermeture des usines de farines qui jouent actuellement un rôle dans la domestication des petits pélagiques, et sont pourvoyeurs de devises et d'emplois pour la survie d'une importante fraction de la population nationale et étrangère. Cependant, il faudrait sans doute mener une réflexion sur d'autres modes de traitement des petits pélagiques favorisant la consommation humaine (produit élaboré, congélation, etc.), en privilégiant la production de farine comme un sous-produit, dérivé des rejets et des rebus de usines des traitements. L'existence même des sociétés de congélation à Nouadhibou (par exemple, ALFASERVIC, Poly Hong Dong Fisheries, Sunrise Oceanic Resources Exploitation, etc.) et à Nouakchott démontre qu'il est urgent de repenser la problématique des pélagiques et de la commercialisation des produits de la pêche côtière, c'est-à-dire de la valorisation de la production actuelle.

Compte tenu de multiples enjeux et défis économiques et sociaux que suscitent la pêcherie mauritanienne dans sa globalité générale, et en particulier celle petits pélagiques côtiers des sennes tournantes mérite toute l'attention des opérateurs et des décideurs publics.

En matière de recherche ; il est souhaitable d'approfondir ce travail d'évaluation des retombées socioéconomiques de la pêcherie côtière des petits pélagiques et de prendre la pleine mesure des enjeux liés à sa gestion et de son apport réel actuel et potentiel (du point de vue nutritionnel et rentier), au processus d'exploitation durable des stocks pélagiques en Mauritanie et dans la sous-région.

BIBLIOGRAPHIE

Andrew, N.L., Béné, C., Hall, S.J., Allison, E.H., Heck, S., & Ratner, B.D. (2007). Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries*, 8, 227–240. https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00252.x.

Auger, P.A., Gorgues, T., Machu, E., Aumont, O., Brehmer, P. (2016). What drives the spatial variability of primary productivity and matter fluxes in the north-west African upwelling system? A modelling approach. *Biogeosciences*, 13 (23), 6419-6440. https://doi.org/10.5194/bg-13-6419-2016, 2016.

Ba, A., Schmidt, J., Dème, M., Chaboud, C., Cury, P., Diouf, M., Lanker, K., Fricke, L., & Brehmer, P. (2017). Profitability and economic drivers of small pelagic fisheries in West Africa: A twenty-year perspective. *Marine Policy*, 76, 152-158. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.11.008.

Ball, A.C. (2012). Etude comparative des régimes d'accès aux pêcheries industrielles pélagiques dans la Zone Economique Exclusive Mauritanienne : Affrètement et Licence libre. Mémoire de master 2 en Sciences de la Mer et du Littoral, Université Bretagne Occidentale et Agrocampus Rennes, 68p.

Belhabib, D. (2019). Une exploration des impacts potentiels des règles de l'OMC sur les subventions à la pêche.

Béné, C. (2006). Small-scale Fisheries: Assessing Their Contribution to Rural Livelihoods in Developing Countries. *FAO Fisheries Circular*, 1008, 46p.

Braham, C.B., Fréon, P., Laurec, A., Demarcq, H., & Bez, N. (2014). New insights in the spatial dynamics of sardinella stocks off Mauritania (North-West Africa) based on logbook data analysis. *Fisheries Research*, 154, 195-204. doi: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.020.

Corten, A., Braham, C.B., & Sadegh, A.S. (2017). The development of a fishmeal industry in Mauritania and its impact on the regional stocks of sardinella and other small pelagics in Northwest Africa. *Fisheries Research*, 186 (1), 328-336.

Dème, M., Ould Inejih, C.A., & Balde B.M. (2019). Importance économique, sociale et écologique des petits pélagiques au Sénégal, en Mauritanie et en Guinée Bisseau. *Rapport étude PRCM*, 76p.

Dia, A.D. (2012). Etude des filières de pêcheurs migrants sénégalais opérant dans les eaux maritimes mauritaniennes : Etat des lieux. *Rapport Projet RECARGAO, UICN/CSRP*, 9, 38p.

Diankha, O., Ba, A., Brehmer, P., Brochier, T., Sow, B., Thiaw, M., Gaye, A.T., Ngom, F., & Demarcq, H. (2018). Contrasted optimal environmental windows for both sardinella species in Senegalese waters. *Fisheries Oceanography*, 27(4), 351-365. https://doi.org/10.1111/fog.12257.

Failler, P. (2014). Climate variability and food security in Africa: The case of small pelagic fish in West Africa. *Journal of Fisheries & Livestock Production*, 2(2), 1-11. DOI: https://doi.org/10.4172/2332-2608.1000122.

Failler, P., Diop, M., DIA, M.A., Ould Inejih, C.A., & Tous, P. (éds). (2006). Evaluation des Stocks et Aménagement des Pêcheries de la ZEE mauritanienne. Rapport du cinquième Groupe de Travail de l'IMROP, Nouadhibou, Mauritanie, 9-17 décembre 2002. *COPACE/PACE Séries*. No. 06/66. *Rome, FAO*, 197p.

IMROP. (2013). Atlas maritime des zones vulnérables en Mauritanie, un appui à la gestion écosystémique et équitable. Nouadhibou, IMROP. *Document Technique*, 8, 156p.

IMROP. (2019a). Aménagement des ressources halieutiques et gestion de la biodiversité au service du développement durable. Rapport de synthèse, 9ème édition du groupe de travail scientifique de l'IMROP, 51p.

IMROP. (2019b). Bulletin statistique des Pêches Maritimes 2006-2018, 79p.

