



Estimation d'indicateurs écosystémiques à partir des données de campagnes scientifiques et de statistiques de pêche pour évaluer l'état des écosystèmes côtiers exploités en Afrique de l'Ouest

Partie I – Démarche méthodologique

Didier Jouffre¹, Modou Thiaw², Ibrahima Diallo³, Brahim Tfeil⁴, Mamour Ndiaye² et Hervé Demarcq¹

¹ Institut de Recherche pour le Développement, UMR MARBEC (IRD, UM, CNRS, IFREMER), place E. Bataillon 34095 Montpellier cedex 5, France [didier.jouffre@ird.fr]

² Institut Sénégalais de Recherches Agricoles/Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye, Pôle de Recherche de l'ISRA/Hann, BP 2241 - Dakar, Senegal

³ Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura, 814, Rue MA500, Corniche Sud Boussoura, Conakry, Guinea

⁴ Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, BP 22, Nouadhibou, Mauritania

Rapport réalisé dans le cadre du projet Européen DEMERSTEM



Résumé

Les fondements conceptuels et opérationnels d'une démarche analytique intégrée, destinée à être mise en œuvre pour le suivi et l'évaluation périodique de l'état des écosystèmes marins côtiers d'Afrique de l'Ouest soumis à forte pressions de pêche, sont proposés. L'approche est fondée sur l'estimation d'indicateurs écosystémiques et socio-écosystémiques simples et tenant compte des données disponibles dans cette région, soient des données disponibles aussi dans la plupart des autres régions du monde. Après une introduction des objectifs visés par cette approche, basée sur l'estimation et l'analyse combinée d'indicateurs de différentes natures, les lignes directrices qui fondent la démarche sont présentées et expliqués. Une série de dix principes directeurs d'ordre méthodologique sont ainsi identifiés, justifiés et discutés par rapport au contexte et aux objectifs finaux opérationnels visés. Ensuite, une sélection de quelques un des principaux indicateurs et/ou groupes d'indicateurs recommandés dans l'approche sont introduits et leurs formules de calcul sont rappelées. Cela concerne successivement: (1) des indicateurs de biodiversité basés des données de campagnes d'échantillonnage scientifiques, (2) des indicateurs de caractérisation des captures, des efforts de pêche et de l'évolution du secteur halieutique et/ de la pression de pêche qu'il exerce sur les écosystèmes marins considérés, et (3) des indicateurs de l'environnement marin au sens large (biotique et abiotique) calculés à partir de données de sources diverses (des données satellitaires, d'échantillonnage en mer, ou autres). Enfin, une série de développements complémentaires s'attache à mettre le focus sur plusieurs points abordés dans les paragraphes précédents, ceux nécessitant un complément d'explication ou une illustration plus concrète sur des cas réels. Cela concerne les notions d'indices de représentativité et d'analyses de sensibilité: ces notions sont illustrées par des résultats de cas d'études de Mauritanie, du Sénégal et de la Guinée. Cela concerne également les indicateurs environnementaux d'origines satellitaires: ainsi la présentation des indicateurs de vitesses du vent, d'indices d'upwelling, de T° de surface de la mer (SST) et de chlorophylle a (CLHA), recommandés dans l'approche, est précisée. Pour de ces indicateurs, des séries annuelles de 1982 à 2021 ont été également estimées et elles sont fournies en annexe, à l'échelle de chacun des trois pays précités et à l'échelle régionale ouest-africaine. Une discussion finale conclue la réflexion par des perspectives de travaux futurs. Des pistes d'analyses complémentaires, pour consolider l'approche et dans le but de la rendre plus opérationnelle et diffusable auprès d'un public plus large, y sont évoquées. Elles concernent des points de méthodologie - à approfondir ou retravailler et d'autres à ajouter - mais aussi l'élargissement des études de cas à d'autres indicateurs et à d'autres écosystèmes que ceux testés pour les besoins de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023).

Mots clés : Indicateurs; évaluation, écosystèmes marins, biodiversité, pêche, conservation, Afrique, méthodologie.

Table des matières

ESTIMATION D'INDICATEURS ECOSYSTEMIQUES A PARTIR DES DONNEES DE CAMPAGNES SCIENTIFIQUES ET DE STATISTIQUES DE PECHE POUR EVALUER L'ETAT DES ECOSYSTEMES COTIERS EXPLOITES EN AFRIQUE DE L'OUEST	1
PARTIE I – DEMARCHE METHODOLOGIQUE	1
1 INTRODUCTION	5
2 PRINCIPES DIRECTEURS DE LA DEMARCHE.....	5
2.1. DES INDICATEURS ECOSYSTEMIQUES <i>S.L.</i> A VOCATION OPERATIONNELLE.....	5
2.2. DES INDICATEURS SIMPLES	7
2.3. DES INDICATEURS CALCULES SUR UNE BASE ANNUELLE ET A DES ECHELLES NATIONALES	8
2.4. DES INDICATEURS D'ETAT VS INDICATEURS DE TENDANCE	9
2.5. DES INDICATEURS AU PLUS PROCHE DES DONNEES.....	9
2.6. DES INDICATEURS "PROXY" OU ALTERNATIFS	10
2.7. DES INDICATEURS CALCULES AU MOYEN DE SCRIPTS R.....	13
2.8. PRE-ANALYSE, CORRECTION ET DOCUMENTATION DES BASES DE DONNEES.....	14
2.9. DES INDICATEURS CALCULES AU NIVEAU LOCAL VS AU NIVEAU GLOBAL	18
3 INDICATEURS DE BASE: LES INDICATEURS DE SUIVI DES ASSEMBLAGES DE POISSONS ET D'ETAT DES PECHERIES.....	19
LES PRINCIPAUX TYPES D'INDICATEURS ET DE DONNEES UTILISEES.....	19
DONNEES ADDITIONNELLES :	20
DESCRIPTEURS MACROSCOPIQUES DE L'EVOLUTION DU SECTEUR PECHE (CAPTURES ET EFFORT)	20
INDICATEURS ISSUS DE DONNEES DE CAMPAGNES SCIENTIFIQUES.....	21
<i>INDICES DE DIVERSITE</i>	22
INDICATEURS ISSUS DE STATISTIQUES DE PECHE COMMERCIALE	26
<i>EFFORTS ET CAPTURES (TOTALES ET/OU PAR PECHERIES OU GROUPES DE RESSOURCES),</i>	26
<i>NIVEAU TROPHIQUE DES CAPTURES</i>	26
<i>1/(LANDINGS/BIOMASS)</i>	26
<i>INDICE MOYEN DE VULNERABILITE INTRINSEQUE</i>	26
<i>NIVEAU TROPHIQUE MOYEN DES CAPTURES</i>	27
4 AUTRES INDICATEURS: INDICATEURS DE L'ENVIRONNEMENT <i>S.L.</i>	27
INDICATEURS DE BIODIVERSITE DES AUTRES COMPARTIMENTS.....	27
INDICATEURS DE L'ENVIRONNEMENT HYDRO-CLIMATIQUE.....	27
INDICATEURS SOCIO-ECONOMIQUES DU SECTEUR PECHE	27

INDICATEURS D'AUTRES PRESSIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUES OU AUTRES SUR L'ECOSYSTEME.....	28
5 INDICES DE REPRESENTATIVITE DES ESTIMATIONS	28
6 ANALYSES DE SENSIBILITE	30
7 PREUVE DE CONCEPT: MISE EN OEUVRE DES INDICATEURS SUR LES CAS D'ETUDE DE MAURITANIE SENEGAL ET GUINEE.....	31
8 INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX D'ORIGINE SATELLITAIRE	31
9 CONCLUSION ET PERSPECTIVES:.....	36
RÉFÉRENCES CITÉES.....	39
ANNEXES.....	43
1. INDICE DE SHANNON-WEAVER.....	54
1.2. INDICE D'EQUITABILITE DE PIELOU.....	55
1.3. DISCUSSION	55
2. INDICE DE SIMPSON.....	55
2.1. FORMULATION.....	56
2.2. INDICE DE DIVERSITE.....	56
INDICE DE HILL.....	57

1 Introduction

Dans le cadre du Programme DEMERSTEM quatre problématiques de recherche principales ont été développées. L'une d'elle concerne l'approche écosystémique des pêches et l'évaluation de la biodiversité. C'est précisément l'objet du module de travail ou Work Package n° 4 (WP4).

En référence au cadre logique de DEMERSTEM, le WP4 se rapporte à un objectif spécifique en lien avec les autres WP: celui de la nécessité d'une meilleure prise en compte des effets écosystémiques et environnementaux sur les stocks évalués (objectif R4).

Plus précisément, quatre approches ont été envisagées dans ce WP4 de DEMERSTEM en direction de cet objectif général, de meilleure prise en compte écosystémique. Ce sont:

- 1- L'approche cas d'étude avec une meilleure connaissance sur les bas niveaux trophiques
- 2- L'approche cas d'étude avec une meilleure connaissance sur l'impact des méduses sur les autres compartiments de l'écosystème
- 3- L'approche indicateurs : appliquée aussi à un (ou des cas) d'étude(s) ouest-africain(s) du projet
- 4- La modélisation avec Ecopath with Ecosim¹

Le présent document se rapporte au troisième point : celui sur l'approche « indicateurs », dont il constitue un des deux livrables².

Il décrit l'aspect conceptuel et méthodologique de l'approche « indicateurs » développée dans DEMERSTEM, soit une approche *orientée vers les pêcheries et écosystèmes marins ouest-africains*, et une approche qui se veut avant tout opérationnelle c'est-à-dire *adaptée autant que possible aux besoins, aux attentes et aux données disponibles dans cette région*.

Un second livrable « indicateurs » a été produit en complément de celui-ci (Thiaw et al. 2023). Il présente les résultats issus d'une première mise oeuvre de la démarche méthodologique présentée ici, appliquée aux cas d'études d'écosystèmes et pêcheries ouest-africains de trois des pays partenaires du projet DEMERSTEM : la Guinée, le Sénégal et la Mauritanie. Ce second document constitue ainsi la preuve de concept de notre approche³.

2 Principes directeurs de la démarche

2.1. Des indicateurs écosystémiques s.l. à vocation opérationnelle

L'idée générale qui a sous-tendu l'approche « indicateurs » proposée dans DEMERSTEM (Jouffre et al. 2023) a été d'initier puis de développer une démarche méthodologie basée sur l'estimation

¹Cette approche de modélisation était envisagée sous réserves de ressources humaines et de données disponibles suffisantes et mobilisables dans le cadre du projet. Elle n'a finalement pas pu être conduite pour les raisons précitées.

² Ces deux documents complémentaires ont chacun leur problématique propre et peuvent être lus séparément.

³ Voir aussi Diallo et al. 2023 ; Jouffre et al. 2023 ; Ndiaye et al. 2023 ; Tfeil et al. 2023 ; Thiaw et al. 2023b ;.

standardisée d'une série d'indicateurs du milieu marin, soient des « indicateurs écosystémiques » s.l.⁴ ***pertinents et opérationnels dans le contexte des pays d'Afrique de l'Ouest.***

Notre approche s'inscrit dans la continuité d'une série d'études qui ont été conduites dans la région sur ce thème des indicateurs et leur utilisation dans un contexte halieutique ou d'approche écosystémique des pêches (Inejih *et al.* 2004 ; Jouffre et Inejih 2004 ; Jouffre *et al.* 2004a ; Jouffre *et al.* 2004b ; Jouffre *et al.* 2004c ; Thiam *et al.* 2004 ; Jouffre *et al.* 2014 ; Jouffre *et al.* 2015 ; Jouffre *et al.* 2016 ; Camara *et al.* 2016). Elle vise à capitaliser ces acquis et à les inscrire dans une démarche davantage formalisée et axée sur la nécessité de sa pertinence et de son opérationnalité dans le contexte ouest-africain.

Le qualificatif « pertinent » veut dire que ces indicateurs doivent – séparément et/ou collectivement - contribuer à ***répondre un objectif scientifique appliqué*** d'un grand intérêt pour les pays ouest-africains et en particulier pour les autorités de ces pays en charge des politiques d'environnement, de celles d'aménagement des zones marines et littorale et ou encore de gestion des pêches. Cet objectif, qui souffre encore d'un déficit de prise en charge scientifique par rapport à ses enjeux particulièrement importants dans cette région, peut s'énoncer ainsi:

Permettre un suivi et une évaluation périodique de la biodiversité et de l'état général des écosystèmes marins des pays ouest-africain, avec une attention particulière portée aux changements d'états pouvant résulter de pressions anthropiques exercées sur ces écosystèmes, dont en premier lieu la pression de pêche.

Le qualificatif « opérationnel » implique ici deux choses principales pour les indicateurs considérés dans notre approche:

- (a) D'une part le choix et la définition complète de ces indicateurs – incluant les aspects conceptuels (leur signification théorique) et les aspects pratiques liées à leur estimation (leurs modalités et options de calcul tenant compte des données disponibles) - doivent être ***aussi simples et interprétables que possible par rapport à l'objectif visé*** et qui a été rappel plus haut.
- (b) D'autre part ces indicateurs doivent être ***compatibles avec les données, les moyens de calculs et les ressources humaines disponibles*** dans la région. Ils doivent l'être de façon à pouvoir être estimés en routine. Cela veut dire avec une méthodologie aussi simple que possible et suffisamment documentée pour être compatible avec des mises à jour périodiques au cours du temps et de l'acquisition de nouvelles données.

A terme, la vocation opérationnelle de notre démarche « indicateurs » vise aussi ***un objectif final très concret***. C'est celui de pouvoir être utilisée en routine par les chercheurs et experts halieutes de la région lors des ***Groupes de travail (GT) nationaux ou régionaux d'évaluation des stocks et des pêcheries Ouest Africaines***. A travers cette perspective finale très concrète, qui dicte notre approche et en constitue aussi une motivation majeure, il s'agirait d'apporter à ces GT, et aux instances nationales ou régionales qui les organisent, un package méthodologiques leur permettant d'accéder à éclairage différent et plus écosystémiques de leurs évaluations courantes. Cet éclairage écosystémique, en étant basé sur des résultats et des indicateurs complémentaires à ceux produits jusqu'ici lors de ces GT⁵, pourrait s'il était généralisé représenter une étape tout

⁴ Incluant des aspects socio-écosystémiques, en particulier ceux relatifs au secteur de l'exploitations halieutique

⁵ On rappelle que dans la pratique, les résultats et avis scientifiques produits lors de ces GT sont quasi exclusivement fondés sur des méthodes relevant de l'approche classique de la biologie des

à fait significative vers la mise en oeuvre d'une véritable approche écosystémique des pêches, si souvent évoquée ou envisagée mais trop rarement concrétisée dans les politique d'aménagement des pêcheries, en Afrique de l'Ouest comme ailleurs.

2.2. Des indicateurs simples

A travers l'approche indicateurs nous reprenons la philosophie générale initiée par le programme et réseau de recherche international Indiseas (WWW.INDISEAS.ORG) dans ses premiers travaux sur les indicateurs écosystémiques en milieu marin. C'est une philosophie de recherche de simplicité dans le choix des indicateurs et de leur estimation et d'efficacité, en terme d'interprétation et de communication des résultats produits, qui a présidé au choix des indicateurs de la phase I d'Indiseas (Shin et al. 2010a).

Indiseas a montré que *l'utilisation d'indicateurs simples* et disponibles dans le cadre d'une approche écosystémique ***permet d'obtenir une véritable évaluation à grande échelle de l'état de l'écosystème marin*** causé par la pêche (Shin et al. 2010b). La présente approche s'appuie sur ces acquis auxquels l'Afrique de l'Ouest avait contribué⁶.

Pour cela deux voies ont été envisagées:

(A) *Des indicateurs inspirés d'Indiseas* : La majeure partie des indicateurs « simples » élaborés en 2010 pour Indiseas ont été intégrés à notre série d'indicateurs, tels quels ou légèrement modifiés pour mieux s'accorder aux données disponibles. Ces indicateurs sont rappelés dans les annexes 1 à 3. Ainsi les estimations pour ces indicateurs ont été réactualisées grâce données nouvelles acquises depuis cette date dans les pays concernés dans notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023). De plus, cette réactualisation s'accompagne dans notre approche d'un certain nombre d'informations et d'analyses complémentaires concernant ces indicateurs et leur estimation. Il s'agit de (1) la présentation et la discussion des principales options ou alternatives d'estimations possibles ou envisageables concernant ces indicateurs⁷, (2) la proposition et le calcul d'indices de qualité des estimations produites et (3) la proposition et/ou la mise en oeuvre d'un certain nombre analyses de sensibilité en lien avec ces estimations⁸. Chacun de ces points est présenté en détail et discuté plus loin dans ce document.

(B) *Des Indicateurs additionnels* : La petite série d'indicateurs initiaux issus d'indiseas (principalement de sa phase 1), et qui nous a servi de trame de base, a été complétée par une série d'autres indicateurs et répondant au même objectif de suivi-évaluation des écosystèmes et de leurs changements observés sous les effets de la pêche et/ou d'autres effets anthropiques ou environnementaux. Ces indicateurs « additionnels » sont de deux nature : (1) des indicateurs

pêches, autrement dit basés sur des analyses et des modèles mono-spécifiques de Dynamique des populations (DDP) marines exploitées, tels que ceux développés dans le WP1 DEMERSTEM.

⁶ On rappelle que les trois pays de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023), à savoir la Guinée, la Mauritanie et le Sénégal, ont fait partie des premiers cas d'études d'écosystèmes dans Indiseas en 2010.

⁷ Cela inclue les difficultés rencontrées lors l'utilisation de données réelles - par nature imparfaites car sujettes aux contraintes d'échantillonnage du milieu naturel - une imperfection des données qui impose la prise de décisions expertes à certaines étapes clé du processus méthodologique conduisant aux estimations.

⁸ Afin d'évaluer l'impact des choix méthodologiques envisagés sur les résultats des estimations produites.

s'adressant à des caractéristiques de l'écosystème et de sa biodiversité qui n'avaient pas été pris en compte par les indicateurs indiseas (indicateurs complémentaires), (2) des indicateurs qui reprennent des aspects déjà envisagés dans indiseas mais sous une forme différente, mieux adaptée à la réalité de l'échantillonnage et des données disponibles dans la région (« indicateurs alternatifs » et « indicateur proxy »). Ces différents aspects sont présentés et discutés plus loin dans ce document.

Il est à noter cependant que aussi bien pour le groupe initial (A) des indicateurs issus d'Indiseas que pour le groupe (B) des indicateurs complémentaires, **la notion d'«indicateur simple» est relative**. En effet si tous ces indicateurs peuvent être considérés comme relativement simples dans leur définition - voire très simples pour certains d'entre eux – il s'agit d'une appréciation qui s'attache surtout à leur définition conceptuelle et beaucoup moins à leur estimation pratique à partir de données réelles. Les paragraphes qui suivent permettront au lecteur de mieux s'en rendre compte et sans doute de relativiser la notion de simplicité s'agissant d'indicateurs écosystémiques du milieu marin, dès lors qu'ils sont basés sur des données d'échantillonnage à grande échelle et couvrant une longue période de temps.

2.3 Des Indicateurs calculés sur une base annuelle et à des échelles nationales

Quel que soit l'indicateur considéré se pose toujours la question des échelles spatiales et temporelles à envisager pour son estimation.

Au plan temporel c'est **le pas de temps annuel** qui a été **privilegié dans notre approche**, pour deux raisons :

- Les suivis écosystémiques sur les longues périodes (une ou plusieurs décennies) et à large couverture spatiale adoptent généralement ce pas de temps comme unité de base. C'est le cas notamment pour les analyses réalisées dans Indiseas,
- le pas de temps annuel est celui adopté le plus souvent dans les études de dynamiques des populations marines exploitées et dans les GT d'évaluation de stocks et d'aménagement des pêcheries que notre démarche par indicateurs a pour vocation d'apporter un complément analytique (voir le paragraphe 2.1).

Ainsi dans la présente démarche c'est sur la base d'un pas de temps annuels que nos indicateurs sont calculés par défaut et que les estimations qui en découlent auront vocation à être interprétées. Dans notre preuve de concept les scripts R permettant la réalisation des estimations ont été programmés selon ce modèle annuel. Il n'empêche que théoriquement tous peuvent être envisagés aussi dans le cadre d'estimation faite sur une autre base de calcul. Par exemple pour les indicateurs issus de campagnes de chalutages scientifiques et dans les cas où on dispose plusieurs campagnes par an il peut être pertinent de réaliser les estimations une autre base de calcul, par exemple à l'échelle de la campagne, ou encore à l'échelle de la saison, etc... Notre démarche n'exclue pas la possibilité pour les estimations de sortir du cadre annuel défini par défaut.

De la même manière **au plan spatial**, ce sont **les échelles nationales⁹** qui **sont privilégiées** dans notre démarche, lors des estimations par défaut.

⁹ i.e. celles des frontières des ZEE nationales, ou des limites des plateaux continentaux nationaux, ou encore des zones de couverture spatiale des échantillonnages scientifiques nationaux.

Ce choix est dicté par les mêmes raisons pragmatiques et opérationnelles que celles évoquées dans le cas temporel, notamment celle liée à l'aménagement des pêcheries qui en pratique est le plus souvent¹⁰ défini et mis en oeuvre sur une base nationale. Mais là encore, cela n'exclue pas la pertinence dans certains cas d'envisager des estimations d'indicateurs réalisées sur la base couvertures spatiales plus réduites (par exemple par grandes strates bathymétriques) voire beaucoup plus fines (à l'échelle de la station d'échantillonnage ou du coup de chalut) ou au contraire plus large (à l'échelle régionale d'un ensemble de pays limitrophes). C'est d'ailleurs ce qui a été réalisé avec certains indicateurs, lors de nos analyses de sensibilité (voir plus loin) et/ou dans celles de preuve de concept (Thiaw et al. 2023).

2.4. Des Indicateurs d'état vs indicateurs de tendance

A l'instar de ce qui était envisagé dans l'approche indiseas, les indicateurs écosystémiques peuvent être utilisés pour **mesurer des états (S, state) et/ou des tendances (T, trend)** dans les écosystèmes (Shin et al. 2010b, Blanchard et al. 2010). Il s'agit de deux objectifs distincts qu'il est utile de rappeler car ils sont essentiels.

Et certains indicateurs pourront être davantage adaptés à l'un et/ou l'autre de ces deux objectifs. On parle alors d'utilisation en mode « S », en mode « T » ou en mode « S » et « T ». On trouvera dans l'annexe 3 un rappel de ces modalités d'utilisation préférentielle pour les 8 indicateurs initiaux d'indiseas.

