HAL
open science

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état l'avancement de l'intercalibration européenne

C. Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

To cite this version:

C. Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage. Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état l'avancement de l'intercalibration européenne. [Rapport de recherche] irstea. 2011, pp.98. hal-02596681

HAL Id: hal-02596681

https://hal.inrae.fr/hal-02596681

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Partenariat *2010* – *Domaine 2.4 - Action 16*

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne

Rapport final

Christine Delpech *(Cemagref Bordeaux)*
Hilaire Drouineau *(Cemagref Bordeaux)*
Mario Lepage *(Cemagref Bordeaux)*

Mars 2011

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Contexte de programmation et de réalisation

La mise en œuvre de la DCE nécessite d'évaluer l'état de la communauté piscicole des masses d'eau de transition, par le développement de méthodologies d'échantillonnage et d'interprétation des résultats, permettant le classement de cette composante dans l'une des 5 classes de qualité. Le traitement des résultats nécessite le développement d'un outil d'évaluation, appelé « indicateur poisson » associé à des limites de qualité adaptées aux caractéristiques particulières de chaque type de masse d'eau échantillonnée.

Les auteurs

Christine Delpech
Ingénieur d'études
christine.delpech@cemagref.fr
Cemagref Bordeaux

Hilaire Drouineau
Ingénieur de recherche
hilaire.drouineau@cemagref.fr
Cemagref Bordeaux

Mario Lepage
Ingénieur de recherche
mario.lepage@cemagref.fr
Cemagref Bordeaux

Les correspondants

Onema : Romuald Berrebi, *romuald.berrebi@onema.fr*
Marie-Claude Ximenes, *marie-claude.ximenes@onema.fr*
Référence du document :

Cemagref : Mario Lepage, *Cemagref, mario.lepage@cemagref.fr*
Référence du document :

Droits d'usage :	*accès libre*
Couverture géographique :	*France et Europe*
Niveau géographique [un seul choix] **:**	*National*
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] **:**	*Professionnels, experts*
Nature de la ressource :	*Document*

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne
Rapport final
Christine Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

Sommaire

Résumé....5
Abstract....6
Synthèse pour l'action opérationnelle....7
Corps du document....11

Contexte....11

Partie 1 : Développement de l'indicateur poisson pour les eaux de transition françaises....12

Introduction....12

1 Évolution des jeux de données....12

2 Indices de pression....14

2.1 Ajustement de l'indice HV en estuaires....14

2.2 Pressions en lagunes....17

2.2.1 Indice de pression basé sur le réseau RINBIO....17
2.2.2 Indice de toxicité: indice tox....19
2.2.3 Indice Corine Land Cover à l'échelle du bassin versant....20
2.2.4 Base de données pressions établie par l'IFREMER (Bouchoucha et al., 2010)....22

3 Mise à jour des modèles pressions impacts et correction des types de modèles employés : gaussien ou delta....23

4 Modélisation pression par pression....32

5 Indice pression : Méthode basque....35

6 Définition des seuils....37

6.1 Description de la méthode de calcul des seuils....38

6.2 Précision des seuils....39

6.3 Ajustement des seuils....41

7 Calcul des métriques....42

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

8 Métriques supplémentaires pour l'indicateur en estuaire.....42
8.1 Indice de niveau trophique..... 42
8.2 Richesse taxonomique..... 46
8.3 Métrique spécifique aux zones oligohalines.....47
8.4 Métrique relative aux espèces sensibles.....49
9 Notes de l'indicateur et état de qualité.....49
9.1 En estuaires.....49
9.2 En lagunes.....54
10 Quantification des incertitudes autour du diagnostic pour les lagunes méditerranéennes..... 57
10.1 Première méthode..... 57
10.2 Seconde méthode..... 59
Bibliographie.....60

Partie 2 : Intercalibration européenne.....63
1 Groupe Coast 63
2 GIG-NEA 63
3 GIG-MED.....64