Inejih, C.A. (2019). Scan et cartographie des pêcheries de petits pélagique Mauritanie, Sénégal, Gambie et Guinée-Bissau. Rapport provisoire. *MSC-MAVA-RAMPAO-DDECOMAR*-Mai 2019.

Kane, E.A. (1998). Étude socioéconomie de la pêche artisanale maritime en Mauritanie : Coûts et revenus. *Rapport de maitrise, Université de Nouakchott*, FSJE, 39p.

Kane, E.A., Ball, A.C., Haidallah, M.S., & Fall, A.D. (2016). Indicateurs socio-économiques de la pêche artisanale et côtière maritime en Mauritanie. *Résultats des enquêtes effectuées en avril et juillet 2016*, 31p.

Kane, E.A., Dème, M., Boujoumaa, A., Abdel Hamid, M.L., Ba, O., Regad, S-B.S., Aw, A.K., Ball, A.C., Haidalla, M.S., Fall, A.D., EL Ahmed, M. & Dia, A.D. (2020). Analyses socioéconomiques du secteur des pêches. *In* : Khallahi (Eds). Aménagement des ressources halieutiques et gestion de la biodiversité au service du développement durable. Rapport du Neuvième Groupe de Travail de l'IMROP, Nouadhibou, Mauritanie, 167-184.

Kébé, M., & Horeman, B. (1998). Guide méthodologique pour l'étude des coûts et revenus en pêche artisanale en Afrique. Programmes pour le développement intégré des pêches artisanales en Afrique de l'Ouest (DIPA), Cotonou, Bénin, 32 p.+ annexes, DIIPA/WP/I27.

Kinadjian, L., Soumaré, A., & Naffa, M.L. dit Saadna. (2014). Rapport sur le Cadre d'Investissement pour le Développement Durable des Pêches Maritimes (CIDDPM) pour le Programme Régional de l'Afrique de l'Ouest (PRAO). Nouakchott : Ministère des Pêches et de l'Économie Maritime, Gouvernement de la République Islamique de Mauritanie. 169 p. : 159 pp. + Annexes. Internet (17 août 2019) : http://www.peches.gov.mr/cadre-d-investissement (Kinadjian, et al., 2014).

Kirkley, J.E., Squires, D.E. (1999). Measuring capacity and capacity utilization in fisheries. *In*: Gréboval, D (ed). Managing fishing capacity: Selected papers on underlying concepts and issues. FAO Fisheries Technical Paper No. 386. Rome.

Lindebo, E., Hoff A. & Vestergaard, N. (2007). Revenue-based capacity utilization measures and decomposition: The case of Danish North Sea trawlers. *European Journal of Operational Research*, 180, 1, 215-227.

Mayif, M., & Ould Taleb, S.M. (2011). Etude diagnostic du sous-secteur des petits pélagiques en Mauritanie : Cadre juridique, contexte environnemental et halieutique Projet Appui Conseil au secteur des Pêches (ACPECHES) – GIZ Juin, 2011 Consultation au profit du Ministère des Pêches et de l'Economie Maritime, 55p.

Meissa, B. & Gascuel, D. (2015). Overfishing of marine resources: some lessons from the assessment of demersal stocks off Mauritania. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 414–427. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu144.

ONS (2019). Annuaire Statistique de Mauritanie 2019, période, 1998-2019. Feuille Excel. http://www.ons.mr/index.php/publications/statistiques/11-annuaire-statistique-de-mauritanie.

Ould Isselmou, C.B., Labrosse, P., & Ould Bouzouma, M. (2005). Catalogue des engins de pêche artisanale en Mauritanie. *Document IMROP*, 64p.

Ould Med Lemine, T. & Ould Mohamedou, F. (2011). Etude diagnostique de la filière de farine et de l'huile de poisson en Mauritanie et au niveau international. Convention. IMROP/CRSP. 32p.

Ould Taleb, Sidi M., Ould Souleimane, A., Bâ S.A. (2012). Etude comparative de la réglementation des pêches des petits pélagiques dans la zone de la Commission Sous régionale des Pêches et le Royaume du Maroc. Rapport technique du projet « Pêche durable des petits pélagiques en Afrique Nord-Ouest », 30p.

Pascoe, S., & Tingley, D. (2006). Economic capacity estimation in fisheries: A non-parametric ray approach. *Resource and Energy Economics*, 28(2), 124-138.

Poseidon & Maurifish. (2019). Évaluation à mi-parcours de la mise en œuvre de la stratégie nationale de gestion responsable pour un

développement durable du secteur des pêches et de l'économie maritime 2015-2019 – rapport final provisoire, 123p.

Seck, P.A. (1980). Catalogue des engins de pêche artisanale au Sénégal. *FAO-COPACE/PACE*, Séries, 79/16.

Thiaw, M., Auger, P.A., Ngom, F., Brochier, T., Faye, S., Diankha, O., & Brehmer, P. (2017). Effect of environmental conditions on the seasonal and inter-annual variability of small pelagic fish abundance off North-West Africa: The case of both Senegalese sardinella. *Fisheries Oceanography,* 26(5), 583-601. https://doi.org/10.1111/fog.12218.

Tingley, D., Pascoe, S., & Mardle, S. (2003). Estimating capacity utilisation in multi-purpose, multi-metiers fisheries. *Fisheries Research*, 63(1), 121-134. https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00283-7.

Zeller, D., Booth, S., Pauly, D., (2006a). Fisheries Contributions to the Gross Domestic Product: Underestimating Small-scale Fisheries in the Pacific. *Marine Resource Economics*, 21(4), 355–374. https://doi.org/10.1086/mre.21.4.42629521.