Le même principe reste valable et généralisable à l'ensemble des indicateurs de notre démarche. La notation abrégée (S et T) peut y être conservée à des fins d'analyses ou de classification de tous nos indicateurs.

2.5. Des indicateurs au plus proche des données

Comme expliqué au paragraphe 2.1., notre démarche est fondée sur des indicateurs à vocation opérationnelle et dont **les estimations doivent pouvoir être réalisées « en routine »**, à des fins de réactualisation périodiques.

Concrètement cela implique que les estimations doivent être parfaitement et facilement reproductibles et qu'elles doivent être indépendantes¹¹ de l'expertise et de l'expérience de l'opérateur qui les effectue.

Cette contrainte opérationnelle a dicté un autre des principes directeurs essentiel de notre démarche : celui d'avoir des indicateurs uniquement basés sur les données (data-based indicators) et **des indicateurs « aussi proches que possible des données »**.

En terme méthodologique cela se traduit par un certain nombre de points:

- 1) Des indicateurs avec des **méthodes d'estimations** numériques **aussi simples et directes que possible**
- 2) Des indicateurs avec des **protocoles de calcul documentés** avec un niveau de détail suffisant
- 3) Des indicateurs **non modélisés**¹²

¹⁰ et en priorité, si ce n'est quasi exclusivement

¹¹ Ou aussi peu dépendantes que possible

¹² Ce choix méthodologique important concerne seulement le processus d'estimation des indicateurs. Ceci n'exclue pas un traitement statistique ni une modélisation à posteriori des valeurs des indicateurs, à des fins d'analyse et d'interprétation plus poussée des résultats produits

- 4) Tendre vers (Proposer) **des protocoles par défaut évitant la sélection de données**, si ce n'est complètement du moins autant que possible et afin de limiter d'influence de l'opérateur, dans un souci de meilleure reproductibilité des résultats
- 6) Proposer **une marche à suivre et des critères concernant la sélection/élimination de données**, dans les cas où elle s'avère nécessaire¹³
- 7) Inclure dans les protocoles **le recours éventuel à des analyses de sensibilité**.
- 8) Et d'une manière plus générale : **proposer des solutions pour guider l'opérateur dans ses choix méthodologiques** ou dans le maximum d'entre eux, en entrée ou cours du processus d'estimation, en particulier lorsque les données disponibles sont imparfaites, incomplètes ne sont pas exactement dans forme standard souhaitée pour l'indicateur considéré¹⁴.

Sur le dernier aspect, notre démarche vise à anticiper les difficultés rencontrées dans les données - au moins pour celles les plus fréquentes - afin de proposer des solutions préalablement testées pour guider l'opérateur dans ses choix analytiques lors des estimations, incluant la proposition de versions alternatives pour certains indicateurs¹⁵.

Le but recherché – tout en restant aussi proche que possible des données - sera de **consolider notre méthodologie et sa documentation au fil du temps** et des nouveaux cas d'application traités, et de **tendre vers des estimations aussi standardisées et robustes que possible** pour chaque indicateur.

2.6. Des indicateurs "proxy" ou alternatifs

Les paragraphes précédents ont abordé la notion de démarche opérationnelle et son corollaire qui est la nécessité de prise en compte des données disponibles¹⁶. Certains de nos principes directeurs précédemment énoncés sont motivés par ces deux éléments essentiels. Dans la continuité de cette réflexion, nous avons inscrit et formalisé dans notre démarche **la possibilité du recours à des indicateurs « proxy » et/ou à des indicateurs « alternatifs »**.

Qu'entendons-nous par indicateur « proxy », indicateur « alternatif » et qu'est-ce qui justifie d'y avoir recours?

Indicateur « proxy »

Un indicateur de type « proxy » est dérivé d'un autre indicateur. Il est défini en référence à cet autre indicateur « original » auquel il est sensé pouvoir être substitué car il a été conçu pour évaluer le même phénomène naturel, même s'il ne va pas nécessairement l'aborder sous le même

¹³ Par exemple dans les cas le plan d'échantillonnage est trop déséquilibré ou lorsque l'opérateur a des raisons de penser que certaines données contiennent des erreurs manifestes, etc..

¹⁴ Ces solutions doivent être envisagées et intégrées autant que possible dans la documentation des protocoles de calcul de chaque indicateur

¹⁵ Il s'agit là d'un processus évolutif qui à ce stade n'a pu être qu'esquissé ici et dans le cadre de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023). Ce processus devra être poursuivi au fil du traitement de nouveaux cas d'études d'écosystèmes et/ou d'une exploration plus approfondie de ceux déjà traités.

¹⁶ En particulier la nécessité de composer avec la condition souvent imparfaite ou incomplète des données disponibles.

angle (la même facette) ni le mesurer forcément à travers même « grandeur » (au sens de la physique)¹⁷. Le point important est que le proxy doit s'adresser au même phénomène naturel que celui visé par l'indicateur original auquel il se réfère. Et en conséquence les estimations numériques faites sur les deux indicateurs¹⁸ doivent être très étroitement corrélées, notamment dans leurs tendances d'évolution temporelles, de sorte que les interprétations que l'on peut faire à partir de l'observation du « proxy » puissent raisonnablement être extrapolables à celles qu'on ferait à partir de l'indicateur original. Le « proxy » trouve sa pleine justification et sera utilisé pour remplacer l'indicateur original lorsque les données disponibles ne permettent pas, ou du moins pas directement ni facilement, de calculer cet indicateur original. Le proxy représente donc une alternative opérationnelle à un autre indicateur (original) qui viendrait en premier lieu à l'esprit¹⁹ pour suivre le phénomène naturel visé.

A titre d'exemple: l'indicateur de « longévité maximale moyenne des poissons dans la communauté » utilisé dans nos cas d'études pour DEMERSTEM (Thiaw et al 2023), précédemment défini et utilisé par Beyah (), peut être considéré comme un proxy de l'indicateur de longévité moyenne d'Indiseas (Shin et al. 2010a, b).

Indicateur « alternatif »

Un indicateur peut être considéré comme un indicateur alternatif par rapport à un autre dans le cas les deux peuvent être utilisés indifféremment, l'un à la place de l'autre, car ils mesurent à peu de chose près la même chose, cad le même phénomène naturel, mais en l'abordant sous un angle différent (comme dans le cas proxy) ou pas.

A titre d'exemple : l'indicateur de poids moyen des individus d'une communauté multi-spécifique de poissons (ie. l'indicateur « PMlco » estimé dans notre preuve de concept) peut être considéré comme le proxy de l'indicateur Lco de taille moyenne des poissons défini et utilisé dans Indiseas (Shin et al. 2010a, b). Les deux s'adressent au suivi et à l'évaluation de la taille moyenne des poissons dans la communauté, mais impliquent des modalités d'échantillonnage et des données différentes²⁰.

Autre exemple : Les indicateurs de biodiversité taxonomiques les plus couramment utilisés en écologie, tel que l'indice de Shannon ou celui de Pielou, peuvent être considéré comme des indicateurs « alternatifs » dans notre définition et par rapport à un objectif général d'évaluation des variations de cette biodiversité.

Dans le second exemple, ce n'est pas un problème de mesure ou de disponibilité des données nécessaires aux estimations qui va dicter le choix entre ces deux indicateurs « alternatifs ». C'est le fait que leurs formules de calcul diffèrent et qu'ils s'adressent par conséquent à deux facettes légèrement différentes (ou à deux nuances de caractérisation) du phénomène visé (ici la

¹⁷ Par exemple la croissance des poissons peut être appréhendée en terme de croissance pondérale ou en terme de croissance en taille (en longueur). Dans les deux cas c'est le phénomène naturel (croissance) qui est abordé mais dans un cas à travers des mesures de longueur et dans l'autre à travers des pesées.

¹⁸ à partir de jeux de données test où cela est possible car les deux séries de mesure sont disponibles

¹⁹ car le plus couramment utilisé ou le plus proche du phénomène naturel que l'on souhaite évaluer.

²⁰ à travers des mesures de longueur vs à travers des mesures de poids

biodiversité taxonomique). En pareille situation, l'opérateur pourra choisir de privilégier l'une ou l'autre de ces facettes, et avec elle privilégier l'indicateur le plus adapté. Le choix pourra aussi être fait au hasard et dans le simple but d'éviter la redondance, si aucune des deux facettes n'apparaît significativement meilleure par rapport à l'objectif visé.

A propos des indicateurs « proxy » et « alternatif »

- A travers les définitions précédentes qui sont très proches, on peut constater que la distinction entre les deux types d'indicateurs (proxy vs alternatif) est surtout d'ordre sémantique et pas forcément conceptuelle. Un indicateur original et son proxy peuvent également être considérés comme deux indicateurs alternatifs (l'un par rapport à l'autre). La nuance entre ces deux notions réside essentiellement dans l'accessibilité ou la disponibilité des données nécessaires pour calculer les indicateurs en question.

Autrement dit : On parlera d'indicateur « proxy » - plutôt que d'indicateur « alternatif » - lorsque l'opérateur n'a pas la possibilité - en raison de la non disponibilité et non accessibilité des données nécessaires - de calculer l'indicateur original, celui qu'il aurait privilégié si ce n'était cette contrainte de données. Et à l'inverse on parlera d'indicateur « alternatif » lorsque l'opérateur - ayant la possibilité de calculer l'un ou l'autre des indicateurs - aura choisi d'en privilégier un, pour une raison ou pour une autre²¹, voire même de calculer les deux²².

- Un cas particulier d'indicateur « proxy » ou d'indicateur « alternatif » est celui représenté par un indicateur que l'on peut vouloir calculer avec des données qui ne s'accordent pas exactement à la théorie sous-jacente à cet indicateur. Le cas typique est celui des indicateurs dits de biodiversité spécifique. Dans les relevés faunistiques échantillonnant en routine des communautés biologiques très riches en espèces - par exemple dans relevés de faune marine issus des campagnes d'échantillonnages par chalutages scientifiques - il est fréquent qu'une petite fraction des échantillons n'ait pas pu être déterminée jusqu'au niveau spécifique pour des raisons opérationnelles. En pareille situation, on ne devrait pas pouvoir estimer une richesse spécifique (S) ou une diversité spécifique de Shannon (Ds), du moins si l'on s'en tient strictement à la théorie de ces indicateurs. Dans notre approche nous considérons l'opérateur peut choisir néanmoins de le faire et donc de s'écarter un peu de la théorie, ceci dans un but opérationnel et dans une limite raisonnable (en l'occurrence si la partie incertaine ou incomplètement déterminée de l'échantillon est négligeable ou très faible par rapport à la partie conforme).

Cette façon d'envisager les choses revient à estimer un indicateur *ad hoc* calqué sur la réalité des données et pouvant être considéré comme un « proxy » de l'index théorique initialement visé. Par exemple, dans le cas de l'index de Shannon précédemment cité, on peut calculer un « indicateur de diversité taxonomique de Shannon », à partir de données disponibles « imparfaites », en utilisant la même formule que celle du véritable indice de diversité spécifique de Shannon. D'autres possibilités ou alternatives peuvent encore être envisagées dans cette situation: par exemple on pourra choisir de calculer cet « indice de diversité spécifique » en excluant du calcul la fraction des données non déterminées jusqu'à l'espèce. Dans les deux cas envisagés, la démarche revient à définir un indicateur « proxy » ou « alternatif » par rapport un indicateur

²¹ Par exemple pour des raisons de comparaisons avec d'autres études et/ou d'autre site, ou encore par ce qu'il estime que les jeux de données dont ils disposent sont plus fiables dans un cas que dans l'autre, etc...

²² A des fins de comparaison ou dans le cadre d'analyses exploratoires ou d'analyse de sensibilité.

initial théoriquement meilleur mais en pratique inaccessible (car son estimation est impossible à partir des conditions d'échantillonnages et/ou des données disponibles).

En pareil cas, il reviendra à l'opérateur bien documenter ses choix et sa méthodologie de calcul (d'estimation) de l'indicateur visé. Et il sera indispensable aussi que ces éléments soient très clairement expliqués, justifiés et discutés lors de l'exposé et de l'interprétation des résultats produits. Ce point est important pour conserver une rigueur scientifique et une objectivité des analyses produites, tout en les conjuguant avec les principes de réalité et d'opérationnalité de la démarche.

2.7. Des indicateurs calculés au moyen de scripts R

Parmi les principes directeurs de notre démarche précédemment énoncés, la nécessité de tendre vers une méthodologie de calcul bien documentée et reproductible en routine a été soulignée.

Pour atteindre cet objectif, un choix méthodologique a été fait concernant l'outil logiciel: celui d'**utiliser R et R-studio** et donc de **programmer la chaîne de gestion de données et de calculs nécessaires à la réalisation des estimations sous forme de scripts R**.

Ce choix a été mis en oeuvre à l'occasion de la réalisation des estimations d'indicateurs sur les données nationales des trois pays inclus dans notre preuve de concept, à savoir la Guinée, le Sénégal et la Mauritanie (Thiaw et al. 2023).

Ces trois pays disposent donc maintenant des outils logiciels (scripts R) et de l'expertise nationale leur permettant de procéder à des ré-actualisations en routine de leurs estimations d'indicateurs au fil de la collecte de nouvelles données et/ou de compléter leurs analyses initiales avec de nouveaux indicateurs ou avec des versions différentes des indicateurs déjà estimés²³.

Ce travail de formalisation et de documentation des scripts R nécessitera cependant d'être poursuivi pour aboutir à des versions de scripts davantage standardisées, mieux documentées et plus génériques²⁴. A ce stade les versions des scripts R disponibles – de même que les enchainements de procédures de traitement ou de pré-traitement (gestion) de données incluses dans ces scripts dans sont encore assez différentes d'un pays à l'autre, et sans doute trop spécifiques des situations nationales pour pouvoir être partagées et mise en annexe de ce document.

L'effort de complément, d'optimisation et de partage régional de ces scripts reste cependant un objectif à poursuivre dans les prochaines années, dans le cadre de publications futures et de valorisations à venir des résultats de DEMERSTEM.

Néanmoins un schéma conceptuel générique décrivant la mise en oeuvre de nos estimations d'indicateurs sous R peut être partagé ici. Ce schéma est commun et a été appliqué de manière identique dans les scripts développés pour chacun des trois pays de notre preuve de concept.

²³ dans le cadre d'analyses de sensibilité par exemple, ou bien en ciblant d'autres strates ou d'autres échelles spatio-temporelles que celles initialement envisagées

²⁴ pouvant « plus facilement » s'appliquer à tous les pays de la région, quelques soient les formats de leurs bases de données nationales

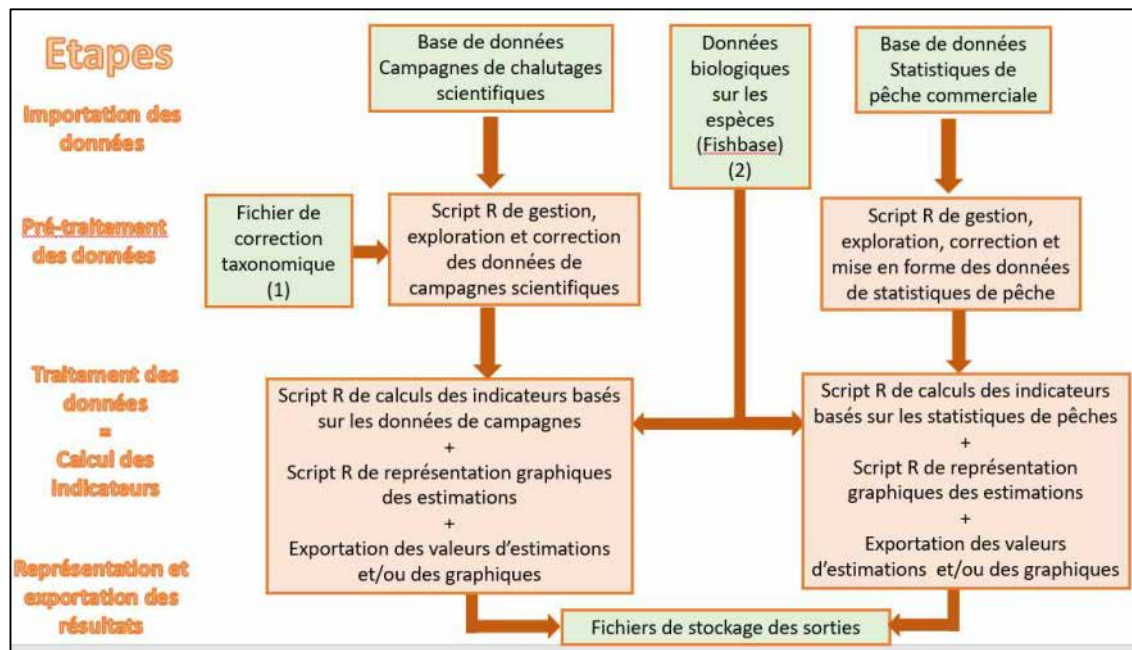


Schéma conceptuel de traitement des données et d'estimation des indicateurs écosystémiques sous R dans le cadre de DEMERSTEM.

- (1) Ce fichier de correction taxonomique est un fichier de correspondance entre les noms des espèces ou des taxons tels qu'ils se présentent dans la base de données campagnes (incluant des erreurs d'orthographe et des appellations erronées ou obsolètes méritant des corrections, des synonymies méritant regroupement, etc.) et les noms corrigés tels qu'ils doivent être (noms scientifiques valides). Ce fichier est spécifique à chaque base de données campagnes traitée et il doit être préparé en amont du traitement. La préparation de ce fichier fait partie du processus de correction des données de la base campagne considérée. Elle est faite des informations taxonomiques actualisées sur les noms scientifiques des espèces marines. De telles données sont disponibles sur internet dans des bases internationales (Fishbase et autres) .
- (2) Ce fichier est un fichier qui compile les caractéristiques biologiques ou écologiques principales des espèces traitées (échantillonnées dans les campagnes scientifiques). Ces caractéristiques sont récupérables dans fishbase pour ce qui concerne les poissons. Préparé en amont et en se focalisant sur les caractéristiques biologiques nécessaires au calculs indicateurs considérés, ce fichier peut être partagé et complété à l'échelle régionale (pour les espèces communes) au fur et à mesure de la compilation de nouvelles informations sur les espèces.

2.8. Pré-analyse, correction et documentation des bases de données

2.8.1. L'imperfection des données réelles et sa prise en compte

Au sein des bases de données écologiques et environnementales issues de collectes de terrain non entièrement automatisées l'éventualité de rencontrer un certain pourcentage de données erronées et d'imperfections diverses (erreurs de saisie, données incomplètes ou autres) doit être envisagée comme fortement probable sinon incontournable. Cette réalité implique une difficulté potentielle qu'il est nécessaire de bien considérer lors de l'analyse de telle bases. L'ampleur de la difficulté et la probabilité d'y être confronté augmentent aussi avec la taille des bases. Ainsi une attention particulière s'avère nécessaire et des précautions sont à prendre lors du traitement de données collectées à grande échelle spatiale et/ou sur de longues périodes de temps.

Les bases de données halieutiques, en Afrique comme ailleurs dans le monde, celles qui relèvent de systèmes de collectes de statistiques de pêches commerciales comme celles qui proviennent de campagnes de pêches scientifiques a priori plus contrôlées, ne font pas exception à ces règles (Jouffre et al. 2010, Maureaud et al. 2021). Là encore, le problème est accru lorsque les bases en question concernent des données collectées sur des durées de plusieurs années voire plusieurs décennies, et d'autant plus lorsqu'elles n'ont été que partiellement et/ou trop peu fréquemment utilisées pour des analyses approfondies, autrement dit lorsqu'elles sont restées sous-exploitées

au niveau scientifique comme c'est le cas de la majorité des bases de données halieutiques, historiques et courantes, ouest-africaines.

Notre démarche visant à estimer en routine des indicateurs à partir de ces bases est évidemment concernée par ce problème. Evidemment notre approche ne prétend pas résoudre totalement le problème de l'imperfection chronique des bases de données réelles- il n'existe pas de solution miracle le faire – mais elle entend ne pas l'occulter et y apporter des voies de solution en ciblant plus particulièrement les bases halieutiques ouest-africaines. Nous en avons identifiées plusieurs qui vont être énoncées ci-après. La plupart d'entre elles ont été initiées et expérimentées à l'occasion des premières analyses de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023). Ces voies étant tracées et leurs premiers éléments posés, il sera nécessaire néanmoins de les compléter et de les consolider lors de travaux futurs, et notamment avec l'analyse de nouveaux cas d'études d'écosystèmes, afin de les rendre plus efficaces et véritablement opérationnelles.

En l'état actuel, les voies identifiées et leurs perspectives se présentent ainsi:

2.8.2. Etape de Pré-analyse (voie 1)

La première voie se situe en amont de l'estimation des indicateurs eux-mêmes (étape de pré-analyse): Elle concerne l'exploration²⁵ et la correction des bases de données elles-mêmes. Nous recommandons cette étape de « prétraitement » comme absolument indispensable lors d'une première utilisation d'une base donnée par un opérateur quel qu'il soit, surtout si la base est peu ou insuffisamment documentée. Dans l'estimation d'indicateurs comme lors de tout traitement de données, l'attention apportée cette pré-analyse est une condition essentielle à la production de résultats fiables et à leur bonne interprétation. Il revient à chaque opérateur, en fonction de chaque base et de l'information dont il dispose sur celle-ci (méta-data et autres connaissances expertes) de définir la meilleure façon de conduire cette pré-analyse, et entre autres d'estimer jusqu'à quel point va lui être nécessaire de pousser son exploration de la base, et d'engager d'éventuelles ré organisations ou corrections de certaines données ou informations qu'elle contient. Néanmoins dans le but de guider et de faciliter la mise en œuvre de cette pré-analyse, nous avons engagé une réflexion et ouvert quelques pistes, à consolider par une documentation future et l'écriture de script R dédiés à cette tâche. Elles se retrouvent dans les modules identifiés au niveau de l'étape « prétraitement » du schéma conceptuel présenté au paragraphe précédent (2.7). Ainsi, pour les bases de données de chalutages scientifiques notamment, la correction des noms taxonomique (expliquées au point 1 du schéma conceptuel R) est une action de prétraitement indispensable à la production de résultats conformes aux standards courants de rigueur et de qualité scientifique. Elle est relativement facile à conduire et même si elle peut s'avérer un longue ou fastidieuse mener à bien lors d'une première utilisation de la base si celle-ci est ancienne. Dans tous les cas, il serait préjudiciable et contre-productif d'occulter cette vérification-correction taxonomique et d'autant plus qu'il s'agit d'un investissement initial dans un travail de pré traitement qui ne sera plus à refaire à l'avenir s'il a été correctement conduit et documenté au départ. Il s'agira seulement de contrôler les nouvelles données et/ou de relancer de manière automatisée cette étape lors d'analyses futures des données de la même base.