ANNEXES..... 65
Annexe I -Seuils calculés pour les métriques retenues en estuaires.....66
Annexe II -A Bayesian framework to objectively combine metrics when developing stressor specific multimetric indicator.....72
Annexe III -GIG-NEA meeting - Londres 6-7 Juillet 2010.....92
Annexe IV -GIG-MED exercice d'intercalibration, étangs de Diana et Urbino…94

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne

Christine Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

Résumé

RÉSUMÉ

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau nécessite d'évaluer l'état des communautés de poissons des masses d'eau de transition. Une méthodologie a été développée afin de créer un indicateur poisson capable de qualifier l'état écologique des masses d'eau de transition françaises. Le choix des métriques constituant l'indicateur est basé sur un travail rigoureux de modélisation et d'interprétation de la réponse induite par une pression d'origine anthropique sur chacune de ces métriques. Les travaux menés cette année ont consisté à améliorer les indicateurs poissons des estuaires et des lagunes. Les types de modèle utilisés ont été modifiés pour mieux correspondre à la distribution des donnés et la méthode de calcul des seuils et des métriques a été retravaillée en conséquence. Les indices de pression existants ont également été améliorés et de nouveaux indices ont été développés. Pour les lagunes, l'ajout des données de 3 lagunes corses échantillonnées en 2009 modifie fortement les réponses pression-impact observées. Des analyses supplémentaires seront nécessaires afin de définir la cause de cette variabilité dans les modèles obtenus (notamment lorsqu'une seconde année d'échantillonnage sera disponible). Pour l'indicateur en estuaire, des métriques supplémentaires ont été développées. Il est désormais constitué de 7 métriques : densité de migrateurs (DDIA), densité de juvéniles marins (DMJ) dans les zones mésohalines et polyhalines, densité de poissons d'eau douce (DFW) dans les zones oligohalines, densité de poissons benthiques (DB), densité totale de poissons (DT), densité de poissons résidents (DER) et richesse taxonomique (RT). Les travaux menés sur l'intercalibration européenne ont également été poursuivis.

MOTS CLÉS (THÉMATIQUE ET GÉOGRAPHIQUE)

indicateur poisson, état écologique, relation pression-impact, estuaires, lagunes, intercalibration européenne.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne

Christine Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

Abstract

ABSTRACT

The implementation of the Water Framework Directive requires an assessment of the status of fish communities in transitional water bodies. A methodology was developed to create a fish index able to describe the ecological status of French transitional water bodies. The choice of the metrics is based on a rigorous modelling and interpretation of the response induced by anthropogenic pressure on each of these metrics. This year, the fish index has been improved. Model types used were modified to better match the distribution of data and the method of calculating thresholds and metrics has been reworked accordingly. The pressure indices were also improved and new indices were developed. For lagoons, adding data of 3 Corsican lagoons sampled in 2009 significantly alters the pressure-impact relationships observed. Further analysis will be necessary to define the cause of this variability in the models obtained (especially when a second sampling year will be available). For the estuarine index, additional metrics were developed. It now consists of 7 metrics: density of migratory (DDIA), density of marine juveniles (DMJ) in mesohaline and polyhaline areas, density of freshwater species (DFW) in oligohaline areas, density of benthic species (DB), total fish density (DT), density of resident species (DER) and taxonomic richness (RT). Works on the European intercalibration were also continued.

ABSTRACT (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA)

fish index, ecological status, pressure-impact relationship, estuaries, lagoons, European intercalibration