C'est le même processus qui se retrouve et des démarches similaires qui devront être engagée vis-à-vis d'un certain nombre d'autres corrections d'erreur ou types de contrôles à conduire par l'opérateur dans son exploration initiale de la base. A titre d'illustration on pourra citer quelques points de vigilance à envisager: la recherche d'abondances négatives, la recherche d'autres types

²⁵ Qualifiée en anglais de « data mining »

données aberrantes ou douteuses (outliers), le contrôle des positions de stations telles que saisies dans la base²⁶ etc....

Ces différents aspects ont fait l'objet des pré-analyses conduites sur les bases de données utilisées pour les pays de notre preuve de concept. Comme mentionné précédemment, les pré-analyses en question devront être complétées pour ces pays et davantage formalisées (via des scripts R notamment et dans des documentations futures) pour être rendues davantage génériques et utiles au traitement de nouveaux cas d'écosystèmes.

2.8.3. Analyses de sensibilité (voie 2)

Le point précédent (pré-analyse) a présenté la voie la plus naturelle pour pallier certains déficits dans qualité des données disponibles par rapport à un traitement donné : travailler à l'amélioration de cette qualité par des vérifications et des corrections sur la base qui les contient. Mais cette voie a ses limites. Il existe en effet des données qui peuvent être imparfaites - incomplètes ou partiellement inadéquates par rapport à un traitement envisagé, comme par exemple l'estimation d'un indicateur donné - sans pour autant être erronées au sens littéral du terme. Dans un tel cas l'opérateur ne peut plus avoir recours à des corrections. Mais s'il estime néanmoins ses données utilisables et le traitement possible, il peut être conduit à faire un ou des choix méthodologiques visant à l'obtention du résultat le plus objectif ou le moins biaisé possible. De tels choix porteront notamment sur la sélection/élimination de certaines données²⁷ et/ou sur façon de faire le traitement. Ces différents choix - qui correspondent à des alternatives de traitement des données- ont évidemment un impact sur le résultat produit. Leur pertinence s'appuie sur essentiellement l'expertise de l'opérateur. Celui-ci devra donc s'attacher à les justifier. Une façon de le faire est d'avoir recours à des analyses de sensibilité. C'est la deuxième piste que nous préconisons pour tenir compte de l'imperfection des données disponibles.

Ainsi, dans le cas des estimations d'indicateurs il s'agira: (1) d'identifier les différentes façons - parmi les plus intuitives et/ou les plus raisonnables - de faire les estimations, ensuite (2) de procéder aux estimations selon ces différentes options, et enfin (3) de comparer les résultats produits à partir de ces différentes options (3). Dans le cas le plus favorable, ces résultats seront globalement similaires entre eux, permettant de conclure que l'imperfection des données n'a probablement que peu d'impact sur le résultat principal recherché. Dans d'autres cas on constatera des différences significatives selon les options de traitement, qui mettront en avant les limites du résultat produit. Ces différences pourront éventuellement guider sur la meilleure façon de faire et dans tous les cas elles seront d'une aide précieuse à l'interprétation correcte des résultats produits.

Un point spécifique sur les analyses de sensibilité est présenté plus loin dans ce document. Il contient des analyses issues d'indicateurs estimés sur les écosystèmes de notre preuve de concept. Ce paragraphe est destiné à illustrer de manière concrète le concept d'analyse de sensibilité prôné dans notre démarche.

2.8.4. Indices de représentativité (voie 3)

²⁶ suivie d'élimination ou corrections des stations positionnées en zone douteuse, comme en zone terrestres ou non accessibles à l'engin d'échantillonnage par exemple

²⁷ Sur quel ensemble ou sous-ensemble de données faire porter le traitement (le calcul d'estimation de l'indicateur)

Une troisième voie tout à fait complémentaire à la précédente peut apporter une aide précieuse à l'interprétation des résultats produits et par conséquent pallier aussi à l'imperfection des données disponibles. Il s'agit de la recherche d'indices de « qualité » ou de « représentativité » des estimations produites. La définition de tels indices n'est pas limitative et relève avant tout de chaque cas particulier²⁸. Là encore nous identifions une voie, une direction dans laquelle s'engager, et non une méthodologie limitante ou exhaustive. Néanmoins deux types d'indices de qualité peuvent être envisagés par défaut car applicables et pertinents dans beaucoup de cas d'estimations d'indicateurs :

- Le premier indice est très classique: c'est le nombre d'observations sur lequel est basé chaque point d'estimation (chaque valeur estimée pour un indicateur donné).
- Le second indice –complémentaire au précédent et assez classique également- est celui du pourcentage de représentativité des données utilisées dans l'estimation. Selon les cas cela pourra être un pourcentage de couverture d'un échantillonnage donné et/ou un pourcentage d'utilisation des données, par rapport à la situation théorique idéale (100% de couverture de la zone ciblée ou de la période de référence ciblée, 100% des données échantillonnées utilisées dans le calcul, etc...).

Là encore, un paragraphe spécifique visant à montrer l'intérêt de l'utilisation ces indices de représentativité est présenté plus loin, basé sur des exemples issus d'indicateurs estimés sur les écosystèmes de notre preuve de concept.

2.8.5. Documentation des bases de données (voie complémentaire)

Aux difficultés engendrées par l'imperfection des données échantillonnées et/ou des bases de données dans lesquelles elles sont stockées et rendues disponibles, s'ajoute bien souvent un déficit dans les métadonnées c'est-à-dire de l'information qui renseigne sur les données elles-mêmes. Notre expérience de travail sur les bases de données réelles – en particulier sur les bases halieutiques ouest-africaines – nous a conduit à constater que la plupart du temps ces bases sont très insuffisamment renseignées (documentées). Ceci veut dire que l'opérateur doit passer du temps et souvent beaucoup d'effort pour comprendre dans le détail les données que ces bases contiennent. De même, au de-là de la simple compréhension des données à traiter, une connaissance de leur structure et de leur portée dans les différentes dimensions (couverture spatiales, temporelle, résolution taxonomiques etc...) est également très utile à acquérir avant d'engager un traitement. De même une information sur l'existence d'éventuelles données manquantes, incomplètes ou douteuses (potentiellement erronées) est aussi d'une grande utilité pour l'opérateur du traitement des données. Cette nécessité a été évoquée au paragraphe traitant de l'étape d'exploration des données (2.8.2.). Notre recommandation est que cette étape soit systématiquement envisagée comme une occasion de procéder à une « documentation » de la base traitée. Autrement dit nous recommandons que l'investissement consenti par l'utilisateur dans son exploration de la base soit valorisé par une contribution à la documentation de la base. Cela peut être réalisé simplement par le fait consigner par écrit toutes les informations retirées de cette exploration, ou au moins celles jugées utiles pour de futurs utilisateurs de la base. Le format de cette documentation importe peu (fichier attaché à la base, commentaires et/ou données ajoutées dans la base, etc..). Le choix de la meilleure formule de documentation est laissé à l'appréciation de chaque opérateur. L'essentiel étant que les informations consignées soient rigoureusement et clairement exposées.

²⁸ tel ou tel indice de représentativité va être adapté et pertinent (ou pas) dans le cas de tel ou tel indicateur, estimé à partir de tel ou tel échantillonnage et jeu de données.

2.8.6. Traitement statistique des estimations réalisées (voie complémentaire)

Une dernière voie complémentaire aux trois précédentes dans son apport à la prise en compte de la « qualité » des données disponibles pour les estimations d'indicateurs est celle qui consiste à faire un traitement statistique des résultats produits. Le recours à des analyses statistiques très poussées n'entre pas directement dans notre démarche indicateurs (nous la voulons très simple et facilement reproductible). Néanmoins dans certains cas le recours à de tels traitement (test d'hypothèses paramétriques ou non, calculs d'intervalles de confiance etc...) peut être utile pour étayer et/ou mieux interpréter les résultats produits. Il s'agit d'une voie complémentaire qui pourra être explorée à l'avenir (faire l'objet d'une réflexion spécifique avec une documentation et des scripts dédiés).

2.9. Des indicateurs calculés au niveau local vs au niveau global

Le dernier point de cette série des principes directeurs de notre démarche concerne l'estimation elle-même – c.a.d. le processus de calcul - de chaque indicateur. Il concerne potentiellement tous les types d'indicateurs. Il s'agit du choix du niveau de granulométrie spatio-temporelle auquel le calcul d'estimation est réalisé. Autrement dit, c'est le choix de l'échelle spatio-temporelle à laquelle la formule mathématique de calcul de l'indicateur va être appliquée dans les scripts R²⁹. Ce choix est en lien direct avec celui de la strate spatio-temporelle ciblée dans l'étude – c.a.d. l'échelle de représentativité ou de couverture spatio-temporelle des estimations numériques à réaliser - mais ces deux types de choix sont distincts et ils ne doivent pas être confondus.

Ainsi quelque soient les échelles spatiale et temporelle visées par les estimations à réaliser sur indicateur donné, on peut distinguer deux niveaux principaux d'application de la formule de calcul l'indicateur: à savoir le niveau global (G) et le niveau local (L). Le niveau global est défini par la granulométrie spatio-temporelle de l'étude: il correspond à celui de la strate de représentativité visée. Le niveau local est défini par la granulométrie des données disponibles pour l'estimation: il dépend donc de l'échantillonnage qui a permis d'acquérir ces données.

Avant toute estimation d'un indicateur donné, on va devoir choisir auquel de ces deux niveaux on va appliquer la formule d'estimation: au niveau Global ou au niveau Local? Le choix du niveau global peut être envisagé par défaut car c'est le plus direct par rapport au résultat final attendu³⁰ et c'est aussi le plus simple à mettre en œuvre³¹. Néanmoins selon les types d'indicateurs (leur formule) et selon les données disponibles, ce choix n'est pas forcément le plus pertinent. On peut avoir intérêt à procéder d'abord à des calculs d'estimations à une échelle spatio-temporelle plus petite (cad faire des estimations « locales » de l'indicateur) avant d'en faire la moyenne pour aboutir à une valeur d'estimation représentative de l'échelle « globale » visée.

Selon les indicateurs et la structure de l'échantillonnage (et donc des données disponibles) les deux options de calcul pourront être relativement proches en termes de résultat final. Dans ce cas peu importe l'option choisie. Dans d'autres cas (i.e. pour d'autres d'indicateurs), les résultats produits vont être très différents selon l'une ou l'autre des options et les valeurs estimées n'auront pas du tout la même signification ni la même pertinence par rapport à l'objectif visé (la significativité de l'indicateur). L'opérateur devra donc faire un choix raisonné.

²⁹ au niveau le plus fin de l'échantillonnage (coup de chalut ou échantillon de base) ou à un niveau supérieur (après regroupement des données des échantillons concernés)?

³⁰ Le résultat d'estimation se trouve d'emblée dans la strate spatio-temporelle visée

³¹ sous R le calcul fait appel à des scripts plus simples

Cette question est donc loin d'être anodine. Elle sera illustrée plus loin (au paragraphe sur les analyses de sensibilité) par des exemples de calcul tirés de notre preuve de concept.

3 Indicateurs de base: les Indicateurs de suivi des assemblages de poissons et d'état des pêcheries

Les principaux types d'indicateurs et de données utilisées

Pour définir un set d'indicateurs écosystémiques de base nous sommes partis des acquis du consortium Indiseas. La liste des indicateurs que nous préconisons d'utiliser par défaut et que nous avons mis en oeuvre pour partie dans notre preuve de concept est celle des indicateurs identifiées et expérimentées dans indiseas et qui sont décrits dans un certain nombre de publications issues de ces travaux (Shin *et al.* 2010a; Shin *et al.* 2010b; Shannon *et al.* 2010; Coll *et al.* 2010). Les principaux d'entre eux sont rappelés dans les annexes 1 et 2. Dans notre approche les indicateurs indiseas sont complétés par d'autres indicateurs issus de travaux d'autres auteurs et/ou couramment utilisés en écologie. Par exemple cela pourra concerner divers indices de diversité taxonomiques ou encore des indices de dominance, comme cela a été expérimenté sur les cas d'études de notre preuve de concept. Mais cela pourra aussi être des indices de diversité fonctionnelles tels que ceux utilisés en Guinée par Camara (2016).

Parmi ces indicateurs on distingue différents types en fonction des données utilisées et de la cible qu'ils décrivent : Soient :

- Des indicateurs représentatifs des abondances et de la structure taxonomique et/ou fonctionnelle des communautés de poissons (ou de la macrofaune marine) dans le milieu. Ces indicateurs sont calculés à partir de données d'échantillonnages scientifiques (campagnes de chalutage scientifiques avec protocoles standardisés)
- Des indicateurs représentatifs de la structure des captures prélevées par la pêche commerciale. Ils sont calculés à partir de données dites de « statistiques de pêche » (données d'enquête de la pêche commerciale, enquêtes aux débarquements et/ou réalisées par des observateurs à bord, données des livres de bord et/ou tous types de déclarations (d'exportation, de douane, etc...)) et de données produites par le secteur halieutique pour ses besoins de suivi et de gestion.
- Des indicateurs de mesure de l'activité de pêche commerciale et de son intensité (efforts de pêches et autres données générales sur les moyens de production). Comme pour le groupe précédent ces indicateurs sont basés également sur des données de statistiques de pêches.
- Des indicateurs socio-économiques du secteur. Ils sont également basés sur des statistiques de pêches et complétés par d'autres données de suivi socio-économiques du secteur.
- Des indicateurs environnementaux, calculés pour décrire les caractéristiques biotiques et/ou abiotiques de l'environnement marin (de l'écosystème) dans lequel évoluent les assemblages de poissons et/ou de macrofaune marine ciblées par les indicateurs de notre premier groupe (c.a.d les communautés et groupes cibles de l'exploitation halieutique). L'origine des données pour ces indicateurs est très diverse selon les types d'indicateurs et ne peut être détaillée ou précisée ici (Cela pourra être des données issues d'échantillonnage en mer, des données issues de mesures satellitaires, etc...).

Des exemples d'indicateurs de ces différents groupes ont été mis en oeuvre dans notre preuve de concept (Thiaw *et al.* 2023). L'étude en question en fournit une illustration plus concrète.

Données additionnelles :

Certaines données ou informations sont parfois nécessaires pour le calcul de certains indicateurs. Ce sont par exemple:

- 1) Des Informations sur les caractéristiques bio-écologiques des espèces (ou des taxons) qui composent les communautés ciblées (assemblages de faune sur lesquels sont calculées) : Un fichier contenant ces caractéristiques doit donc être préparé en amont³². C'est à ce fichier de « donnée biologique des espèces » qu'il est fait référence dans le schéma conceptuel du traitement sous R présenté au paragraphe 2.8. Il contient en ligne les nom des espèces et en colonnes une série de variables (quantitatives ou qualitatives) codant les principales caractéristiques biologiques et/ou traits de vie des espèces en question (ex durée de vie moyenne, taille max à l'âge adulte, niveau trophique de l'espèce, etc...). Pour les poissons (le principal groupe ciblé par nos indicateurs) ces informations sont téléchargeables directement en ligne sur le site de fishbase. Cette procédure qui a été suivie et intégrée dans nos scripts pour les indicateurs des trois pays de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023).
- 2) Des informations sur la phylogénie des espèces (taxons) : idem, ces informations sont disponibles sur internet. Elles pourront être utilisées pour le calcul de certains indicateurs de biodiversité et/ou pour des analyses de données ultérieures (sur l'interprétation des indicateurs et/ou dans le cadre d'analyses plus fines variations observées dans les communautés et sur leurs causalités³³.
- 3) des informations sur la nomenclature officielle et actualisée des espèces traitées. Pour une mise à jour des noms taxonomiques utilisées dans les bases de données, soit la réactualisation des noms d'espèces en fonction de l'évolution des connaissances (remplacement pour adoption du nom valide actuel et regroupement des synonymies d'espèces le cas échéant). Pour les poissons cette information est encore disponible sur internet via Fishbase. La procédure a été mise en oeuvre dans notre preuve de concept et via la constitution du fichier dit de « correction taxonomique » présenté dans le schéma conceptuel du traitement sous R au paragraphe 2.8.

Descripteurs macroscopiques de l'évolution du secteur pêches (Captures et effort)

Il s'agit des indicateurs de mesure de l'activité de pêche commerciale et de son intensité (efforts de pêches et autres données générales sur les moyens de production) et ceux de quantification des captures annuelles (totales et/ou par grands types de pêcheries et/ou de ressources). On parlera plutôt de descripteurs que d'indicateur lorsque que les données sont incomplètes et/ou incertaines, mais il n'y pas de distinction fondamentale entre ces deux appellations. Dans notre démarche, ces « descripteurs d'évolution du secteur » sont importants et ils ont vocation à être traités et analysés conjointement aux autres types d'indicateurs.

³²Les données servant à alimenter ce fichier peuvent être trouvées sur internet et téléchargées dans ce fichier.

³³ Ce point sur le fichier de phylogénie concerne une potentialité d'analyses ultérieures. Elle n'a pas été mise en oeuvre dans les indicateurs relatifs aux études de cas traités à ce stade dans notre preuve de concept

Indicateurs issus de données de campagnes scientifiques

Ces indicateurs de biodiversité sont potentiellement nombreux nous en présentons quelques un ci-dessous parmi les plus importants, et utilisés dans notre preuve de concept. Nombre d'entre eux ont été élaborés et/ou utilisés aussi dans le cadre des travaux indiseas.

Les annexes 1 à 3 apportent des compléments d'information théoriques et pratiques sur ces indicateurs « indiseas ». On pourra se référer aussi aux travaux Kleisner et al. (2010).

A ces indicateurs indiseas nous en avons ajoutés d'autres ici et expérimentés dans notre preuve de concept (indices de diversité, courbes de dominance). Mais là encore la liste présentée ci-dessous est le fruit d'une non exhaustive.

Indice de Biomasse B

C'est le premier indicateur de cette liste basée sur les données de campagnes, car c'est le plus général, le plus simple³⁴, le plus intuitif et le plus couramment estimé dans le cadre de monitoring de « zones de pêches » ou d'écosystèmes fortement exploités ou soumis à pollutions ou à d'autres types de pressions.

En accord avec la démarche indiseas, cet indicateur est une estimation de la biomasse totale³⁵ de la communauté ciblée (poissons totaux ou macrofaune totale), exprimée de deux façons possibles : (1) en valeur absolue (t) à l'échelle de l'écosystème ou bien (2) en termes de densité ou biomasse par unité de surface (en Kg/km²)³⁶. Dès lors que ce intéresse l'évaluateur dans un suivi de biomasse c'est avant les variations au cours du temps et/ou dans l'espace, nous préconisons l'emploi d'indices B exprimés en densité. Les biomasses absolues sont en effet difficiles à estimer (plus que des indices relatifs) et sont également plus difficiles à interpréter lors de comparaisons entre des écosystèmes de tailles différentes.

Pour le calcul de la biomasse totale ou de l'indice de biomasse, toutes les espèces échantillonnées sont concernées.

Ces calculs de biomasse mettent en oeuvre des formules disponibles dans la littérature et basées sur des règles simples de trois: on évalue la biomasse dans l'écosystème à partir de la biomasse échantillonnée, selon le rapport surface chalutée/ surface totale de l'écosystème (ou unité de surface d'écosystème).

Pour avoir une meilleure estimation de la biomasse dans l'écosystème il est souhaitable d'insérer un coefficient de capturabilité, pour tenir compte du fait que certaines espèces peuvent s'échapper au passage du chalut. La plupart des auteurs utilisent un coefficient de 0.5. On peut encore raffiner l'estimation en utilisant des coefficients différents en fonction des espèces (et de leurs caractéristiques de capacité d'évitement) mais cela nécessite le recours à des hypothèses plus complexes et donc plus difficiles à justifier, sans garantie que l'amélioration soit réelle. Dans tous les cas il faut expliquer l'option choisie et justifier les coefficients.

³⁴ En théorie du moins, car dans la pratique certaines précautions doivent être prises et des hypothèses émises pour arriver à la meilleure estimation possible en fonction du protocole d'échantillonnage sensu lato et donc des données disponibles.

³⁵ Biomasse instantanée moyenne présente sur la zone sur la période considérée (ici sur l'année)

³⁶ Les deux ont été expérimentés dans notre preuve de concept

Si on s'intéresse essentiellement aux variations d'abondances, plus qu'aux valeurs absolues de celles-ci (de toutes façons difficiles à connaître) l'introduction dans le calcul d'un coefficient de capturabilité n'est pas forcément nécessaire, sauf à des fins de comparaison avec des estimations faites dans d'autres études et par d'autres auteurs. Dans ce cas il faudra standardiser les deux séries d'estimations, en utilisant des hypothèses de capturabilité communes, si on veut pouvoir interpréter correctement les comparaisons.

Niveau trophique de la communauté

Le niveau trophique de la communauté est le niveau trophique moyen de la biomasse. Il calcule le niveau trophique des espèces échantillonnées (TLs) en utilisant la proportion d'organismes échantillonnés (Bs) par rapport à la biomasse totale (B). Toutes les espèces pêchées lors des campagnes scientifiques doivent être incluses (exploitées et non exploitées).

$$TL_{co} = \frac{\sum_s TL_s \cdot B_s}{B}$$

Durée de vie moyenne

La durée de vie moyenne est l'indicateur du taux de renouvellement. Elle traduit l'idée que la pêche favorise l'émergence d'espèces à courte durée de vie. La pêche peut affecter la longévité d'une espèce donnée (plasticité phénotypique et sélection génotypique), mais l'objectif ici n'est pas de suivre ces effets au niveau de l'espèce, mais plutôt de suivre les changements dans la composition des espèces.

La durée de vie moyenne est calculée pour les espèces rencontrées lors des campagnes. La longévité est fixe pour chaque espèce. La durée de vie peut varier sous la pression de la pêche, mais elle en pratique impossible à mesurer c'est pourquoi nous avons conventionnellement adopté la longévité maximale observée pour chaque espèce (cf. notion d'indicateur proxy).

$$\sum_s (age_{max, s} B_s) / \sum_s B_s (years)$$

Richesse spécifique (S)

C'est le nombre d'espèces différentes présentes dans l'échantillon et/ou et/ou l'écosystème considéré. Plus ce nombre est élevé, plus l'écosystème considéré (ou la communauté échantillonnée) est diversifié. A ce titre la Richesse est souvent classée comme un indice de diversité, le plus simple d'entre eux (cf groupe d'indicateur présenté ci-après). Pour éviter les confusions nous préférons cependant les présenter séparément.

Bien qu'il soit très simple en théorie, l'utilisation pratique de cet indicateur n'est pas sans poser des difficultés d'estimation (inhérents à la nature imparfaite des données récoltées et de l'échantillonnage pratiqué) et nécessite donc certaines précautions d'interprétation. Ces aspects seront traités plus loin, dans le cadre des autres indices de diversité et dans celui des analyses de sensibilité.

Indices de Diversité

Les indices de diversité sont nombreux en écologie. Par défaut nous recommandons l'utilisation du plus courant, connu sous le nom d'indice de diversité de Shannon (Shannon, 1949). Il est décrit et sa formule est rappelée dans l'annexe 5.

On pourra y ajouter quelques indices complémentaires également fréquemment utilisées tels que l'indice de Piélou ou équitabilité de Piélou (Piélou, 1966), celui de Hill (1949) et celui de Simpson

Certains de ces indices ont été déjà utilisés pour des suivis au cours du temps dans des écosystèmes d'Afrique de l'Ouest (Domalain et al., 2004). Notre document d'analyses et preuve de concept (Thiaw et al. 2023) réactualise les résultats de ces travaux passés.

Pour rappel les indices que nous avons utilisés sur le cas d'étude de notre preuve de concept :

Les indices de diversité N1 de Hill, fonction exponentielle de l'indice H' de Shannon et N2, réciproque de l'indice de Simpson, sont choisis pour leur complémentarité :

$$N1 = \exp(-\sum p_i \ln(p_i))$$

$$N2 = 1 / \sum p_i^2$$

où p_i est la proportion de l'espèce i en nombre (= effectif de l'esp i / effectif total) ou bien en poids (= Biomasse de l'espèce i / Biomasse totale) ³⁷

L'indice N2 est plus sensible à la présence des espèces les plus abondantes puisque chaque proportion est élevée au carré, alors que pour N1 chaque proportion est pondérée par son logarithme (Hill 1973). Contrairement à N2, l'indice N1 est plus sensible à l'effort d'échantillonnage. Les deux indices N1 et N2 dépendent cependant de la richesse spécifique (S), c'est-à-dire le nombre d'espèces et de l'équitabilité (E) de répartition des individus entre espèces. Lorsque toutes les proportions entre taxons sont identiques, $E = 1$. L'équitabilité est calculée selon la formule :

$$E = \ln(N1) / \ln(S)$$

Remarques complémentaires concernant les indicateurs de diversité :

- 1) Comme cela a été évoqué à propos de l'indice de Shannon les indices de diversité peuvent tous être estimés et interprétés en termes d'effectifs des espèces considérées (N, nombre d'individus) mais ils peuvent l'être aussi en terme de biomasse de ces espèces (B). En fonction des données disponibles et/ou objectifs de l'analyse un choix ou l'autre pourra être fait. On pourra aussi comparer les différences observées en fonction de ces deux options (= analyse de sensibilité relative à ce choix)
- 2) Ces différents indices de diversité (y compris la Richesse S) peuvent être calculés, selon les mêmes formules à d'autres niveaux taxonomiques que celui l'espèce: par

³⁷ L'utilisation courante de la diversité de Shannon est basée sur les effectifs (nombres d'individus par espèces). C'est donc une diversité relative aux effectifs mais rien n'empêche de calculer une diversité similaire sur les poids (basée sur les mêmes équations mais en utilisation des proportions de biomasse). Cette alternative peut être très utile et justifiée en échantillonnage halieutique, lorsque les données de biomasses sont privilégiées et parfois les seules disponibles (cas du Sénégal dans notre preuve de concept).

exemple au niveau du genre³⁸ ou de la famille etc... Cette possibilité doit être gardée à l'esprit et peut être pertinente dans certains cas ou pour des analyses complémentaires.

- 3) La qualité des données de campagnes de chalutages scientifiques courantes et/ou des données halieutiques en général, surtout dans les milieux riches en espèces, fait qu'on dispose rarement d'une détermination exhaustive jusqu'à l'espèce de l'ensemble des échantillons. Dans ce cas des choix sont à faire³⁹ et à expliquer (à documenter dans la méthodologie de l'étude) et à prendre en compte dans l'interprétation des résultats produits.
- 4) Les indices de diversité présentés ici sont calculés sur une base taxonomique (des proportions par espèces ou groupes d'espèces). Ils reflètent donc une diversité « spécifique » ou « taxonomique ». On peut aussi trouver et calculer des indices équivalents pour la diversité fonctionnelle. Diverses références décrivant ces indicateurs sont disponibles dans la littérature et dans la thèse de Camara () les qui a mis en oeuvre sur les données de la Guinée.

Courbes de dominance (ABC curves) et W

Plus qu'un simple indicateur, il s'agit ici d'un traitement sur la compositions des communautés qui est destiné à évaluer l'état de stress (ou de non stress) dans lequel se trouvent ces communautés. Cela est fait par l'observation des dominances spécifiques et de la balance de ces dominances entre les espèces de grandes tailles (plus dominantes dans les milieux non stressés) et celles de petites tailles (espèces pionnières, résistantes ou re-colonisatrices de milieux perturbés).

En milieu marin, la méthode a été originellement utilisée pour évaluer le stress de des communautés benthiques soumise à pollution (marée noire). Mais elle été expérimentée aussi par la suite sur des communautés de poissons soumis à forte pression de pêche (Jouffre and Inejih 2005). Nous renvoyons à ce travail pour plus d'information sur la méthode, sa théorie et son application sur les données de poissons.

L'avantage de cet indicateur est qu'il propose une évaluation « instantanée »⁴⁰ du niveau de stress. Ainsi une telle évaluation est possible à partir d'une seule campagne d'échantillonnage ce qui rarement - ou plus difficilement - le cas des autres indicateurs de biodiversité⁴¹.

Le résultat principal de ce traitement se présente sous forme d'un graphique superposant les deux courbes de classement (Ranking) des dominances en effectifs (N) et en biomasses (B). Ce

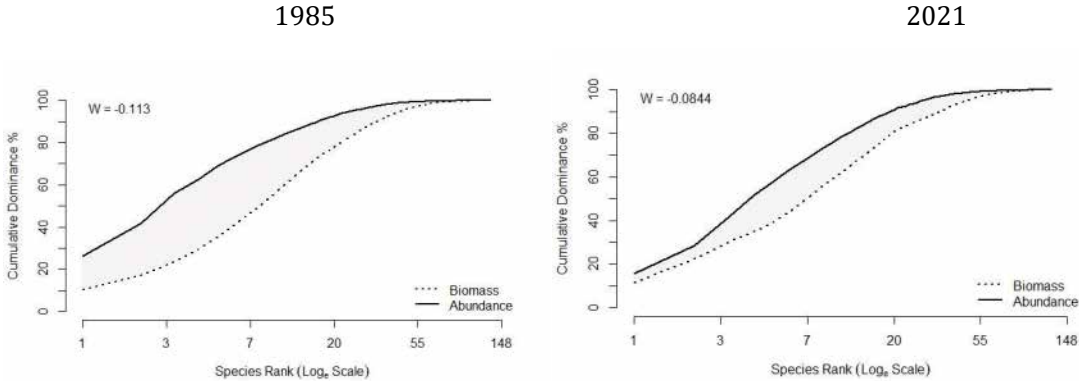
³⁸ On ne parlera plus de diversités ou de richesse « spécifiques » mais par exemple « générique ».

³⁹ Par exemple n'utiliser qu'une fraction de l'échantillon (celle déterminée spécifiquement) ou le traiter comme tel en faisant l'hypothèse que ce défaut de données n'a pas d'impact majeur? Aucune solution n'est idéale. Ce sont chacune des proxys de l'indicateur original. Mais le choix à faire est incontournable, d'où l'utilité de bien documenter la méthodologie et si possible d'avoir recours à des analyses de sensibilité (comparaison des résultats produits par les deux options).

⁴⁰ A une date donnée

⁴¹ Pour lesquels une série de valeurs d'estimations est souvent nécessaire: pour observer des tendances et les interpréter en terme d'impact de la pêche.

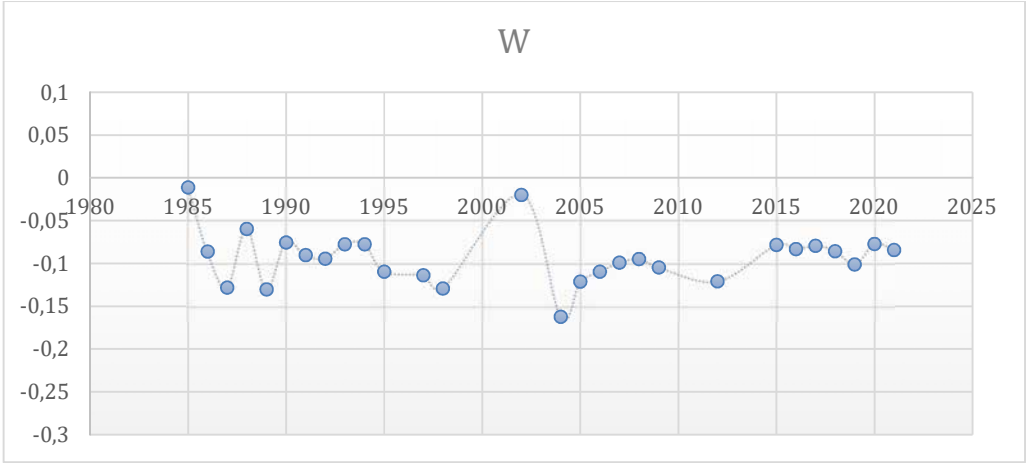
résultats peut aussi être réduit à son résumé le plus informatif représenté par la valeur du paramètre W . Ce paramètre mesure l'aire entre les deux courbes de dominances (des B et des N) et son signe (négatif ou positif) indiquant la position relative de ces courbes. On revoie à Jouffre et Inejih (2005) pour plus d'informations et ci-dessous on présente une illustration pour la Guinée (deux évaluations pour les années 1985 et 2021)⁴².



Interprétation : : Le signe négatif du W indique une communauté stressée dans les deux cas (mais peu de différence d'intensité de stress entre les deux années car les leurs de W sont proches).

NB L'analyse peut être reconduite - et avec elle ce paramètre W évalué - au cours du temps, d'année en année (ou à chaque nouvelle campagne de chalutage scientifique).

On peut ainsi en faire un graphique d'évolution temporelle, comme pour un indicateur simple dont on va interpréter les variations et les tendances observées. C'est ce qui a été fait sur une serie d'année pour la Guinée:



Année	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1997	1998	2002
W	0,011	0,086	0,128	-0,06	-0,13	0,076	-0,09	0,095	0,078	0,078	-0,11	0,114	0,129	-0,02
Année	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2012	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
W	0,162	0,121	-0,11	0,099	0,095	0,105	0,121	0,078	0,083	0,079	0,086	0,101	0,077	0,084

⁴² Voir aussi notre preuve de concept (Thiaw et al 2023) où des évaluations décennales ont été réalisées et présentées pour les trois pays Mauritanie, Sénégal et Guinée

Indicateurs issus de statistiques de pêche commerciale

Efforts et captures (totales et/ou par pêcheries ou groupes de ressources),

A ce groupe des indicateurs issus de statistiques de pêche commerciale se rattachent certains indicateurs très communs et généraux en halieutique et que nous avons évoquées plus haut sous le terme descripteurs du secteur pêches. Ce sont des indicateurs essentiels mais souvent négligés alors que les données pour les calculer sont souvent des données « publiques »⁴³. Nous les avons commentés plus haut pas besoin de développer davantage (simple rappel ici).

Niveau trophique des captures

Les données requises concernent toutes les espèces débarquées après une opération de pêche commerciales. Les niveaux trophiques de ces espèces peuvent être calculés à partir du modèle Ecopath ou à partir des données de contenus stomacaux de ces espèces. Au cas contraire/échant, les estimations des niveaux trophiques dans Fishbase sont utilisées.

1/(landings/biomass)⁴⁴

Cet indicateur indique la pression de pêche globale au niveau de la communauté. Il est utilisé en prenant l'inverse du rapport entre les débarquements totaux et la biomasse des espèces retenues. Cet indicateur permet de regarder les tendances, par contre les indices de biomasse peuvent être utilisés (mais ils doivent être cohérents pour toutes les espèces et pour toute la série chronologique).

Indice moyen de vulnérabilité intrinsèque

L'indice moyen de vulnérabilité intrinsèque des captures de poissons (IVI) pondère l'indice de vulnérabilité intrinsèque de chaque espèce de poisson capturée (IVI) et la proportion de cette espèce dans les captures de poissons (Y_s) par rapport aux captures totales de poissons (Y) (Cheung et al. 2007 ; Cheung et al. 2005). L'IVI est basé sur les traits d'histoire de vie et les caractéristiques écologiques des espèces et varie de 1 à 100, 100 étant la valeur la plus vulnérable (Cheung et al 2007). Il peut être calculé en pondérant l'indice de vulnérabilité intrinsèque de chaque espèce de poisson exploité (IVIs) et la proportion de cette espèce dans les captures de l'année t (Y_{s,t}) par rapport aux captures totales de l'année t (Y_t).

$$IVI_t = \frac{\sum_s IVI_s \cdot Y_{s,t}}{Y_t}$$

Cet indicateur peut-être faire l'objet d'une évaluation et d'une étude plus approfondies. L'indice de vulnérabilité intrinsèque pour chaque espèce de poissons doit être extrait de Cheung et al. 2007 (matériel supplémentaire) ou de FishBase. Les estimations des IVI sont disponibles auprès de Cheung et al. 2007, et de FishBase (www.fishbase.org-see à la fin du site de l'espèce, sous Vulnérabilité), ou calculées manuellement (vous pouvez calculer l'indice de vulnérabilité avec des paramètres spécifiques de votre espèce en utilisant un fichier Excel).

⁴³ L'expérience de nos cas d'études en Afrique de l'Ouest montre cependant que ces données sont parfois difficilement accessibles et/ou incomplètes et/ou incertaines (divergentes selon les sources). D'où l'effort et l'attention qui doivent être portés à l'estimation ce type de d'indicateurs).

⁴⁴ Utilisé et dans Indiseas. Surtout utile quand on ne dispose pas de descripteurs plus directs de l'activité et de la pression de pêche

Niveau trophique moyen des captures

Le niveau trophique moyen des captures (MTL) est le niveau trophique moyen de la capture débarquée d'organismes dont le TL est $\geq 3,25$ (Pauly et Watson 2005). La période est la première année pour laquelle des données sont disponibles jusqu'à la dernière année disponible.

Le niveau trophique moyen des débarquements calcule le niveau trophique moyen des espèces débarquées (s) dont le niveau trophique (TLi) est égal ou supérieur à 3,25 en utilisant la proportion d'organismes débarqués (Yi) par rapport à l'ensemble de la capture (Y).

4 Autres indicateurs: Indicateurs de l'environnement s.l.

Indicateurs de biodiversité des autres compartiments

Lorsque des données sont disponibles sur d'autres compartiments que celui des poissons et autres de la macrofaune, il est possible et souhaitable d'en extraire des séries d'indicateurs de biodiversité générale et/ou de biodiversité tels que ceux présentés plus haut pour les assemblages de poissons et de macrofaune associées. On pense en particulier aux compartiments plancton (micro, macro, phyto, zoo, ichtyo, méduses...). On trouvera des exemples de données ouest-africaines sur ces compartiments dans Badji et al. (2016) et dans Licandro et al. (2023, livrables Demerstem 4.1.).

Indicateurs de l'environnement hydro-climatique

Les indicateurs auxquels on fait référence ici sont ceux qui dans certaines études sont qualifiées de « variables » de l'environnement hydro-climatiques ou bien de « paramètres » de l'environnement marin. Ils sont potentiellement nombreux et variés, mais en pratique il est souvent difficile d'en disposer ou d'avoir les données pour les estimer sur la période et la zone qui nous intéressent.

Pour l'Afrique de l'Ouest on peut citer notamment les travaux de Demarcq *et al.* (2014) dans lequel on trouvera des exemples de ce type d'indicateurs, et particulièrement ceux issus de données d'origine satellitaire tels que des indicateurs de vitesses du vent, d'indices d'upwelling, de T° de surface de la mer (SST) et de chlorophylle a (CLHA)

Sur ce cas particulier de ces indicateurs un focus est présenté au paragraphe. En complément de ce rappel théorique, les valeurs numériques des principaux d'entre eux ont été estimées, à partir d'extractions réalisées sur les trois pays cibles de notre preuve de concept ainsi qu'à l'échelle régionale de la zone côtière ouest-africaine (du Nord de la Mauritanie au Sud de la Guinée). Les résultats de ces estimations sont compilés dans des tableaux présentés en annexe (Annexes 6 à 9).

Indicateurs socio-économiques du secteur pêches

On citera ici pour mémoire ce type d'indicateurs que nous avons aussi évoqué plus haut. La difficulté en Afrique de l'Ouest, est de disposer des données nécessaires (et/ou de réunir les spécialistes et les moyens de collecte) pour pouvoir les calculer et les suivre périodiquement. On trouvera dans Bundy *et al.* 2010, des pistes de recherches et autres informations sur ce sujet. Nous n'avons pas pu en mettre en œuvre dans notre preuve de concept faute de données suffisantes disponibles et/ou facilement accessibles. C'est un point à consolider en Afrique de l'Ouest.

Indicateurs d'autres pressions d'origine anthropiques ou autres sur l'écosystème

Comme pour ceux du paragraphe précédent, ce type d'indicateurs est cité pour mémoire ici. Cela pourra concerner - et être pertinent ou pas selon les écosystèmes – divers domaines et types de pressions. Soient: des indicateurs de pollutions marine, d'activité d'extractions gazière ou pétrolière, d'aménagement d'infrastructure portuaires ou autres, de trafic maritime, etc...

5 Indices de représentativité des estimations

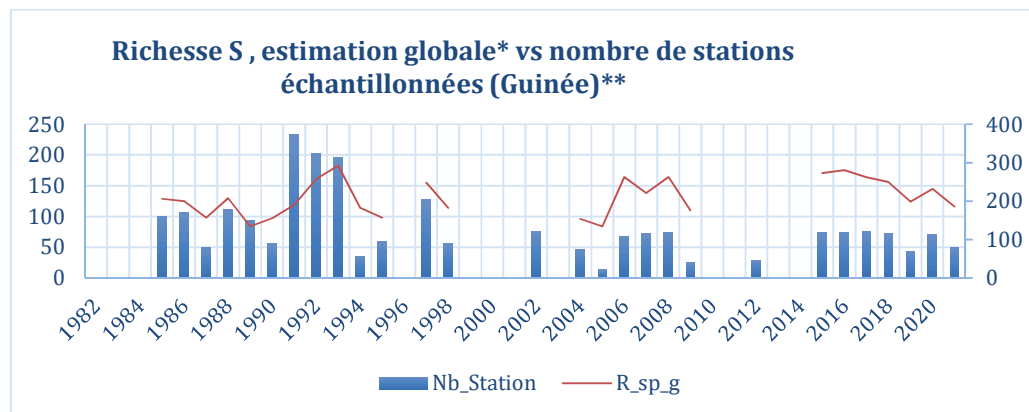
Dans les principes directeurs de la présente méthode nous avons évoqué deux types principaux d'indice de qualité ou de représentativité des estimations. Ce sont : (1) le nombre d'observations (sur lequel est basée chaque estimation) et (2) du pourcentage de représentativité des données utilisées dans l'estimation (et/ou pourcentage de couverture des données disponibles pour l'estimation).

Nombre d'observations

Il un indice dont l'intérêt évident du point de vue statistique n'est plus à démontrer. Son intérêt est particulièrement crucial dans le cas de certains indicateurs qui nécessitent un effort d'échantillonnage important pour arriver à une estimation fiable. Un cas typique et extrême de cette situation est illustré par l'indice de richesse spécifique (S) présenté ci-dessous.

-Résultat de cette estimation concernant l'écosystème de Guinée :

Evolution de la richesse totale annuelle estimée à partir des données de campagnes et indication du nombre de stations (coup de chalut) échantillonnées



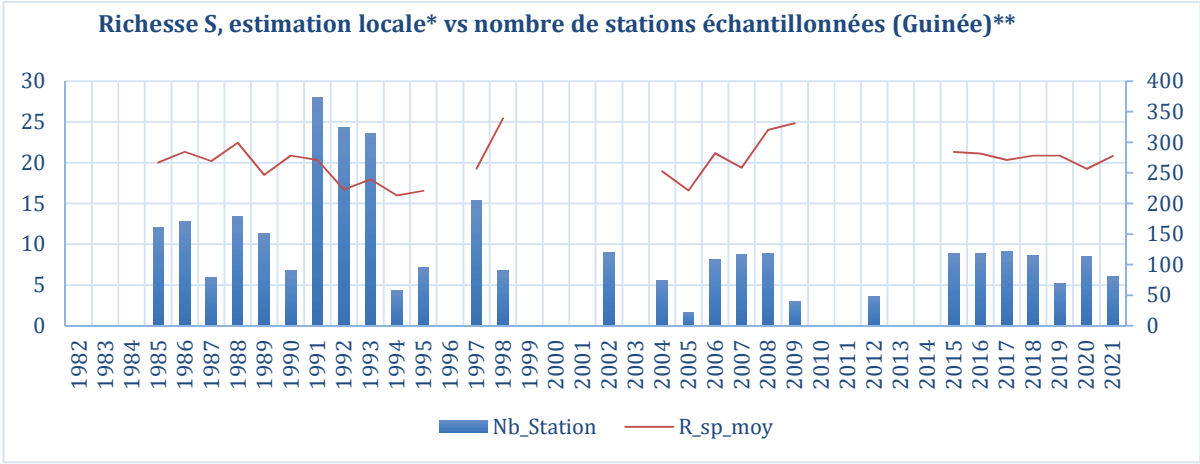
(*) Ici l'estimation de richesse est réalisée niveau global (G) : c'est-à-dire qu'on comptabilise pour chaque année le nombre d'espèces total rencontrées dans tous échantillons (coups de chalut) de l'année.