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne

Christine Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

Synthèse pour l'action opérationnelle

Contexte

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - Directive 2000/60/EC) nécessite d'évaluer l'état des communautés de poissons des masses d'eau de transition, par le développement de méthodologies d'échantillonnage et d'interprétation des résultats, permettant le classement de cette composante dans l'une des 5 classes de qualité. Une méthodologie a été développée afin de créer un indicateur « poisson » capable de qualifier l'état écologique des masses d'eau de transition françaises (Courrat et al., 2009; Delpech et al., 2010a; Girardin et al., 2009; Lepage et al., 2007). Cet indicateur est composé de plusieurs descripteurs du peuplement (métriques), permettant ainsi de caractériser divers aspects des peuplements de poissons. De plus, cet outil prend en compte à la fois les caractéristiques physiques des masses d'eau et les pressions anthropiques qui s'exercent sur ces milieux. Le choix des métriques constituant l'indicateur est basé sur un travail rigoureux de modélisation et d'interprétation de la réponse induite par une pression d'origine anthropique sur chacune de ces métriques. Les travaux menés cette année ont consisté à améliorer les indicateurs poissons des estuaires et lagunes (autant en terme de rigueur statistique que de robustesse du diagnostic). Les travaux menés sur l'intercalibration européenne ont également été poursuivis.

Indices de pression

Afin de valider un indicateur de qualité écologique pour les masses d'eau de transition, il est important de pouvoir confronter les résultats qu'il fournit à une mesure des pressions anthropiques s'exerçant sur ces masses d'eau. C'est pourquoi un travail a été mené pour améliorer les indices de pression existants, et pour développer de nouveaux indices. Concernant les lagunes méditerranéennes, trois nouveaux indices ont été ainsi proposés. Les deux premiers sont des indices intégrateurs des différentes contaminations s'exerçant sur les lagunes. Ces deux indices sont construits à partir du réseaux de surveillance de l'IFREMER, l'un portant sur une mesure de concentration des contaminants, l'autre sur la toxicité de ces contaminants. Un troisième indice est une extension d'une analyse précédente portant sur l'occupation des sols par des activités potentiellement perturbatrices dans les zones entourant la lagune. Cette première analyse avait été réalisée dans une bande de 500m autour de la masse d'eau, et a maintenant été réalisée à l'échelle du bassin versant. Ce nouvel indice ne modifie que ponctuellement l'indice qui avait été construit à partir de la bande des 500m. Enfin, une base de données regroupant 45 pressions de pollutions, 15 pressions hydromorphologiques et 12 pressions directes sur le vivant, le tout sur 30 lagunes, a été développée par l'IFREMER. Cette base devrait permettre à terme d'améliorer encore les indices de pressions existants.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Modèles pression-impact

Le choix du type de modèle a été modifié en fonction de la distribution des données. En effet, jusqu'à présent des modèles de type delta étaient utilisés car ils sont adaptés aux séries de captures contenant un grand nombre de valeurs nulles. Néanmoins, pour certaines métriques en estuaires contenant un nombre plus modéré de valeurs nulles ainsi que pour toutes les métriques en lagunes (du fait du jeu de données relativement restreint), une simple modélisation gaussienne sur les données log-transformées s'est avérée plus adéquate. Cela a également entrainé des modifications dans le calcul des seuils et des valeurs des métriques correspondantes.

Indicateur en lagunes

Vu les modifications sur la définition des guildes fonctionnelles, les modifications sur types de modèles utilisés, les nouveaux indices de pression disponibles et les nouvelles données disponibles (trois lagunes corses échantillonnées en 2009), il a été décidé de retester toutes les métriques envisagées, et de voir comment elles réagissaient face aux différents indices de pression (modèles pression-impacts). Afin de tester la robustesse de l'indicateur à de nouvelles lagunes, l'analyse a été conduite une fois sans les lagunes corses, et une fois avec. Cette analyse a mis en évidence une forte variabilité des métriques réagissant aux pressions, selon si les trois nouvelles lagunes étaient prises en compte ou non. Cela peut s'expliquer, soit par un mauvais calcul de l'indice de pression pour ces trois nouvelles lagunes, soit par une forte variabilité interannuelle non prise en compte pour le moment dans l'indicateur (seule l'année 2006 ayant fait l'objet de campagnes d'échantillonnage), soit que les lagunes corses constituent un type particulier que les modèles actuels ne permettent pas de décrire. Devant ces incertitudes, et du fait que les modèles seront probablement ré-amenés à évoluer en 2011 quand les campagnes d'échantillonnage automne 2010/printemps 2011 seront intégrées dans l'analyse, il a été choisi de conserver les trois mêmes métriques qu'en 2009 dans l'indicateur sans inclure les données de Diana, Urbino, Palo dans le jeu de données. L'indicateur ainsi construit montre une bonne corrélation avec l'indice global de pression (r^2=0.59 sans Diana, Urbino, Palo).