(**) L'échelle des abscisses à droite se rapporte à la richesse (S), à gauche le Nb de station

On voit dans la figure que les valeurs annuelles estimées pour S sont très dépendantes du nombre de coups de chalut réalisés et donc que l'estimation en question (S, global) n'est pas du tout fiable. Cela vient du fait que, dans un milieu aussi diversifié et avec de nombreuses espèces rares, l'effort d'échantillonnage consenti est généralement insuffisant pour permettre la capture et donc le recensement de toutes les espèces présentes dans le milieu.

Par contre chaque cout de chalut étant standardisé (même du durée et même protocole de chalutage) on peut penser que la richesse spécifique moyenne par station estimée annuellement

est plus stable et surtout dépendante du nombre de stations. C'est ce résultat qui présenté -pour les mêmes données (Guinée) dans le graphique ci-dessous



(*) Ici l'estimation de richesse est réalisée niveau global (L) : c'est-à-dire qu'on comptabilise au niveau local pour chaque station (coups de chalut) le nombre d'espèces rencontrées dans l'échantillon et on fait ensuite pour chaque année une moyenne de ces richesses stationnelles, c'est l'évolution de cette moyenne qui est suivie au cours du suivi au cours du temps (indice annuel de richesse locale)..

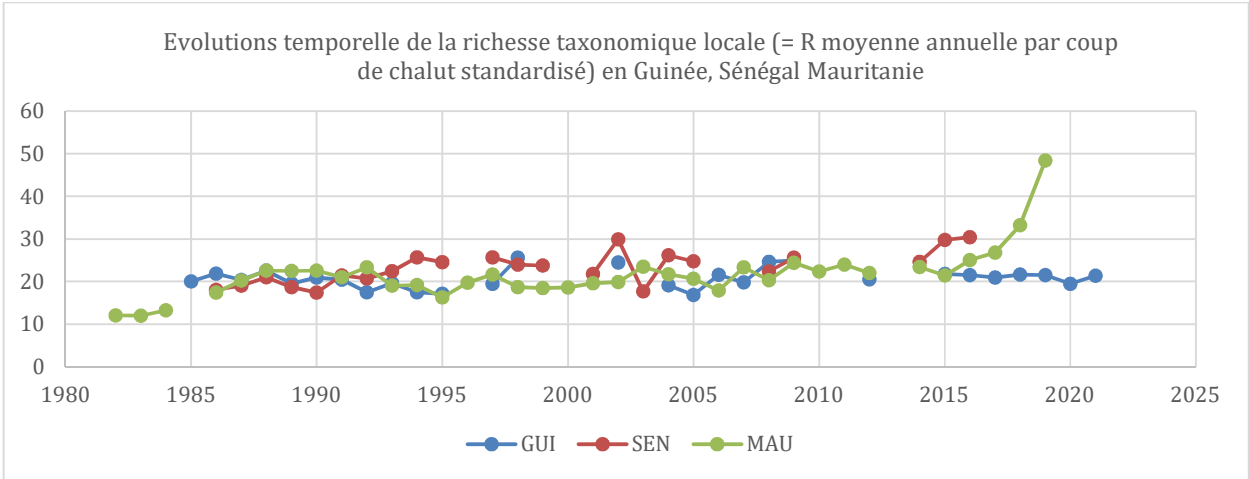
(**) L'échelle des abscisses à droite se rapporte à la richesse (S), à gauche le Nb de stations

L'hypothèse de moindre sensibilité à l'effort d'échantillonnage de l'estimation de richesse locale par rapport à l'estimation globale se vérifie dans le graphique.

Ce type de résultat illustre accessoirement l'intérêt d'envisager les deux types d'estimations globales et locales pour les indicateurs et de faire le choix le plus pertinent par rapport à l'indicateur à suivre.

Dans le cas de la richesse S c'est clairement le niveau L. et c'est celui qui a été adopté pour des comparaisons régionales, impliquant les trois pays de notre preuve de concept.

La figure ci-dessous présente le résultat obtenu:



Pourcentage de représentativité des données utilisées pour l'estimation

Le cas typique po

6 Analyses de sensibilité

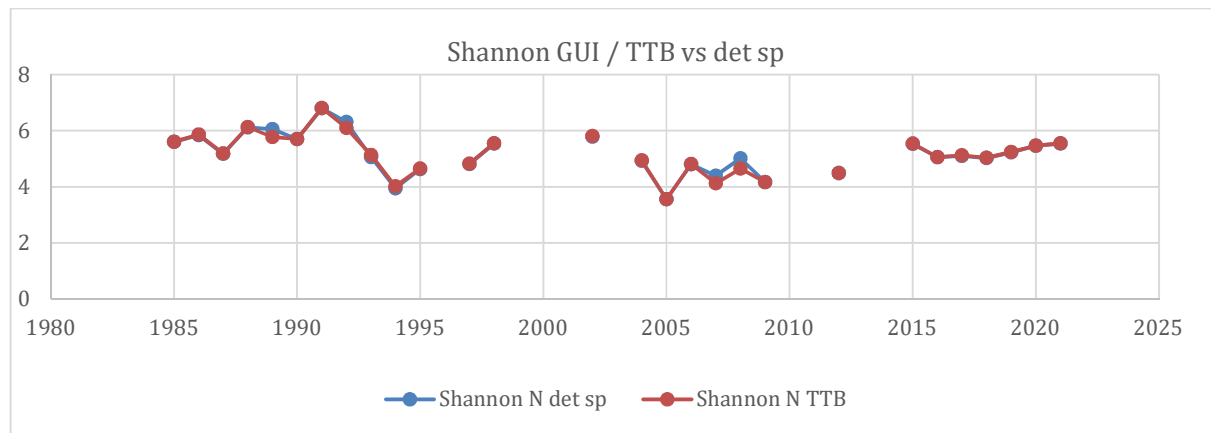
On parle ici des analyses de sensibilité des estimations aux différentes options de calcul. On a vu en effet précédemment que différentes options de calcul des indicateurs pouvaient se présenter au choix de l'opérateur en fonction des données disponibles.

Un cas typique est représenté par les indices de diversité.

On a souligné plus haut que dans les données de campagnes de chalutages un certain nombre de taxons capturés n'ont pas été (ou n'ont pas su être) déterminées jusqu'au niveau spécifique. Cela va en l'encontre d'une application stricte de la plupart des indices communs diversité, tels que celui de Shannon ou d'autres. Dans ce cas on peut néanmoins envisager l'analyse en calculant l'indicateur (en appliquant sa formule) soient :

- sur la seule fraction de l'échantillon déterminée jusqu'à l'espèce (det sp) – option 1
- sur la totalité des données disponibles dans les échantillons, cad tous taxons confondus (TTC).

Cette analyse de sensibilité à chacune des deux options est présentée dans la figure ci-dessous élaborée à partir des données de la Guinée sur l'estimation annuelle de l'indice de diversité de Shannon et le suivi de son évolution.



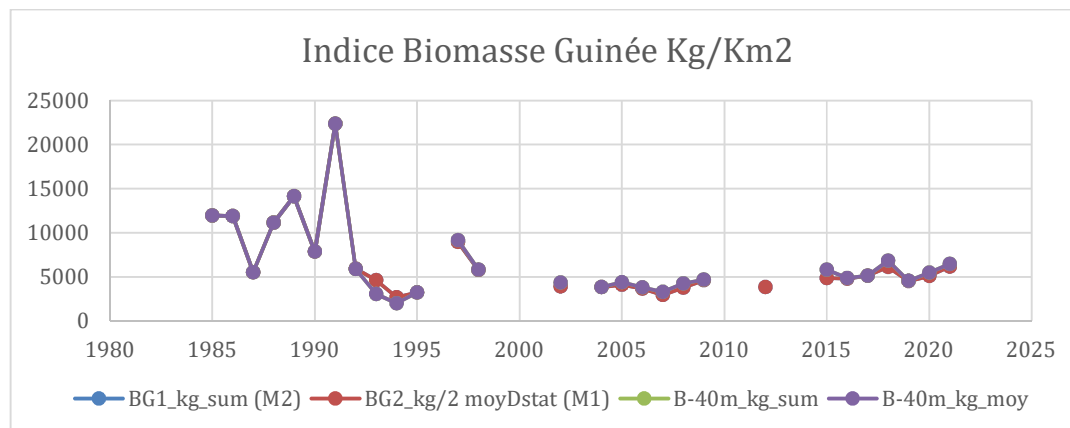
On voit que les deux courbes sont pratiquement confondues (la courbe de l'option 2 en rouge en partie masquée par celle de l'option 1 en bleu). Ce résultat atteste que le choix de l'une ou l'autre des options a peu d'importance par rapport à l'objectif visé (suivi des variations de diversité au cours du temps). Il rassure aussi sur le fait que l'indice de Shannon reste applicable et significatif sur des données imparfaites.

NB On pourrait compléter le résultat l'indication par l'indication du % biomasse des données prise en compte par l'option 1, par rapport à l'option 2 (option « totale » à 100%). Ces pourcentages sont probablement forts, mais leur indication n'est plus nécessaire ici.

Un autre cas d'analyses de sensibilité est celui qui met en jeu les options de calculs dans le cas de suivi au cours du temps avec des stratégies d'échantillonnages inconstantes ou non équilibrées. C'est le cas notamment lorsque des séries de campagnes annuelles peuvent varier en date (Saison ou la campagne est réalisée), et/ou en nombre de campagnes par an, et/ou en couvertures spatiales. Dans ce cas on a le choix d'opérer certaines sélections de données – sur les campagnes d'une même saison (la significative ou plus représentée dans la série), et se limiter à une zone

(celle la plus visitée, comme la zone côtière en Guinée systématiquement échantillonnée), ceci dans le but de rééquilibrer l'échantillonnage et minimiser les biais. Mais on peut aussi appliquer l'indicateur sur toutes les données disponibles. L'analyse de sensibilité consiste à voir si le choix de l'option 1 (à priori meilleur) fait une réelle différence et justifie la sélection et les précautions prises par rapport à l'indicateur en question. Cela a été fait en Guinée (sélection de la zone côtière systématiquement couverte par toutes les campagnes vs le plateau total (utilisation de toutes les données disponibles)). Les deux options ont montré des résultats similaires pour la majorité des indicateurs de biodiversité, y compris et de manière assez inattendu sur l'indicateur de niveau trophique moyen des communautés (TLco) et sur celui de Biomasse (figure ci-dessous) :

Les options BG (BG1 et BG2) prennent toutes les données, les options B-40m se limite à la zone côtière de bathymétrie inférieure à 40m, les différences entre 1 et 2 portent sur la méthode de calcul, là encore peu d'impact de ce choix).



7 Preuve de concept: Mise en oeuvre des indicateurs sur les cas d'étude de Mauritanie Sénégal et Guinée

Ce que nous appelons preuve de concept est l'expérimentation pratique de notre démarche analytique par indicateurs sur des données et des cas réels d'écosystème d'Afrique de l'Ouest.

C'est ce qui a été réalisé dans le courant du projet DEMERSTEM sur les trois écosystèmes: de Guinée du Sénégal et de Mauritanie. Les résultats de ce travail sont présentés dans un livrable complémentaire à celui-ci, sous la référence Thiaw et al (2023), à laquelle nous renvoyons pour plus d'information. Ces analyses préliminaires montrent des résultats intéressants qui nécessiteront d'être poursuivis, complétés et approfondis.

8 Indicateurs environnementaux d'origine satellitaire⁴⁵

Rappel théorique sur ces indicateurs

Les données environnementales d'origine satellitaire sont définies à des échelles temporelles entre jour ou la quinzaine, en fonction de la couverture nuageuse (SST, couleur de l'eau). Leur

⁴⁵ Les résultats présentés dans cette section ont été obtenus par H. Demarcq (HERVE.DEMARCQ@IRD.FR) de même que les extractions de données satellitaires et les traitements numériques ayant conduit à l'obtention des valeurs des indicateurs présentées en annexe X

résolution spatiale commence à un kilomètre pour ces derniers, jusqu'à 1/4° environ pour le vent ou les courants.

Nous choisissons ici de présenter l'évolution temporelle générale de l'environnement, basée sur des moyennes annuelles par pays pour la région côtière.

Les paramètres environnementaux "génériques" extraits pour le programme, tous à partir de données satellitaires sont:

- **Vitesse du vent et indice d'upwelling** (Cross-shore Ekman transport, m³/s par mètre de côte)

- Cross-Calibrated Multi-Platform (CCMP), produit mixte satellite (de "niveau 4" c'est à dire intégrant des sources multiples de données (<https://www.remss.com/measurements/ccmp/>).

- **Température de surface de la mer (SST):**

- capteur AVHRR (période 1982 – 2021)

- capteur MODIS (période 2003-2021).

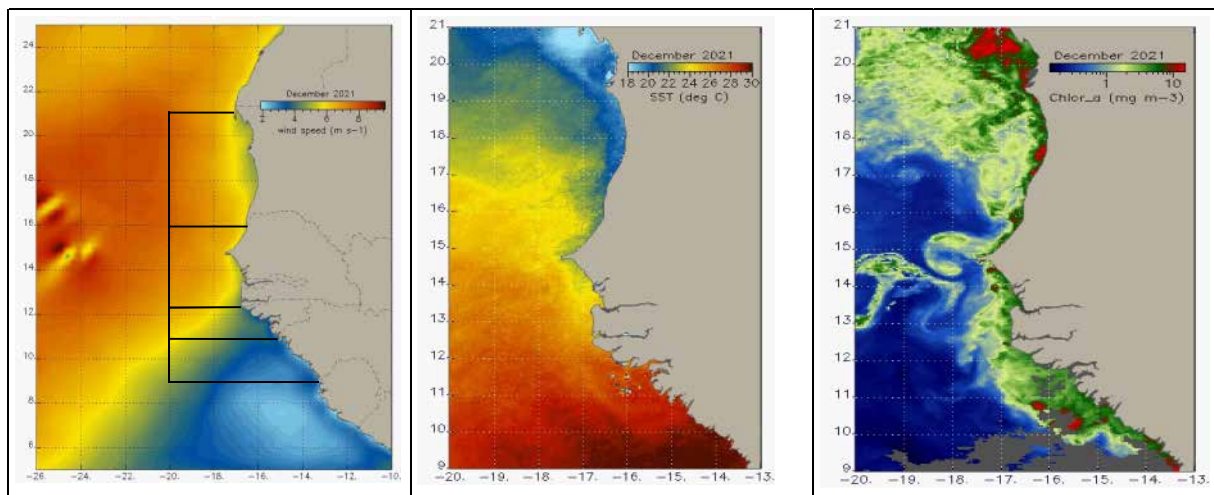
Pour ces deux séries, les données peuvent être utilisées de manière complémentaires, sans restriction particulières, ce qui permet de diminuer l'impact des zones nuageuses.

- **Chlorophylle-a:** /couleur de l'eau (utilisée comme **proxy de la production primaire**)

- capteurs SeaWiFS (période 1997-2007)

- capteur MODIS (période 2003-2021)

Pour la chlorophylle-a, les deux capteurs de donnent pas de mesure directement comparables en terme de valeur absolue, notamment dans les zones côtières. Cette différence a donc été corrigée de manière statistique sur la deuxième série (MODIS), comme détaillé dans le chapitre 6.4 de l'ouvrage Unesco " trends in phytoplankton and primary productivity off northwest africa", H. Demarcq and A. Benazzouz, in "Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem" IOC, Technical Series 115 (<http://www.unesco.org/new/en/ioc/ts115>).

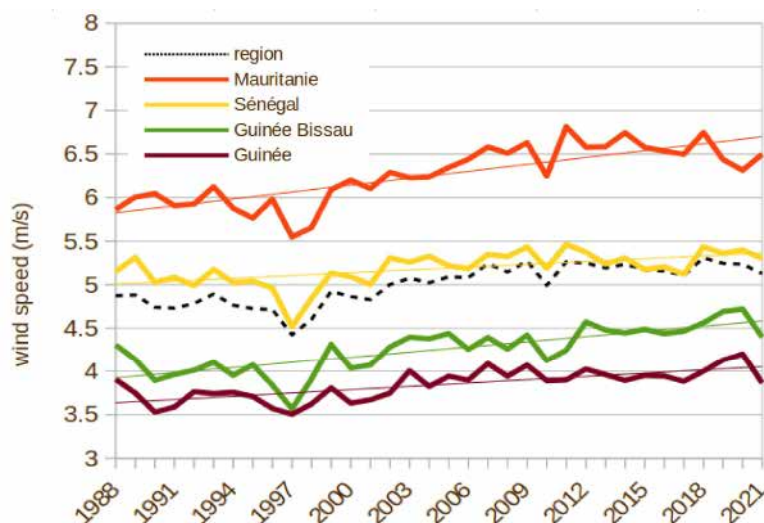


Vent Composite (vitesse, m s ⁻¹) Décembre 2021	Température de surface (°C) Décembre 2021	Chlorophylle-a (mg /m ³) Décembre 2021
---	--	---

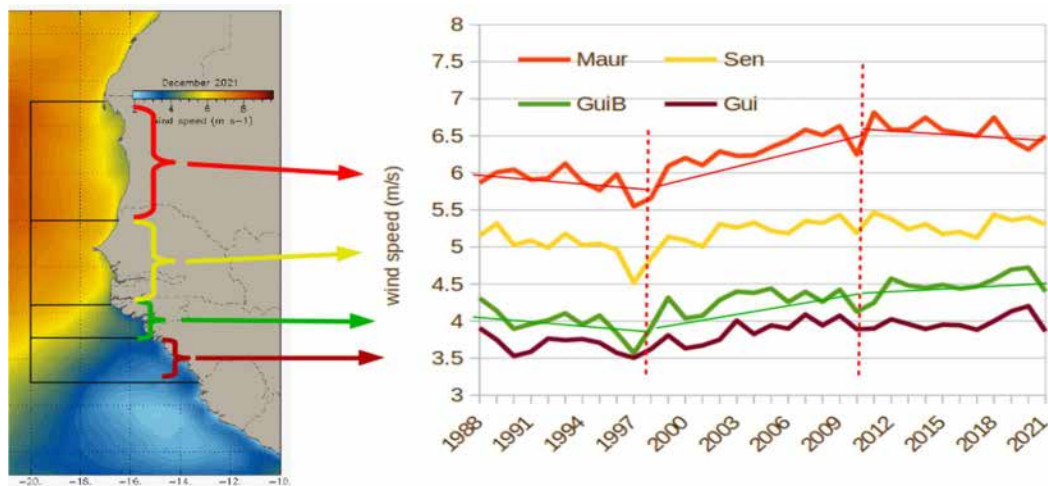
Exemples de moyennes mensuelles ainsi que la zonation par pays utilisée pour le calcul des moyennes annuelles

Evolution de la vitesse du vent (1988-2021)

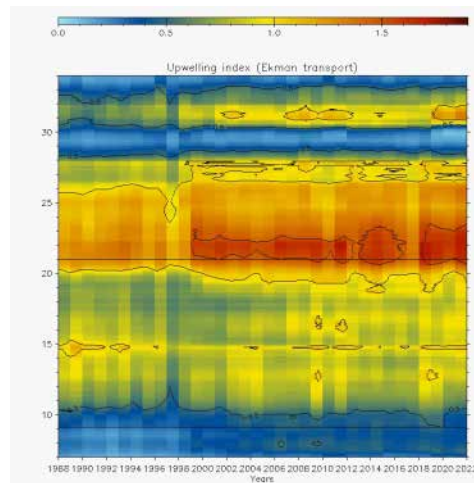
Tendance linéaire?



ou changements de régime?

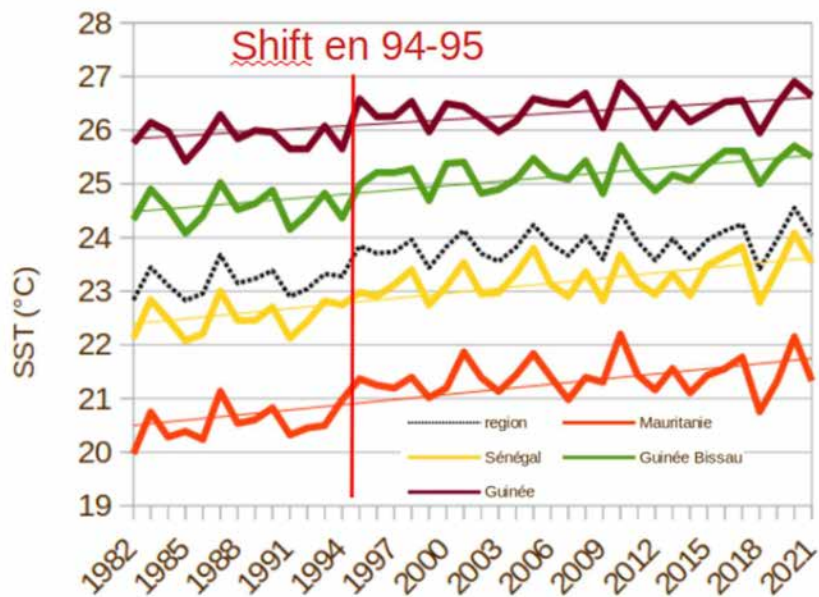
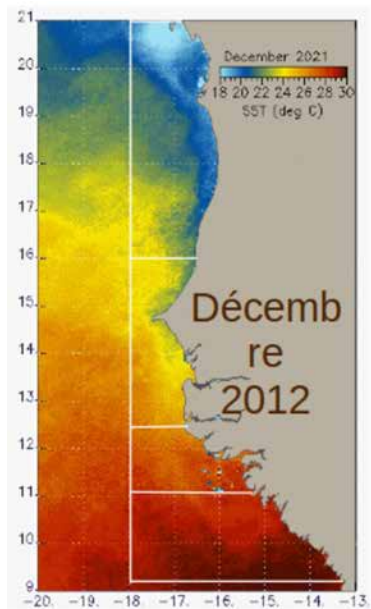


Evolution de l'intensité de l'upwelling côtier (1988-2021)



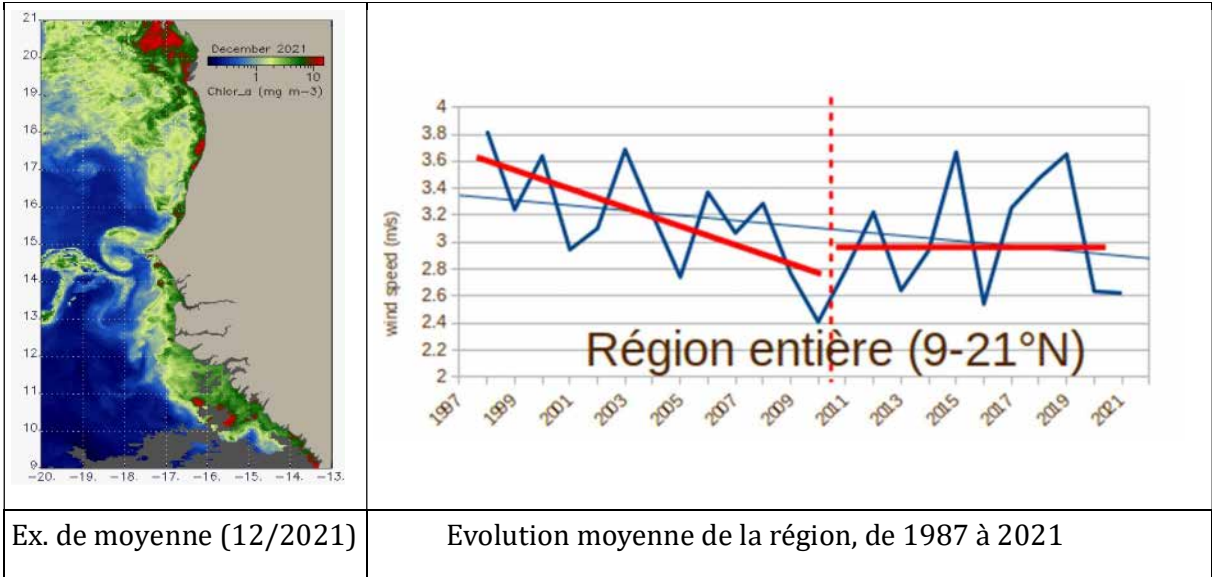
Une forte augmentation de l'intensité de l'upwelling est constatée à partir de 1997-98, particulièrement marquée dans sa zone d'intensité maximale au Nord de la Mauritanie (zone associée à une variation saisonnière faible), avec une répercussion dans toute la région, jusqu'en Guinée. Le maximum d'augmentation concerne la Mauritanie, avec cependant une stagnation depuis 2019. Seule la région Sénégalaise est stable sur l'ensemble de la période (1988-2021).

Température de surface de la Mer



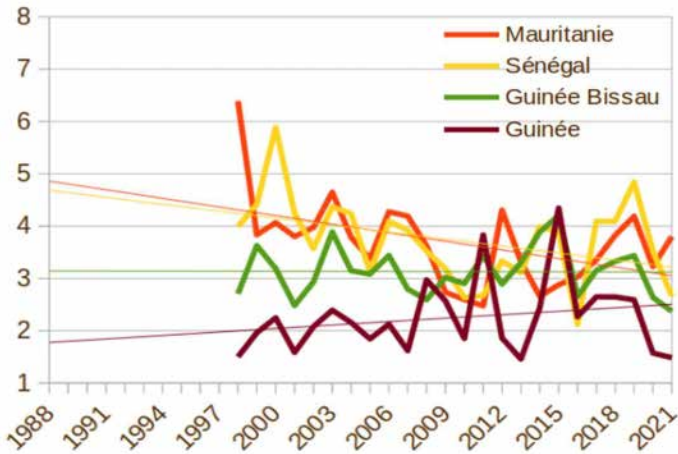
Une forte augmentation de la température de surface est observée, caractérisée par une forte augmentation en 1994-95 puis une relative stagnation. Cette dernière est en fait due à l'augmentation de l'intensité de l'upwelling, laquelle compense en partie (jusqu'à quand?) le réchauffement global, lequel est particulièrement net en Atlantique tropical Est.

Chlorophylle-*a* (de la surface à une profondeur variable dans la couche euphotique)



La concentration moyenne de la "chlorophylle *a*", bien que très variable d'une année à l'autre, montre une baisse générale de 1997 à 2010, suivi d'une période statbilité.

Ce schéma montre néanmoins des variations entre pays:



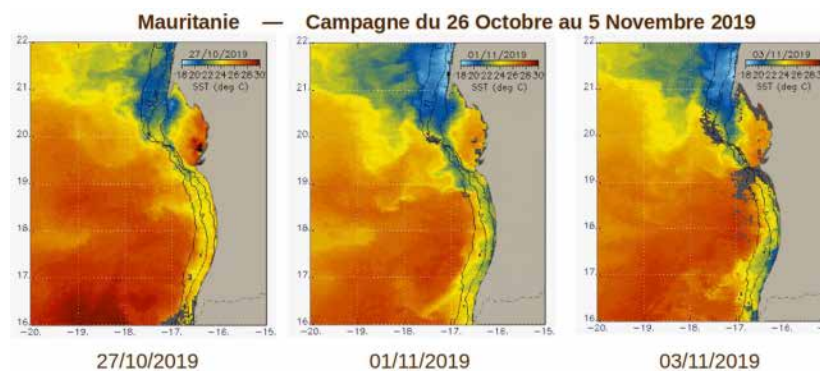
La baisse est particulièrement marquée pour la Mauritanie et le Sénégal jusqu'en 2009 puis relativement stable. Guinée Bissau et Guinée montrent par contre une stabilité sur l'ensemble de la période.

Extraction de données correspondant à la campagne en Guinée du 21 au 26 Juin 2019 et en Mauritanie du 26 Octobre au 5 Novembre 2019

Des données de SST et chlorophylle-a ont été extraites pour les stations correspondant aux campagnes Mauritanienues et Guinéennes



En Juin, la signature l'eau froide issue de l'upwelling est bien visible, entre les isobathes 15m et 40-50m.



L'upwelling est déjà très actif jusqu'au Sénégal et se renforce en fin de Campagne, tandis que les eaux guinéennes sont encore bien présentes au large.

RAPPEL :

A toutes fin utiles, on trouvera dans les annexes 7 à 9 des tableaux de valeurs annuelles d'estimations de ces indicateurs

9 Conclusion et perspectives:

Dans ce travail les difficultés majeures rencontrées et les plus consommatrice en temps ont eu trait à la gestion des données, à l'exploration des bases, à l'inventaire et à la corrections des erreurs qu'elles contiennent (sur les noms taxonomiques notamment) puis à la gestion des imperfections qui leur sont intrinsèques (comme à toute base de données réel). C'est un point qu'il faut souligner qui permet d'insister sur la documentation des bases à l'origine (au moment ou les bases sont constituées) et en continu (pour les bases anciennes) au fil des nouvelles analyses. Ce travail de documentation engagé sur les bases utilisées dans notre preuve de concept devra être poursuivi sur ces bases et entrepris lors de l'analyses de nouvelles abses (sur de nouveaux pays). C'est une première perspective de travail futur, activité ingrate mais fortement utile pour la qualité et la facilitation des analyses future.

D'autres perspectives - de travaux moins ingrats (plus facilement publiables) mais tout aussi utiles – peuvent aussi être dégagées à l'issue de ce travail.

Ces pistes concernent :

- La refonte et la mise en forme globale des scripts R écrits et/ou utilisés dans le cadre de ces analyses. Pour aboutir à un package plus complet et plus cohérent, incluant avec plan d'analyse et d'enchaînement des routines plus clair, plus réfléchi et plus faciles à manipuler (user-friendly) et incluant ou associant une documentation plus exhaustive sur les méthodes les choix et les procédures à mettre en œuvre (guide opérateur).
- La représentation graphique des résultats produits; nous n'avons pas travaillé sur cet aspect. Il sera nécessaire de le faire, en utilisant notamment les acquis d'indicateurs dans ce domaine, et à l'adaptant le cas échéant (selon les indicateurs et/ou objectifs visés).
- La poursuite des travaux d'exploration de la représentativité des estimations produites, à travers la poursuite et la généralisation (mis en script R) des indices de qualité que nous avons abordés dans ce travail, ainsi également l'élargissement de cette problématique à des traitements plus « statistiques » des estimations produites (estimation des variances et pourcentages d'erreur des estimations, type boîtes à moustaches).
- Dans le même ordre d'idée une réflexion s'impose pour proposer quelques analyses, simples standardisées⁴⁶, pour analyser et tester la significativité des tendances observées (test)
- Des analyses plus fines devront être engagées sur les indicateurs testés pour mieux comprendre les résultats observés, en particulier d'analyses spatiales et spatio-temporelle des indicateurs. Des outils et Package R pour le faire devront ainsi être recherchés et/ou programmés, le résultat de ce travail rendu disponibles aux futurs utilisateurs.
- Des travaux devront être engagés sur recherche de causalité des évolutions observées sur les indicateurs, cela a été fait par le passé sur certains des indicateurs cités ici (Jouffre et al. 2004c; Fu et al. 2015), mais ce vaste champ reste à explorer et consolider en Afrique de l'ouest
- Un autre champ d'exploration concerne les travaux à engager sur la comparaison des résultats et des diagnostics écosystémiques produits par ces indicateurs « issus de données » avec ceux issus de modèles.
- Enfin une réflexion et l'expérimentation sur d'autres indicateurs pertinents (pour couvrir d'autres aspects ou d'autres objectifs et la proposition d'indicateurs alternatifs (en fonction des données disponibles) sont encore souhaitables pour compléter la démarche.

Des recherches sur ces indicateurs (additionnels, alternatifs etc..) et sur les analyses et autres thèmes évoqués dans les points précédents évoquée, aussi l'élargissement des études de cas à d'autres indicateurs et à d'autres écosystèmes que ceux testés pour les besoins de notre preuve de concept (Thiaw et al. 2023), sont envisageables au terme de ce travail. Ils seront nécessaires pour consolider l'approche et la rendre plus opérationnelle et intégrée, conformément à ses objectifs appliqués et de long terme.

⁴⁶ Car on tient à rester dans une approche « indicateur simple et proche des données » – et adaptée à une utilisation en routine - et non dans une approche de type « modélisatrice » et/ou de statistiques trop complexes.

Références citées

- Badji L., Tiedemann M., Fock H., Ndiaye P. And Jouffre D. 2016 -Horizontal distribution of dominant pelagic fish eggs in West African waters. Oral communication to ICAWA 2016: 3rd International Conference on “Ecosystem Approach to the management of fisheries and the marine environment in West Africa waters, 13th-15th December 2016, Hotel Les Almadies, Dakar, Senegal. (Extended Book of abstract: ISBN: 978-2-9553602-0-5).
- Blanchard, J. L., Coll, M., Trenkel, V. M. Vergnon, R., Yemane, D., Jouffre, D., Link, J. S., and Shin, Y.-J. 2010. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 732-744.
- Bundy, A., Chuenpagdee, R., Boldt, J. L., de Fatima Borges, M., Camara, M. L., Coll, M., Diallo, I., Fox, C., Fulton, E. A., Gazihan, A., Jarre, A., Jouffre, D., Kleisner, K. M., Knight, B., Link, J., Matiku, P. P., Masski, H., Moutopoulos, D. K., Piroddi, C., Raid, T., Sobrino, I., Tam, J., Thiao, D., Torres, M. A., Tsagarakis, K., van der Meeren, G. I. and Shin, Y.-J. (2017), Strong fisheries management and governance positively impact ecosystem status. *Fish Fish*, 18: 412–439. doi:10.1111/faf.12184.
- Coll M., L. J. Shannon, K. M. Kleisner, M. J. Juan Jordà, A. Bundy, Y.-J. Shin, A.G. Akoglu, D. Banaru, J. L. Boldt, M.F. Borges, A. Cook, I. Diallo, C. Fu, C. Fox, D. Gascuel, L. Gurney, T. Hattab, J.J. Heymans, D. Jouffre, B.R. Knight, S. Kucukawsar, S. I. Large, C. Lynam, A. Machias, K. N. Marshall, H. Masski, H. Ojaveer, C. Piroddi, J. Tam, D. Thiao, M. Thiaw, M.A. Torres, M. Travers-Trolet, K. Tsagarakis, I. Tuck, G.I. van der Meeren, D.G. Yemane, S. G. Zador and Y.-J. Shin. 2016 - Ecological indicators to capture the effects of fishing on biodiversity and conservation status of exploited marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 947-962.
- Camara M.L. 2016 - « Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche». Thèse de doctorat (PhD) Mémoire soutenu le 13 juin 2016, Université de Montpellier II, France: 178p
- Camara M.L, Mérigot B., Leprieur F., Tomasini JA, Diallo I, Diallo M. and Jouffre D. Structure and dynamics of the marine fish assemblages on the Guinean continental shelf over three decades of increasing fishing pressure (1985-2012) 2016 - *African Journal of Marine Science*. 1–18. <http://dx.doi.org/10.2989/1814232X.2016.1179219>
- Demarcq H., Jouffre D., Faye S., Benazzouz A., 2014 - Integrated environmental indices for ecosystem management in West Africa. *In* Book of Abstract International Conférence ICAWA 2014 (op. cit.): pp:80.
- Domalain, G., Jouffre, D., Thiam, D., Traoré, S., and Wang, C-L. (2004). Évolution de la diversité spécifique dans les campagnes de chalutage démersales du Sénégal et de la Guinée. Actes du Symposium international : “Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement. Dakar, 22-24 juin 2002.” , Rapport de Recherche Halieutique ACP-UE.
- Diallo I., Thiaw M., Ndiaye M., Tfeil M. and Jouffre D., 2023 - Biodiversity and ecosystem assessment of the Guinean marine shelf using indicators. Communication to the PESCAO Component 3 Regional Meeting: “Improved Regional Fisheries Governance in Western Africa (PESCAO) - Component 3: Marine resources management at the regional level is improved, building resilience of marine and coastal ecosystems.”, 3-5 April, Abuja, Nigeria: 1p.
- Fu, C., Large, S., Knight, B., Richardson, A., Bundy, A., Reygondeau, G., Boldt, J., van der Meeren, G.I., Torres, M.A., Sobrino, I., Auber, A., Travers-Trolet, M., Piroddi, C., Diallo, I., Jouffre, D., Mendes, H., Borges, M.F., Lynam, C., Coll, M., Shannon, L.J., Shin, Y.J., 2015. Relationships among fisheries exploitation, environmental conditions, and ecological indicators across a series of marine ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 148, 101-111

- Hill, M.O. (1973) Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54, 427-432. <http://dx.doi.org/10.2307/1934352>.
- Inejih C.A., Jouffre D., Mahfoud T. S. and Stobberup K. 2004. "Multispecific and ecosystemic analysis applied to demersal communities off Mauritania: a synthesis." Poster presentation at: the 4th World Fisheries Congress, Vancouver 2-4 mai 2004.
- Jouffre D. and Inejih C.A. 2004. "Simple ecological indicators of change in fish assemblages: Application to the Mauritanian demersal community over the decade 1987-1999." Poster presentation at: the "Quantitative ecosystem indicators for fisheries management" International Symposium, IOC/SCOR W 119, Paris, 31 mars-03 avril 2004.
- Jouffre D., Inejih C.A. and Thiam D. 2004. "Compared patterns of demersal fish assemblages of the Mauritanian and Senegalese shelves considering fishing impact over the 1986-1999 period : A multitable approach." Post Poster presentation at: the 4th World Fisheries Congress, Vancouver 2-4 mai 2004.
- Jouffre, D, Domalain, G, Thiam, D, Traoré, S., Caverivière, A, Domain, F., and Inejih, C. (2004). Communautés démersales d'Afrique de l'Ouest 1987-1999 : Changements de répartition et de composition spécifique, observés par chalutages scientifiques. Actes du Symposium international : "Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement. Dakar, 22-24 juin 2002.", Rapport de Recherche Halieutique ACP-UE.
- Jouffre D., Domalain G., Traoré S., Thiam D., Domain F. et Inejih C.A. (2004) - Détection de l'impact de la pêche sur les communautés démersales par l'analyse multivariée sous contraintes. Actes du Symposium international : Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement, Dakar, 22-24 juin 2002.", Rapport de Recherche Halieutique ACP-UE.
- Jouffre, D., and Inejih, C. A. 2005. Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987–1999, using dominance curves. – *ICES Journal of Marine Science*, 62: 380-383.
- Jouffre, D., Borges, M. F., Bundy, A., Coll, M., Diallo, I., Fulton, E. A., Guitton, J, Labrosse, P., Mohamed Abdellahi, K. o., Masumbuko, B., and Thiao D. 2010. Estimating EAF indicators from scientific trawl surveys: theoretical and practical concerns. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 796-806.
- Jouffre D., Camara ML, Thiaw M., and Diallo I. 2014 - Ecosystem indicators for the management of fisheries and the marine environment in west africa waters: the indiAWA experience. In Book of Abstract International Conférence ICAWA 2014 (op. cit.): pp 81.
- Jouffre D., Diallo I., Demarcq H., Diop K., Camara M. L., Badji L., Ndiaye P. and Diouf K. 2015 - Indicators for an ecosystem Approach to the management of fisheries and the marine environment in West Africa waters: a review of the IndiAWA experience, advancement and perspectives. in Book of Abstract of ICAWA 2015: 2nd International Conference on "Ecosystem Approach to the management of fisheries and the marine environment in West Africa waters, (17-19 nov 2015, Dakar) The AWA project Trilateral German-french-African Reserach initiative, CSRP, Dakar, Sénégal.
- Jouffre D., Diallo I., Demarcq H., Diop K., Camara M. L., Badji L., Ndiaye P., Diouf K., Ba K., Beyah M. H., Beibou E. Correia S., Da Cruz E., Famara D., Intchama J., Kouassi A. M., Mbye E. M., Monteiro I., Okpeitcha V., Robalo H., Santos C., Senghor D., Tape J., Thiaw M., Zohou Z., Brochier T. and Brehmer P. - 2016. Ecosystem Approach to the Management of Fisheries and Marine Environment in West-Africa: the Indiawa Network - Poster communication at the 7th World Fisheries Congress, 23-27 May 2016 Busan Korea. in Book abstracts 7WFC, www.wfc2016.or.kr, P03-32 pp: 871-872.

- Jouffre D., Thiaw M., Diallo I., Tfeil B., Ndiaye M., 2023 - The ecosystem approach to fisheries - the indicators produced by DEMERSTEM: An Indicator and ecosystem approach for West-Africa. Oral Communication to the PESCAO Component 3 Regional Meeting: "Improved Regional Fisheries Governance in Western Africa (PESCAO) - Component 3: Marine resources management at the regional level is improved, building resilience of marine and coastal ecosystems.", 3-5 April, Abuja, Nigeria: 48p
- Kleisner, K., Coll, M., Lynam, C., Bundy, A., Shannon, J.L., Shin, Y.J., Boldt, J., Borges, M.F., Diallo, I., Fox, C., Gascuel, D., Heymans, J.J., Juan Jordá, M.J., Jouffre, D., Large, S.I., Marshall, K.N., Ojaveer, H., Piroddi, C., Tam, J., Torres, M.A., Travers-Trolet, M., Tsagarakis, K., van der Meeren, G.I., Zador, S., 2015. Identifying community changes across marine ecosystems based on the biomass of exploited species. *Ecosystem Services*, 16, 413-429.
- Maureaud A. A., Frelat R., Pecuchet L., Shackell N., Merigot B., Pinsky M. L., Amador K., Anderson S. C., Arkhipkin A., Auber A., Barri I., Bell R. J., Belmaker J., Beukhof E., Camara M. L., Guevara-Carrasco R., Choi J., Christensen H. T., Conner J., Cubillos L. A., Diadiou H. D., Edelist D., Emblemsvag M., Ernst B., Fairweather T. P., Fock H. O., Friedland K. D., Garcia C. B., Gascuel D., Gislason H., Goren M., Guitton J. M., Jouffre Didier, Hattab T., Hidalgo M., Kathena J. N., Knuckey I., Kide S. O., Koen-Alonso M., Koopman M., Kulik V., Leon J. P., Levitt-Barmats Y., Lindegren M., Llope M., Massiot-Granier F., Masski H., McLean M., Meissa B., Merillet L., Mihneva V., Nunoo F. K. E., O'Driscoll R., O'Leary C. A., Petrova E., Ramos J. E., Refes W., Roman-Marcote E., Siegstad H., Sobrino I., Solmundsson J., Sonin O., Spies I., Steingrund P., Stephenson F., Stern N., Tserkova F., Tserpes G., Tzanatos E., van Rijn I., van Zwieten P. A. M., Vasilakopoulos P., Yepsen D. V., Ziegler P., Thorson J. T. Are we ready to track climate-driven shifts in marine species across international boundaries ? - A global survey of scientific bottom trawl data. *Global Change Biology*, 2, 2021. 1354-1013
- Ndiaye M., Thiaw M., Diallo I., Tfeil B. and Jouffre D., 2023 - Biodiversity and ecosystem assessment of the Senegalese marine shelf using ecological indicators. Communication to the PESCAO Component 3 Regional Meeting: "Improved Regional Fisheries Governance in Western Africa (PESCAO) - Component 3: Marine resources management at the regional level is improved, building resilience of marine and coastal ecosystems.", 3-5 April, Abuja, Nigeria: 1p.
- Pielou, E.C. (1966) The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Shannon C.E, 1949 « The Mathematics of Communication », *Scientific American*, juillet 1949
- Shannon Y., Coll M., Yemane D., Jouffre D., Neira S., Bertrand A., Diaz E., Shin Y-J. 2010 Comparing data-based indicators across upwelling and comparable systems for communicating ecosystem states and trends. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 807-832
- Shin Y-J., Shannon L., Bundy A., Coll M., Aydin K., Bez N., Blanchard J., Borges M., Diallo I., Diaz E., Heymans J., Hill L., Johannesen E., Jouffre D., Kifani S., Labrosse P., Link J., Mackinson S., Möllmann C., Neira S., Ojaveer H., Khairdine A., Perry I., Thiao D., Yemane D., Cury P. 2010. Using indicators for evaluating, comparing and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. Part 2: Setting the scene. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 692-716
- Shin Y-J., Bundy A., Shannon L., Simier M., Coll M., Fulton E., Link J., Jouffre D., Ojaveer H., Mackinson S., Heymans J., Raid T. 2010. Can simple be useful and reliable? Using ecological indicators for representing and comparing the states of marine ecosystems. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 717-731

- Simpson, E. H. « Measurement of Diversity ». *Nature* 163, n° 4148 (avril 1949): 688-688.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>.
- Tfeil B. M., Diallo M., Thiaw M., Ndiaye M. and Jouffre D., 2023 - Biodiversity and ecosystem assessment of the Mauritanian marine shelf using indicators. Communication to the PESCAO Component 3 Regional Meeting: "Improved Regional Fisheries Governance in Western Africa (PESCAO) - Component 3: Marine resources management at the regional level is improved, building resilience of marine and coastal ecosystems.", 3-5 April, Abuja, Nigeria: 1p.
- Thiam D. and Jouffre D. 2004. "Multispecific and ecosystemic analysis applied to demersal communities off Mauritania: a synthesis." Poster presentation at: the 4th World Fisheries Congress, Vancouver 2-4 mai 2004
- Thiaw M., Diallo, Tfeil B., Ndiaye M., Demarcq, and Jouffre D. 2023 - Estimation d'indicateurs écosystémiques à partir des données de campagnes scientifiques et de statistiques de pêche pour évaluer l'état des écosystèmes côtiers exploités en Afrique de l'Ouest: Partie II - Preuve de concept
- Thiaw M., Diallo I., Tfeil B., Ndiaye M. and Jouffre D., 2023 - Biodiversity and assessment of West African marine ecosystems. Communication to the PESCAO Component 3 Regional Meeting: "Improved Regional Fisheries Governance in Western Africa (PESCAO) - Component 3: Marine resources management at the regional level is improved, building resilience of marine and coastal ecosystems.", 3-5 April, Abuja, Nigeria: 1p.