Indicateur en estuaires

Les changements apportés aux modèles et à l'attribution des guildes, n'ont pas diminués la pertinence des métriques de densités précédemment retenues. On observe toujours de fortes relations négatives entre l'indice de pollution et la densité totale de poissons ainsi que les densités de poissons migrateurs, de juvéniles marins et de poissons benthiques. La densité de poissons résidents diminue toujours lorsque l'indice de pression sur l'habitat et le vivante augmente. Seule la métrique de densité des poissons marins saisonniers, qui semblait pertinente lors des analyses conduites en 2009, n'est plus influencée par les indices de pressions testés.

De nouvelles métriques ont également été testées. L'utilisation du niveau trophique moyen paraissait pertinent mais s'est avéré difficilement utilisable, principalement en raison de la distribution des valeurs. Une métrique concernant la richesse taxonomique, couramment utilisée pour décrire la qualité écologique des milieux aquatiques et qui est demandée pour satisfaire les exigences de la DCE, a été développée. Une standardisation du nombre d'espèces

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

par la surface échantillonnée a rendu cette métrique plus facilement modélisable et a permis de définir des seuils robustes sans recouvrement des intervalles de confiance. Une métrique supplémentaire, spécifique aux zones oligohalines, moins bien représentées par les métriques actuelles, a été définie. Il s'agit de la densité d'espèce d'eau douce, qui diminue significativement lorsque l'indice de pollution augmente (notamment la concentration en métaux lourds).

Ainsi l'indicateur poisson en estuaires est donc dorénavant constitué de 7 métriques :
- densité de migrateurs (DDIA)
- densité de juvéniles marins (DMJ) dans les zones mésohalines et polyhalines
- densité de poissons d'eau douce (DFW) dans les zones oligohalines
- densité de poissons benthiques (DB)
- densité totale de poissons (DT)
- densité de poissons résidents (DER)
- richesse taxonomique (RT).

Une métrique supplémentaire relative aux espèces sensibles devra encore être intégrées à l'indicateur ELFI de façon à rendre cet indicateur pleinement compatible avec les exigences de la DCE.

Incertitudes

Enfin, il est important de fournir en plus du diagnostic, une mesure de l'incertitude entourant la note globale. Deux méthodes ont ainsi été proposées. Une première méthode, directement opérationnelle pour les lagunes, est basée sur de la simulation, ré-échantillonnage de données. Elle a permis de juger de la pertinence des EQR proposés. Par contre, cette méthode présente l'inconvénient d'être basée sur des hypothèses fortes pour la simulation, et de ne pas pouvoir s'appliquer à l'indicateur en estuaire (impossibilité de s'appliquer aux métriques de présence-absence). La deuxième méthode, basée sur une approche bayésienne, est par contre complètement générique et permet en outre de prendre en compte des connaissances des experts. Elle permet de plus une combinaison objective des métriques de l'indicateur. Néanmoins, du travail est encore nécessaire afin de la rendre complètement opérationnelle.

Intercalibration

Outre le développement d'outils nationaux visant à évaluer la qualité écologique des masses d'eau, la Directive Cadre sur l'Eau prévoit une phase d'intercalibration de ces outils nationaux, afin d'assurer une cohérence de la politique à l'échelle européenne. Ces travaux d'intercalibration se déroule au sein des groupes d'intercalibration géographiques (GIG) : les masses d'eaux de transitions françaises étant concernées par les GIG-NEA (Nord-Est Atlantique) et GIG-MED (Méditerranéen). Une première réunion du groupe COAST (réunion inter-gig) s'est tenue à ISPRA en janvier 2010, suivi d'une autre en Novembre.