ANNEXES

Annexe 1 - Méthodologie de calcul des indicateurs écologiques et de biodiversité et conservation (source : [Indiseas, 2010](#)).

Annexe 1b : Tableau de présentation générale des indicateurs

N°	Indicateurs	Formules	Données requises	Observations
1	Biomasse totale des espèces étudiées⁴⁷ Utilisée pour la tendance (T)	$B = \sum_s B_s$ B : biomasse totale des espèces échantillonnées, lors des campagnes scientifiques de routine B _s : biomasse totale de chaque espèce échantillonnée	Série chronologique de la biomasse totale ou relative des espèces étudiées (seule la tendance est requise et non l'estimation de la biomasse absolue)	Les espèces concernées : espèces démersales et pélagiques, les invertébrés à valeur commerciale telles que les crabes, les crevettes, les calmars etc. Cet indicateur permet de connaître le potentiel de ressources, donc la capacité de production et le potentiel exploitable.
2	Inverse de la mortalité par pêche F⁻¹ Utilisé pour la tendance (T)	$F^{-1} = \frac{1}{F} = \frac{B}{Y}$ B : Biomasse des espèces échantillonnées en tonnes ; Y : Débarquement total en tonnes des espèces	Série chronologique des captures totales des espèces débarquées/retenues ⁴⁸ et de leur biomasse totale	Ce sont les tendances qui importent pour que les indices de d'abondance puissent être utilisés (mais doivent être cohérents entre les espèces et au cours de la série chronologique).
3	Niveau trophique des débarquements (TL_{land}) Utilisé pour l'état (S), la tendance (T)	$TL_{land} = \frac{\sum_s (TL_s \times Y_s)}{Y}$ TL _s : Niveau trophique des espèces Y _s : Débarquement par espèce Y : Débarquement total	Niveau trophique par espèce ; Série chronologique des débarquements par espèce	Les niveaux trophiques peuvent être dérivés des modèles Ecopath ou de données sur l'alimentation des poissons. Dans le cas contraire, les estimations du niveau trophique des poissons et des « non poissons » tels que les mollusques et crustacés sont tirées respectivement de (WWW.FISHBASE.ORG et de WWW.SEALIFEBASE.ORG).

⁴⁷ Il s'agit d'espèces échantillonnées par les chercheurs lors des enquêtes/campagnes scientifiques de routine (par opposition aux espèces échantillonnées à bord des navires de pêche), et devraient inclure des espèces de poissons démersaux et pélagiques (osseux et cartilagineux, petits et grands), ainsi que des invertébrés commercialement importants (calmars, crabes, crevettes ...). Les crustacés et mollusques intertidaux et subtidaux tels que les ormeaux et les moules, les principaux prédateurs mammifères et aviaires et les tortues doivent être exclus. Les espèces étudiées sont celles qui sont prises en compte par défaut dans le calcul de tous les indicateurs basés sur la campagne.

⁴⁸ Ce sont des espèces capturées pendant les opérations de pêche, bien que non nécessairement ciblées (les prises accessoires incluses) et conservées (non rejetées une fois capturées) car présentant un intérêt commercial. Les crustacés et mollusques intertidaux et sub-tidaux tels que les ormeaux et les moules sont exclus. Les espèces retenues sont celles qui sont prises en compte par défaut dans le calcul de tous les indicateurs basés sur les captures.

N°	Indicateurs	Formules	Données requises	Observations
4	Proportion des poissons prédateurs Utilisé pour l'état (S), la tendance (T)	$P_{pred} = \frac{B_{pred}}{B} \in [0,1]$ B _{pred} : biomasse des espèces prédatrices B _t : biomasse totale des espèces échantillonnées	Série chronologique de la biomasse totale des espèces étudiées ayant une valeur commerciale assez élevée (démersaux, pélagiques et invertébrés) ; Série chronologique de la biomasse des espèces prédatrices étudiées en tonnes	Les espèces prédatrices considérées sont celles qui se nourrissent des poissons et des invertébrés de taille supérieur à 2 cm et un niveau trophique supérieur ou égal à 3,5. Cet indicateur mesure la diversité des poissons au sein de la communauté et reflète les effets potentiels de la pêche sur le fonctionnement des réseaux trophiques marins.
5	Espérance de vie moyenne des espèces Utilisée pour l'état (S), la tendance (T)	$\bar{A} = \frac{\sum_s (age_{max} \times B_s)}{\sum_s B_s}$ $\bar{A}$ est exprimé en année age _{max} : durée de vie moyenne observée pour l'espèce B _s : biomasse de l'espèce	Longévité maximale moyenne observée par espèce (année) ; Série chronologique de la biomasse des espèces étudiées	Vu que la durée de vie peut varier sous la pression de la pêche, la longévité maximale moyenne pour chaque espèce est donc adoptée de manière conventionnelle. De plus, la longévité maximale pour chaque espèce est extraite de www.fishbase.org et www.sealifebase.org . Proxy pour le taux de rotation, elle donne l'idée sur le rôle de la pêche dans l'émergence d'espèces à courte durée de vie. La pêche peut affecter la longévité d'une espèce donnée (plasticité phénotypique et sélection du génotype), mais le but ici n'est pas de suivre ces effets au niveau de l'espèce, mais de suivre les changements dans la composition des espèces.
6	Taille moyenne des poissons dans la communauté Utilisée pour l'état (S), la tendance (T)	$\bar{L} = \frac{\sum_i L_i}{N} (cm)$ L_i : taille des individus de l'espèce i ; N : nombre total (ou abondance) des espèces échantillonnées	Série temporelle des fréquences de taille des individus échantillonnés lors des campagnes scientifiques de chalutage ; Série temporelle du nombre de poissons mesurés pendant ces campagnes.	Uniquement calculée pour les poissons (mollusques et crustacés exclus), cet indicateur donne une idée de la structure de l'écosystème et de son fonctionnement (l'élimination des espèces de grandes tailles modifie la structure de la taille de la communauté)
7	Indice de vulnérabilité intrinsèque moyenne des espèces capturées (IVI) Utilisé pour la tendance (T)	$\overline{IVI} = \frac{\sum_s (IVI_s \times Y_s)}{\sum_s Y_s}$ IVI _s : indice de vulnérabilité intrinsèque de l'espèce (s) ; Y _s : captures de l'espèce (s)	Les valeurs de l'indice de vulnérabilité intrinsèque par espèce : à tirer de www.fishbase.org , de www.sealifebase.org ou Cheung et al. 2007 (Matériel supplémentaire) ; Série chronologique des données de débarquements par espèce	Lue sur une échelle de 0 à 100, l'indice de vulnérabilité intrinsèque (IVI) d'une espèce est basé sur les traits du cycle de vie biologique et les caractéristiques écologiques. Les espèces ayant une valeur proche de 100 sont considérées comme étant les plus vulnérables à la pêche car étant caractérisées généralement par leur grande taille, un faible taux de croissance, une maturité sexuelle tardive.

N ^o	Indicateurs	Formules	Données requises	Observations
8	Indice trophique marin (MTI) Utilisé pour l'état (S), la tendance (T)	$MTI = \frac{\sum_s \left(\widehat{TL_s}^{\geq 3.25} \times Y_s \right)}{\sum_s Y_s}$ MTI : indice trophique marin TLs : niveau trophique de l'espèce (s) Ys : capture de l'espèce (s)	Valeurs de niveau trophique par espèce ; Série chronologique des données de débarquements par espèce	Seules les espèces débarquées sont considérées dans ce calcul
9	Niveau trophique de la Communauté (TLco) Utilisé pour l'état (S), la tendance (T)	$TL_{co} = \frac{\sum_s (TL_s \times B_s)}{\sum_s B_s}$ TLs : niveau trophique par espèce (Niveau Trophique des débarquements pour les valeurs TLs) ; Bs : biomasse des espèces étudiées	Niveau trophique par espèce ; Série chronologique de la biomasse des espèces étudiées (tonnes ou indice d'abondance)	Toutes les espèces étudiées doivent être incluses (exploitées ou non)
10	Niveau trophique de la communauté modélisée (TLmod) Utilisé pour l'état (S), la tendance (T)	$TL_{mod} = \frac{\sum_{s \neq zoo \neq phyto} (TL_s \times B_{s,mod})}{\sum_s B_{s,mod}}$ TLs : niveau trophique par espèce (niveau trophique des débarquements pour les valeurs TLs) ; Bs : biomasse des espèces étudiées	Niveau trophique par espèce ; Série chronologique de la biomasse modélisée des espèces (Bs,mod)	Le niveau trophique de la communauté modélisée couvre l'ensemble de l'écosystème modèle (groupes vivants) mais exclut les organismes zooplanctoniques et les producteurs primaires (phytoplancton, algues, etc.). Les valeurs de biomasse modélisées sont issues de modèles Ecosim ajustés aux séries chronologiques.

Annexe 1b - Commentaires sur quelques indicateurs écologiques (d'après indiseas, Shin et al. 2010a)

1. Taille moyenne des poissons dans la communauté

Elle devrait diminuer sous la pression de la pêche pour plusieurs raisons : (i) les espèces cibles et de grande valeur sont généralement de grande taille ; (ii) les engins de pêche sont sélectifs en fonction de la taille et souvent conçus pour capturer les espèces de grande taille (plus vulnérables) comparées aux plus petits ; (iii) les poissons très âgés (vieux) dans une population deviennent moins nombreux. La longueur moyenne des poissons est une mesure du fonctionnement de l'écosystème. Du point de vue de l'espèce, l'élimination des grands individus peut compromettre la productivité du stock car, étant plus féconds et produisant plus d'œufs viables que les petits poissons. Du point de vue de l'écosystème, le retrait d'espèces de grandes tailles modifie la structure de taille de la communauté et potentiellement les interactions prédateurs-proies.

2. Biomasse totale des espèces échantillonnées

La biomasse totale des poissons dans l'écosystème devrait diminuer sous la pression de la pêche. Cependant, l'interprétation doit être faite avec prudence. Dans certains cas, à mesure que certaines espèces sont pêchées et que leur biomasse diminue, d'autres espèces pourraient voir leur biomasse augmenter et « remplacer » dans le réseau trophique celles pêchées, entraînant ainsi l'augmentation des niveaux trophiques inférieurs. La « biomasse » n'est pas utilisée pour caractériser l'état de l'écosystème mais pour comparer les tendances de la biomasse au fil du temps. En effet, les données de campagnes scientifiques ne fournissent pas d'estimations absolues de la biomasse et ne sont donc pas comparables entre les espèces ou les écosystèmes en raison des différences de capturabilité des espèces et de couverture spatio-temporelle des campagnes.

3. Inverse de la mortalité par pêche

Cet indicateur mesure le niveau inverse d'exploitation ou de pression totale de pêche sur l'écosystème. Cet indicateur varie dans le même sens que les autres indicateurs sélectionnés ; il diminue lorsque la pression de pêche augmente. Une diminution est considérée comme négative pour l'écosystème exploité.

4. Niveau trophique des débarquements

Il mesure le niveau trophique moyen des espèces exploitées dans une pêcherie et diminue lorsque la pression de pêche augmente ; car les pêcheurs ont tendance à cibler les espèces de haute valeur marchande et souvent sont de niveau trophique élevé. Une diminution du niveau trophique des débarquements et des captures totales indique une « pêche en aval du réseau trophique » et un changement dans la structure de la communauté et potentiellement le fonctionnement de l'écosystème. Le niveau trophique des espèces est soit estimé à travers les modèles, soit tiré de la littérature scientifique ou dans les bases de données en ligne comme FishBase (www.fishbase.org) et SeaLifeBase (www.sealifebase.org).

5. Proportion de poissons prédateurs

Elle mesure la diversité des poissons dans la communauté. Les poissons prédateurs sont des espèces de poissons piscivores ou se nourrissant d'invertébrés taille supérieure à la catégorie macrozooplancton (> 2 cm). Le rôle des prédateurs est important dans un écosystème car ils régulent l'abondance des espèces de niveau trophique inférieur et atténuent les effets de la variabilité environnementale.

6. Proportion de stocks non pleinement exploités

Cet indicateur est une mesure de la conservation de la biodiversité, il est utilisé pour comparer l'état des écosystèmes et permet de confirmer ou d'infirmer le succès (ou non) de la gestion des pêches. Idéalement, dans un monde de précaution et du point de vue de la conservation, tous les stocks ne devraient pas être pleinement exploités pour assurer une biodiversité durable et des écosystèmes durables. Ainsi, la FAO a fait une classification de beaucoup de stocks dans le monde et cette liste, répertoriée dans ce lien

(<http://www.fao.org/docrep/015/i2389e/i2389e.pdf>, partie D) sera utilisée en ce qui concerne les stocks non encore évalués dans une récente date. Cette classification sera revue et éventuellement affinée en y ajoutant les récentes évaluations de stocks à l'échelle nationale (Ba et al. 2018) ou sous-régionale (COPACE, 2019) et des connaissances expertes.

7. Indice de vulnérabilité intrinsèque (IVI) des débarquements

Utilisé comme indicateur de tendance, l'indice de vulnérabilité intrinsèque d'une espèce (IVI) est basé sur les traits du cycle de vie de l'espèce et les caractéristiques écologiques. Il est mesuré sur une échelle allant de 0 à 100 (le plus vulnérable). L'IVI des débarquements correspond à l'indice moyen de vulnérabilité pour toutes les espèces débarquées, pondéré par la contribution de chaque espèce à la capture débarquée.

8. Durée de vie moyenne

C'est une approximation du taux de renouvellement moyen des espèces et des communautés. La durée de vie est une mesure de la stabilité de l'écosystème et de la résistance aux perturbations et est utilisée pour mesurer l'état et la tendance. La durée de vie ou la longévité est un paramètre fixe par espèce, et donc la durée de vie moyenne d'une communauté reflétera la biomasse relative des espèces avec des taux de renouvellement différentiels. La pêche affecte la longévité d'une espèce donnée (effet direct de la pêche et de la sélection génotypique), mais le but ici est de suivre les changements dans la composition des espèces (même principe que pour le niveau trophique moyen des captures).

Annexe 3 -

Rappel des indicateurs sélectionnés lors du GT indiseas (Phase1), de leur utilisation (suivi des états S vs suivi des tendances T) et de leurs objectifs d'aménagement (d'après Shin et al. 2010b).

NB Ces indicateurs ont été intégrés dans notre démarche. Six d'entre eux ont été recalculés (actualisés) dans le cadre de nos cas d'études sur la Guinée le Sénégal et al Mauritanie (Thiaw. Et al. 2023)

Table 3. Summary of ecological indicators selected by the IndiSeas WG and the corresponding management objectives.

Indicators	Headline label	Used for <u>State</u> or <u>Trend</u>	Management objective ^a
Mean length	Fish size	S, T	EF
TL of landings	TL	S, T	EF
Proportion of under- and moderately exploited stocks	% healthy stocks	S	CB
Proportion of predatory fish	% predators	S, T	CB
Mean lifespan	Lifespan	S, T	SR
1/CV of total biomass	Biomass stability	S	SR
Total biomass of surveyed species	Biomass	T	RP
1/(landings/biomass)	Inverse fishing pressure	T	RP

^aCB, conservation of biodiversity; SR, maintaining ecosystem stability and resistance to perturbation; EF, maintaining ecosystem structure and functioning; RP, maintaining resource potential.

IndiSeas1 indicators

(contact: yunne-jai.shin@ird.fr)

L: length (cm), i: individual, s: species, N: abundance, B: biomass, Y: catch, TL: trophic level

Indicator	Data needed	Calculation	State S Trend T	Comments to guide calculation of indicators
Total biomass of surveyed species	Time series of total biomass of surveyed species ¹ (tons or biomass index)		T	<u>Data:</u> all surveyed species¹. Specific surveys conducted for sampling eggs, larval and juvenile stages should not be considered. This B index is used only for trends so absolute biomass estimates are not needed. <u>Question:</u> Do different surveys have to be combined (demersal trawl, pelagic acoustic ...)? In some cases, considering only the demersal trawl surveys provides an adequate estimate of biomass of demersal/pelagic fish and commercially important invertebrates. However, in some systems (such as upwelling ones), small pelagic fish are not adequately sampled in the demersal trawl surveys and thus dedicated small pelagic surveys are carried out. In those cases, local experts are to decide on appropriate methods of combining different surveys to provide a single total biomass index for the ecosystem.
1/(landings /biomass)	Time series of total biomass of retained species ² (tons or biomass index)	B/Y of retained species ²	T	<u>Meaning:</u> Indicates a global fishing pressure at the community level. <u>Data:</u> Use total landings and biomass of retained species². Used for trends so biomass indices can be used (but must be consistent across species and over the time series).
	Time series of total landings (tons)			
Mean length of fish in the community	Time series of individual length measures (cm)	$\bar{L} = \frac{\sum L_i}{N}$ (cm)	S, T	<u>Data:</u> all surveyed species¹, individual length measures from scientific surveys are required <u>Question:</u> In places where there is no data for length, what about weight? Weights are converted to lengths using w-l relationships.
	Time series of number of fish sampled			
TL landings	TL value per species	$TL_{land} = \frac{\sum TL_s Y_s}{Y}$	S, T	<u>Data:</u> Fixed non-integer TL per species. All retained species². TLs can be derived from Ecopath models or diet data. <u>Question:</u> If there is no Ecopath model implemented nor diet data available, can this indicator be calculated? As a stopgap, the estimates of TL in Fishbase (www.fishbase.org) are used.
	Time series of landings per species (tons)			

proportion of under and moderately exploited stocks		number (under+moderately exploited stocks)/total nb of stocks considered ∈ [0,1]	S	<u>Method:</u> indicator estimated according to the following step-by-step procedure: - Listing the stocks that are referenced by FAO in the area of concern (http://www.fao.org/docrep/009/y5852e/Y5852E10.htm#tbl) - cutting this FAO list according to what is effectively retained in the ecosystem (= tot nb of stocks considered) - adding local expert knowledge to refine the FAO classification of stock status (underexploited, moderately exploited, fully exploited, overexploited, depleted, recovering), update and fill the gaps. Please provide sources (WG reports, published literature, pers. comm.)
proportion of predatory fish	Time series of total biomass of surveyed species ¹ (tons or biomass index) Time series of biomass of surveyed predatory ³ species (tons or biomass index)	B predatory fish surveyed/B surveyed ∈ [0,1]	S, T	<u>Question:</u> Are invertebrate species to be included in the predators pool? No, see definition of "predatory fish species"³. As such, this indicator can reflect a potential decrease in demersal stocks, and a parallel increase in forage or invertebrate species. B surveyed= B(demersal fish+pelagic fish+commercially imp. invertebrates)
Mean life span	Mean maximum longevity observed per species (year) Time series of surveyed species biomass (tons or biomass index)	$\frac{\sum_s (age_{max} B_s)}{\sum_s B_s}$ (year)	S, T	<u>Meaning:</u> Proxy for turnover rate. Conveys the idea that fishing favours the emergence of species with a short life span. Fishing may affect the longevity of a given species (phenotypic plasticity and genotype selection), but the purpose here is not to track those effects at the species level, but to track changes in species composition. <u>Data:</u> Calculated for surveyed species¹. Fixed longevity for each species. Life span may vary under fishing pressure, so we conventionally adopt the mean max longevity observed for each species.
1/Coefficient of variation of total biomass	Time series of total biomass of surveyed species ¹ (tons or biomass index)	mean(total B for the last 10 years) /sd(total B for the last 10 years)	S	<u>Data:</u> biomass of all surveyed species ¹

Biodiversity and conservation-based indicators (TG2)

(contacts: mcoll@icm.csic.es, Lynne.Shannon@uct.ac.za)

s: species, *B*: biomass, *Y*: catch, *TL*: trophic level

Indicator	Data needed	Calculation (units)	State S Trend T	Comments to guide calculation of indicators
Flagship species (bonus indicator*)	Time series of biomass of flagship species ⁴ (tons or biomass index) (if biomass is unavailable, use abundance)		T	The aim of the flagship species indicator is to illustrate how fishing may impact species at higher trophic levels - such impacts may be overlooked by other more aggregated indicators in the suite. Select one non-commercial and one commercial flagship species⁴, with particular emphasis on selection of top predators. Justification for the expert's choice of his/her two flagship species per ecosystem should be provided (in the form of a published paper, report, statistical relationship etc.), showing a negative relationship between fishing and any of the life history stages of the selected flagship species. Caution is required in species selection: some species such as seabirds may benefit from discards so that fishery closures cause these species to decline; some species may be subject to drivers other than fishing e.g. climate or management measures protecting their habitat etc. Note that this is an exploratory indicator which merely complements the larger set of ecological indicators, some of which capture broader biodiversity aspects.
Mean intrinsic vulnerability index of fish catch	Intrinsic vulnerability index per species <i>s</i> Time series of species landings (tons)	$IVI = \frac{\sum_s IVI_s Y_s}{Y}$	S	The intrinsic vulnerability index of a species (IVIs) is based on life history traits and ecological characteristics, ranges from 0 to 100, with 100 being most vulnerable. Each species value has to be extracted from Cheung et al. 2007 (Supplementary material), or from www.fishbase.org (see end of species webpage, under vulnerability section), or can be calculated manually (with specific parameters of your species using an excel file programmed by C. William. Contact m.coll@icm.csic.es to access it). IVI will be considered as a state indicator based on trend over time (slope etc.) to facilitate cross-ecosystem comparisons.
Marine Trophic Index	TL value per species Time series of landings per species (tons)	$MTI = \frac{\sum_s TL_s Y_s}{Y}$ <i>s</i>: TL_s ≥ 3.25	S, T	Cf TL landings for TL_s values Only retained species² are considered
TL of surveyed community	TL value per species Time series of surveyed species biomass (tons or biomass index)	$TL_{co} = \frac{\sum_s TL_s B_s}{B}$	S, T	Cf TL landings for TL_s values All surveyed species¹ must be included (exploited and non-exploited)
TL of modelled community (bonus indicator*)	TL value per species Time series of modelled species biomass (B _{s,mod})	$TL_{mod} = \frac{\sum_s TL_s B_{s,mod}}{B_{mod}}$ <i>s</i> ≠ zooplankton	S, T	Cf TL landings for TL_s values TL of the modelled community spans the whole model ecosystem (living groups) but excludes zooplankton organisms and primary producers (phytoplankton, algae, etc). The modelled biomass values are output from Ecosim models fitted to time series.