Concernant les travaux au sein du GIG-MED, une réunion a eu lieu à Rome en Février 2010 pour faire le point sur l'état d'avancement des différents groupes du GIG. Un deuxième exercice d'intercalibration a été lancé sur les lagunes corses de Diana et Urbino en octobre 2010, faisant suite à l'exercice réalisé à Mar Menor (Murcia, Espagne) en 2009. Ces travaux se poursuivront par un exercice d'intercalibration en septembre 2011 sur deux lagunes

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

grecques. Ces exercices permettront de comparer les résultats des indicateurs sur différents types de lagunes, soumises à des niveaux de pressions anthropiques variables.

Les travaux sur les estuaires du GIG-NEA sont beaucoup plus avancés car tous les pays ont maintenant un indicateur au point, même si des améliorations sont encore en cours. Les indicateurs poissons de chaque état ont été calculés pour l'exercice d'intercalibration sur la Weser. Une réunion s'est déroulée en Juillet à Londres pour que chaque pays présente son indicateur et pour faire un point sur l'exercice réalisé sur la Weser. Une typologie des estuaires en fonction de leurs tailles a aussi été adoptée.

Pour en savoir plus :

Delpech, C., Drouineau, H., Lepage, M., 2011. Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2010 : 98p.

christine.delpech@cemagref.fr
hilaire.drouineau@cemagref.fr
mario.lepage@cemagref.fr

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne

Christine Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

Corps du document

Contexte

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - Directive 2000/60/EC) nécessite d'évaluer l'état des communautés piscicoles des masses d'eau de transition, par le développement de méthodologies d'échantillonnage et d'interprétation des résultats, permettant le classement de cette composante sur une échelle de 5 classes de qualité. Une méthodologie a été développée afin de créer un indicateur « poisson » capable de qualifier l'état écologique des masses d'eau de transition françaises (Courrat et al., 2009; Delpech et al., 2010a; Girardin et al., 2009; Lepage et al., 2007). Cet indicateur est composé de plusieurs descripteurs du peuplement (métriques), permettant ainsi de caractériser divers aspects des peuplements de poissons. De plus, cet outil prend en compte à la fois les caractéristiques physiques des masses d'eau et les pressions anthropiques qui s'exercent sur ces milieux. Le choix des métriques constituant l'indicateur est basé sur un travail rigoureux de modélisation et d'interprétation de la réponse induite par une pression d'origine anthropique sur chacune de ces métriques.

Dans ce rapport, nous présenterons la continuité des travaux menés en 2009 concernant, d'une part, le développement de ELFI, l'indicateur poisson dans les eaux de transition françaises et d'autre part, l'intercalibration européenne de ces outils de diagnostic.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Partie 1 : Développement de l'indicateur poisson pour les eaux de transition françaises.

Introduction

Les travaux précédents ont permis d'identifier 4 métriques de densités significativement impactées par la pollution dans les estuaires français (Delpech *et al.*, 2010a). L'année dernière, 2 métriques supplémentaires (densité des poissons marins saisonniers et densité de poissons résidents) paraissaient pertinentes pour être incluses dans l'indicateur (Delpech *et al.*, 2010b). Pour les lagunes, ce sont 3 métriques de densités qui ont été mises en évidence.

Dans le chapitre qui suit, nous allons décrire les travaux menés cette année sur les indicateurs poissons en estuaires et en lagunes. Tout d'abord, nous allons brièvement décrire les changements qui ont eu lieu dans la base de données, puis les modifications qui ont été apportées aux indices de pressions. Puis, nous rentrerons dans le détail des modifications apportées aux modèles et à la méthode de calcul des seuils. Enfin nous discuterons des nouvelles métriques analysées et de celles qui seront retenues pour constituer l'indicateur poisson, ainsi que des notes obtenues.

1 Évolution des jeux de données

Pour répondre aux exigences de la DCE, un suivi sur trois années consécutives a été mis en place et à débuter au printemps 2009 dans les estuaires. Nous avons donc pu inclure dans notre jeu de données les données issues des 29 campagnes de pêche réalisées en 2009 afin de (i) vérifier la robustesse des métriques sélectionnées, et (ii) d'ajuster nos seuils afin de mieux prendre en compte la variabilité interannuelle. Le jeu de données servant à la modélisation des métriques en estuaires passe ainsi de 1003 à 1543 traits de chalut.