Discards (bonus indicator*)	Time series or recent estimates of discards	Discards/Y $\in [0,1]$	S	provide a proportion of discarded catch over total catch for the most recent period available (2005-2010)
	Time series of landings			
Proportion of all exploited species with declining biomass (DEB)	Time series of survey biomass of retained species ² (tons or biomass index)		S	We use the sub-group of the retained species ² for this indicator, because we are trying to focus on direct effects of fishing and to minimize combined effects with other drivers (e.g. climate).

* Bonus indicators: not all ecosystems need to be documented. Specific analyses will be conducted on these bonus indicators, with at least one publication planned.

Definition of species used for the calculation of ecological indicators

¹ Surveyed species:

These are species sampled by researchers during routine surveys (as opposed to species sampled in catches by fishing vessels), and should include species of demersal and pelagic fish (bony and cartilaginous, small and large), as well as commercially important invertebrates (squids, crabs, shrimps...). Intertidal and subtidal crustaceans and molluscs such as abalones and mussels, mammalian and avian top predators, and turtles, should be excluded. Surveyed species are those that are considered by default in the calculation of all survey-based indicators.

² Retained species (landed)

These are species caught in fishing operations, although not necessarily targeted by a fishery (i.e. include by-catch species), and which are retained because they are of commercial interest, i.e. not discarded once caught, although this does not imply that sometimes certain size classes of that species may be discarded. A non-retained species is considered to be one that would never be retained for consumptive purposes. Intertidal and subtidal crustaceans and molluscs such as abalones and mussels are to be excluded. Retained species are those that are considered by default in the calculation of all catch-based indicators.

³ Predatory fish species

Predatory fish are considered to be all surveyed fish species that are not largely planktivorous (i.e. phytoplankton and zooplankton feeders should be excluded). A fish species is classified as predatory if it is piscivorous, or if it feeds on invertebrates that are larger than the macrozooplankton category (> 2cm). Detritivores should not be classified as predatory fish.

⁴ Flagship species

Flagship species must be species which are well known by the general public and for which abundance and population dynamics integrate direct and indirect ecosystem effects of fishing. A flagship species should be particularly sensitive to fishing and its abundance (or biomass) should be expected to decrease in response to increasing fishing pressure in the ecosystem. Examples of flagship species include seabirds, marine mammals, large predatory fish, turtles.

Annexe 5 Rappel sur quelques indices de diversité communs en Ecologie

D'après Guillaume 8 juin 2020 Ecologie appliquée (modifié)

Les indices de diversité en écologie des écosystèmes

<https://louernos-nature.fr/indices-de-diversite-ecologie-ecosystemes>

L'écologie utilise différents descripteurs statistiques pour caractériser la diversité des peuplements. D'aucuns parleraient de biodiversité, mais ce terme n'est pas tout à fait approprié ici. Lorsque l'écologue étudie les peuplements d'un écosystème, il va plutôt se référer à différents indices plus précis. Les premiers d'entre eux concernent la richesse spécifique S, la biomasse B ou encore l'abondance A d'une espèce. Les seconds concernent la diversité spécifique à un habitat, voire un écosystème particulier.

La diversité spécifique prend ainsi en compte aussi bien le nombre d'espèces que la distribution des individus au sein de ces espèces. L'écologue tient ainsi à sa disposition plusieurs indices de diversité. Ceux-ci sont le plus souvent accompagnés d'indices d'équitabilité, qui traduisent la répartition des abondances d'espèces dans le peuplement. Grâce à ces indices, il devient possible de suivre l'évolution des peuplements au cours du temps, mais également de les comparer entre stations étudiées.

1. Indice de Shannon-Weaver

L'indice de diversité le plus couramment employé est l'indice de Shannon. Il est aussi appelé indice de Shannon-Wiener, bien que ces deux mathématiciens n'aient pas travaillé conjointement dessus. Historiquement, Claude Shannon était un mathématicien cryptographe qui cherchait à décrire l'entropie de caractères dans un texte (entropie de Shannon). Sa formule prend en compte la probabilité de rencontrer un caractère précis compris dans un ensemble de caractères utilisés. En écologie, le caractère est remplacé par une espèce présente et le texte étudié par le peuplement.

1.1. Formulation

H' correspond à l'indice de Shannon, selon la formulation suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2(p_i)$$

p_i = l'abondance proportionnelle ou pourcentage d'abondance d'une espèce présente ($p_i = n_i/N$).

n_i = le nombre d'individus dénombrés pour une espèce présente.

N = le nombre total d'individus dénombrés, toute espèce confondue.

S = le nombre total ou cardinal de la liste d'espèces présentes.

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité spécifique d'un peuplement étudié. Pour rappel, la diversité spécifique caractérise le nombre plus ou moins grand d'espèces présentes dans un peuplement. S'il est homogène (constitué d'une seule et même espèce), alors l'indice $H' = 0$.

Plus nous sommes en présence d'espèces différentes, plus sa valeur augmente de façon logarithmique. Il est ainsi fréquent de voir des valeurs H' comprises entre 1 et 5 pour tenir compte de la diversité spécifique. Ceci est lié au fait que l'indice de Shannon est forcément lié à la taille de l'échantillon. Mais la comparaison de ces valeurs nécessite quelque prudence. Enfin, la valeur $H_{\max} = \log_2(S)$ correspond à un peuplement hétérogène pour lequel tous les individus de toutes les espèces sont répartis d'une façon égale. L'indice H' varie donc entre ces deux limites.

1.2. Indice d'équitabilité de Piélou

Pour mieux discuter cet indice de Shannon, il s'accompagne souvent de l'indice d'équitabilité de Piélou (J), ou indice d'équirépartition (E). Sa formule correspond au rapport entre H' et $H_{\max}$: $E = H'/H_{\max}$. Cet indice varie donc entre 0 et 1. S'il tend vers $E = 1$, alors les espèces présentes dans le peuplement ont des abondances identiques. S'il tend vers $E = 0$, alors nous sommes en présence d'un déséquilibre où une seule espèce domine tout le peuplement.

Ces deux indices permettent notamment de suivre les changements temporels d'un peuplement (c'est-à-dire l'ensemble des espèces d'un territoire donné partageant une écologie semblable). L'apparition d'une espèce invasive ou les pics d'opportunistes entraînent une baisse significative conjointe de H' et E . A l'inverse, un écotone (zone de transition écologique entre deux écosystèmes) ou un peuplement à l'équilibre présente des indices élevés. C'est pourquoi il faut prendre en compte ces deux indices de manière concomitante afin d'apprécier l'état d'un écosystème.

1.3. Discussion

Enfin, cet indice n'est pas insensible à la richesse spécifique (mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème). En effet, la richesse spécifique se traduit par la valeur de S . Aussi l'indice de Shannon tend à augmenter lorsque sont présentes des espèces rares. Par exemple, le calcul de l'indice de Shannon sur un hotspot d'oiseaux migrateur réputé pour ses coches insolites en automne peut gonfler artificiellement avec le passage de raretés. De même, l'indice de Shannon est fortement dépendant du type d'habitat.

Les valeurs obtenues par l'indice de Shannon restent donc relatives, seulement comparables entre-elles pour des stations de mêmes peuplements ou selon une échelle temporelle. Employer cet indice comme valeur comparative absolue pour évaluer la qualité d'écosystèmes entre-eux présente donc un risque de confusion.

2. Indice de Simpson

Cet indice proposé par le statisticien Edward H. Simpson mesure la probabilité que deux individus pris au hasard appartiennent au même groupe. Ce brillant mathématicien est également célèbre pour son fameux paradoxe de Simpson (exemple statistique bien connu d'élèves d'autant plus brillants en sport qu'ils ont de mauvais résultats scolaires).

2.1. Formulation

Appliqué à l'écologie, l'indice de Simpson est la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce dans un peuplement. Plusieurs formes de l'indice existent dans la littérature scientifique, ce qui peut compliquer l'interprétation des valeurs.

Dans cet article, nous nous appuierons sur la probabilité que deux individus appartiennent à la même espèce selon la formule originelle de Simpson (1949) : $P(\omega) = \sum (p_i^2)$. Il en découle deux formules, suivant que l'échantillon est infini (tirage avec remises, indice λ) ou fini (tirage sans remises, indice L). Par exemple, dans le cas d'un peuplement de phytoplancton par m³ d'eau de mer, on préférera l'indice λ . Pour suivre une population d'oiseaux forestiers par hectare, nous utiliserons l'indice L .

$$\lambda = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

$$L = \frac{\sum_{i=1}^S n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)}$$

p_i = proportion d'individus de l'espèce i ($p_i = n_i/N$).

n_i = nombre d'individus de l'espèce i

N = nombre total d'individus.

S = le nombre total ou cardinal de la liste d'espèces présentes.

Plus cet indice est proche de 1, plus le peuplement est homogène. Aussi utilise-t-on fréquemment un second indice, ou indice de diversité, correspondant à l'indice de Simpson retranché à 1.

2.2. Indice de diversité

Cet indice de diversité est tout d'abord plus intuitif de lecture que l'indice de Simpson. Sa formule correspond à $D = 1 - \lambda$ ou $D = 1 - L$ (selon la taille de l'échantillon étudié). Lorsque $D = 0$, alors une seule espèce est présente dans le peuplement. Si toutes les espèces ont la même probabilité $p_i = 1/S$ de présence, alors $D = 1 - (1/S)$. Enfin, la valeur $D = 1$ apparaîtrait dans le cas de figure où un nombre infini d'espèces sont présentes, mais toutes de probabilité quasi-nulle.

2.3. Indice d'équitabilité

Il s'accompagne d'un indice d'équitabilité $ED = D/D_{\max}$. Pour Hurlbert, le cas où toutes les espèces sont présentes selon la même probabilité correspond au maximum de l'indice de diversité, soit $D_{\max} = 1 - (1/S)$.

Une autre formulation de l'indice de Simpson stipule que $D = 1/\lambda$ (indice de diversité statistique). Il devient ainsi possible de considérer que si $ED = D/D_{\max}$ alors $D_{\max} = S$. Soit l'équation $ED = D/S$. Le choix de la formule est donc crucial pour comparer les résultats entre-eux.

L'indice d'équitabilité de Simpson permet de traduire la dominance d'une espèce (ED tend vers 0) ou la codominance de plusieurs espèces (ED tend vers 1). Comme précédemment, il est prudent d'examiner plusieurs indices.

2.4. Discussion

L'indice de diversité de Simpson donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. La présence d'espèces rares dans le peuplement ne modifie pratiquement pas la valeur de l'indice de diversité, contrairement à l'indice de Shannon beaucoup plus sensible. C'est pourquoi il se prête mieux à des comparaisons entre habitats ou écosystèmes donnés.

Indice de Hill

Cet indice propose une mesure de l'abondance proportionnelle, en comparant entre-eux les indices de Shannon et de Simpson. L'indice de diversité de Hill ainsi obtenu a pour objectif d'apprécier le rapport entre d'un côté la prise en compte des espèces abondantes (Simpson) et de l'autre l'influence des espèces rares (Shannon). L'indice de Hill apparaît donc comme un indice synthétique.

$$Hill = \frac{\lambda^{-1}}{e^H}$$

Lorsque Hill tend vers 0, alors la biodiversité est plus importante. Il est également possible de convertir cette valeur en $(1 - Hill)$ afin que l'indice soit croissant avec la biodiversité présente. Cet indice peut sembler plus pertinent dans une synthèse de résultats terrain, cependant il peut être intéressant de comparer les trois indices simultanément po

Annexe 6 : Valeurs annuelles de l'indicateur de Vitesse de vent (wind speed) à l'échelle régionale du plateau Ouest Africain (de la frontière Nord de la Mauritanie à la frontière Sud de la Guinée) et à l'échelle de chacun des pays inclus : Mauritanie, Sénégal (incluant la zone Gambienne), Guinée-Bissau et Guinée.

wind speed					
year	region	Maur	Sen	GuiB	Gui
1982					
1983					
1984					
1985					
1986					
1987	region	Maur	Sen	GuiB	Gui
1988	4,875	5,864	5,15	4,309	3,906
1989	4,883	6,006	5,315	4,139	3,748
1990	4,742	6,045	5,029	3,894	3,529
1991	4,732	5,908	5,087	3,961	3,587
1992	4,786	5,926	4,989	4,011	3,764
1993	4,894	6,124	5,177	4,105	3,742
1994	4,767	5,877	5,024	3,951	3,757
1995	4,727	5,765	5,043	4,075	3,708
1996	4,717	5,983	4,963	3,839	3,572
1997	4,426	5,549	4,519	3,567	3,504
1998	4,606	5,658	4,849	3,913	3,623
1999	4,926	6,092	5,136	4,315	3,808
2000	4,864	6,2	5,092	4,038	3,632
2001	4,831	6,103	5,004	4,072	3,67
2002	5,003	6,288	5,308	4,285	3,748
2003	5,074	6,229	5,259	4,398	4,006
2004	5,024	6,237	5,328	4,38	3,825
2005	5,092	6,346	5,219	4,44	3,942
2006	5,082	6,439	5,184	4,257	3,898
2007	5,242	6,581	5,349	4,395	4,089
2008	5,146	6,508	5,324	4,26	3,941
2009	5,274	6,63	5,434	4,424	4,073
2010	4,994	6,247	5,189	4,126	3,89
2011	5,264	6,813	5,464	4,248	3,899
2012	5,249	6,579	5,375	4,574	4,025
2013	5,193	6,584	5,239	4,48	3,96
2014	5,236	6,744	5,307	4,447	3,893
2015	5,175	6,575	5,175	4,489	3,951
2016	5,158	6,534	5,205	4,438	3,944
2017	5,111	6,497	5,122	4,467	3,883
2018	5,309	6,746	5,436	4,564	4
2019	5,246	6,437	5,36	4,693	4,132
2020	5,235	6,314	5,4	4,722	4,202
2021	5,129	6,499	5,302	4,398	3,861

Annexe 7 : Valeurs annuelles de l'indicateur d'upwelling (Upw index) à l'échelle régionale du plateau Ouest Africain (de la frontière Nord de la Mauritanie à la frontière Sud de la Guinée) et à l'échelle de chacun des pays inclus : Mauritanie, Sénégal (incluant la zone Gambienne), Guinée-Bissau et Guinée.

wind speed (CCMP data)					
year	region	Mauritanie	Sénégal	Guinée Bissau	Guinée
1983					
1984					
1985					
1986					
1988	0,72	0,77	0,87	0,74	0,48
1989	0,75	0,87	0,99	0,78	0,48
1990	0,7	0,83	0,87	0,65	0,39
1991	0,73	0,81	0,9	0,72	0,45
1992	0,72	0,81	0,83	0,66	0,39
1993	0,76	0,86	0,92	0,73	0,43
1994	0,72	0,76	0,8	0,59	0,38
1995	0,71	0,72	0,83	0,72	0,47
1996	0,75	0,84	0,84	0,66	0,42
1997	0,61	0,69	0,65	0,48	0,35
1998	0,73	0,74	0,75	0,65	0,46
1999	0,81	0,8	0,79	0,76	0,49
2000	0,8	0,85	0,78	0,73	0,48
2001	0,8	0,85	0,74	0,65	0,44
2002	0,83	0,88	0,85	0,78	0,52
2003	0,84	0,88	0,86	0,82	0,56
2004	0,84	0,89	0,89	0,86	0,57
2005	0,83	0,92	0,79	0,77	0,53
2006	0,83	0,9	0,79	0,76	0,54
2007	0,85	0,98	0,84	0,75	0,55
2008	0,87	0,94	0,84	0,76	0,52
2009	0,9	1,05	0,95	0,94	0,61
2010	0,84	0,98	0,85	0,74	0,5
2011	0,9	1,04	0,94	0,85	0,55
2012	0,86	0,95	0,87	0,72	0,5
2013	0,86	0,99	0,8	0,72	0,5
2014	0,88	1,04	0,84	0,72	0,52
2015	0,85	0,95	0,77	0,7	0,51
2016	0,84	0,96	0,84	0,72	0,5
2017	0,8	0,92	0,79	0,73	0,53
2018	0,92	1,06	0,95	0,9	0,6
2019	0,9	0,98	0,89	0,85	0,59
2020	0,86	0,93	0,89	0,71	0,48
2021	0,91	1,04	0,9	0,71	0,46
moyenne		0,89647	0,844118	0,73618	0,492647

Annexe 8 : Valeurs annuelles de l'indicateur température de surface (SST) à l'échelle du plateau Ouest Africain (de la frontière Nord de la Mauritanie à la frontière Sud de la Guinée) et à l'échelle de chacun des pays inclus : Mauritanie, Sénégal (incluant la zone Gambienne), Guinée-Bissau et Guinée.

SST					
year	region	Mauritanie	Sénégal	Guinée Bissau	Guinée
1982	22,833	19,969	22,122	24,33	25,761
1983	23,442	20,748	22,839	24,9	26,146
1984	23,11	20,282	22,476	24,549	25,979
1985	22,827	20,387	22,079	24,082	25,419
1986	22,957	20,24	22,206	24,404	25,782
1987	23,674	21,134	23,003	25,023	26,288
1988	23,147	20,537	22,454	24,518	25,84
1989	23,234	20,604	22,456	24,631	25,992
1990	23,384	20,828	22,706	24,882	25,962
1991	22,899	20,323	22,127	24,152	25,65
1992	23,044	20,451	22,435	24,437	25,651
1993	23,322	20,499	22,817	24,826	26,078
1994	23,277	20,976	22,744	24,364	25,65
1995	23,841	21,369	22,975	24,984	26,585
1996	23,707	21,248	22,909	25,212	26,251
1997	23,732	21,196	23,121	25,208	26,257
1998	23,957	21,395	23,398	25,281	26,537
1999	23,438	21,018	22,742	24,689	25,969
2000	23,829	21,198	23,098	25,378	26,496
2001	24,133	21,867	23,534	25,404	26,441
2002	23,702	21,388	22,948	24,823	26,218
2003	23,553	21,133	22,974	24,894	25,971
2004	23,819	21,438	23,331	25,09	26,173
2005	24,232	21,837	23,798	25,473	26,587
2006	23,882	21,4	23,126	25,159	26,51
2007	23,664	20,98	22,9	25,084	26,475
2008	24,019	21,395	23,365	25,431	26,689
2009	23,594	21,303	22,823	24,819	26,046
2010	24,461	22,199	23,674	25,711	26,884
2011	23,917	21,435	23,156	25,199	26,553
2012	23,574	21,162	22,938	24,869	26,044
2013	23,975	21,559	23,324	25,167	26,505
2014	23,61	21,106	22,917	25,063	26,154
2015	23,953	21,435	23,484	25,361	26,333
2016	24,127	21,557	23,656	25,612	26,525
2017	24,247	21,774	23,828	25,61	26,556
2018	23,416	20,754	22,79	25	25,947
2019	23,959	21,319	23,402	25,421	26,483
2020	24,553	22,15	24,082	25,706	26,906
2021	24,048	21,329	23,53	25,5	26,639
moyenne		21,2401	23,10476	25,087	26,28109

Annexe 9 : Valeurs annuelles de l'indicateur de chlorophylle a (CLHA) à l'échelle régionale du plateau Ouest Africain (de la frontière Nord de la Mauritanie à la frontière Sud de la Guinée) et à l'échelle de chacun des pays inclus : Mauritanie, Sénégal (incluant la zone Gambienne), Guinée-Bissau et Guinée.

year	CHLA region	Mauritanie	Sénégal	Guinée Bissau	Guinée
1982					
1983					
1984					
1985					
1986					
1987					
1988					
1989					
1990					
1991					
1992					
1993					
1994					
1995					
1996					
1997					
1998	3,824	6,39	3,989	2,706	1,501
1999	3,24	3,836	4,419	3,626	1,963
2000	3,638	4,065	5,882	3,187	2,247
2001	2,943	3,801	4,244	2,484	1,586
2002	3,101	3,974	3,572	2,934	2,079
2003	3,686	4,648	4,371	3,888	2,393
2004	3,201	3,783	4,237	3,148	2,158
2005	2,739	3,375	3,116	3,083	1,844
2006	3,369	4,273	4,089	3,44	2,126
2007	3,067	4,19	3,923	2,796	1,619
2008	3,285	3,624	3,52	2,593	2,973
2009	2,766	2,736	3,186	3,02	2,571
2010	2,407	2,595	2,637	2,902	1,854
2011	2,794	2,477	2,673	3,428	3,83
2012	3,221	4,304	3,336	2,893	1,862
2013	2,64	3,327	3,108	3,299	1,461
2014	2,936	2,656	3,987	3,887	2,441
2015	3,666	2,879	3,89	4,203	4,344
2016	2,539	3,027	2,121	2,657	2,269
2017	3,253	3,357	4,092	3,153	2,648
2018	3,472	3,825	4,096	3,327	2,646
2019	3,651	4,188	4,841	3,436	2,59
2020	2,633	3,227	3,524	2,637	1,573
2021	2,62	3,802	2,658	2,371	1,486
moyenne		3,681625	3,729625	3,129083333	2,252666667