Concernant les lagunes, des échantillonnages qui ont eu lieu au printemps et à l'automne 2009 sur les lagunes corses de Diana, Urbino et Palo, ont été ajoutés au jeu de données préalablement existant. Trois cent cinquante six opérations de pêche, provenant de 14 lagunes ont ainsi pu être analysées. Par contre, seule une année de données était disponible pour chaque lagune, limitant ainsi les possibilités d'analyses, et notamment la prise en compte de la variabilité interannuelle.

Une autre évolution du jeu de données est la prise en compte, cet automne, des travaux menés dans le cadre du projet européen WISER en termes d'attribution des guildes. En effet, les représentants de plusieurs pays européens participant à ce projet (Tableau 1) se sont mis d'accord sur l'attribution des guildes écologiques, trophiques et de répartition pour l'ensemble des espèces de poissons et crustacés capturées dans les eaux de transition européennes. De plus, la définition de certaines guildes écologiques a été retravaillée (Tableau 2). Les plus gros changements résident dans la liste d'espèces appartenant aux guildes des poissons migrateurs, des poissons résidents et des juvéniles marins. Jusqu'à présent la liste des guildes utilisée était celle définie en 2007 par le Cemagref et qui traduisait les caractéristiques majeures des

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

poissons dans les estuaires et lagunes français. Un travail a été réalisé afin de définir l'impact de ce changement sur la significativité des métriques retenues.

Tableau 1 : Pays et personnels impliqués dans le projet WISER ayant participés à l'attribution commune des guildes.

Pays	Institut	Personnes
Angleterre	Université de Hull	Mike Elliott et Rafael Perez-Dominguez
Bulgarie	IO-BAS	Violin Raykov
Espagne - Pays Basque	AZTI	Angel Borja et Ainhize Uriarte
France	Cemagref	Mario Lepage et Anne Courrat
Portugal	IMAR	João Neto, Henrique Cabral, José Lino Costa

Tableau 2 : Liste des guildes écologiques et leurs définitions établies dans le cadre du projet WISER.

Acronym	Name	Definitions in WISER
FW	Freshwater species	Freshwater adventitious species, which occasionally enter brackish waters from freshwaters but have no apparent estuarine requirements (definition from Elliott & Dewailly 1995)
DIA	Diadromous species	Fish that cross salinity boundaries and are able to maintain stable populations at FW or SW
MA	Marine adventitious species	Main population centres for both adults & juveniles not found in transitional and coastal (TraC) waters. These species may be captured with regularity in TraC waters but numbers are low
ER	Estuarine resident species	>50% population adults & juveniles found in TraC waters. In practical terms: for very small species that are not known to make real migrations; ex. gobies, blennies, lepadogaster, tripterigion, hippocampus, syngnathus, stickleback, gambusia.... if they are caught, it is probably because they drift in as a larvae and could stay in the estuary/lagoon system for a while if they don't make their entire cycle.
MS	Marine seasonal species	Species that are entering the transitional system only at a certain period of the year and where adults and juveniles are found in numbers
MJ	Marine juvenile species	Significant shift of the juvenile population to TraC waters due to a distinct migration or larval/juvenile dispersal reaching into TraC waters. In practical terms: for marine species when the majority of caught fishes are juveniles

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

2 Indices de pression

2.1 Ajustement de l'indice HV en estuaires

L'indice de pression sur l'habitat et le vivant (indice HV) est constitué de plusieurs pressions affectant l'hydromorphologie des masses d'eau et pouvant avoir un effet direct sur la mortalité des poissons ou sur leurs habitats. Par rapport à la liste des pressions initialement utilisées lors du développement de cet indice (Lepage et al., 2008), la pression liée à la conchyliculture a été supprimée car l'impact des zones conchylicoles est ambigu. En effet, elles ont tendance à jouer le rôle de concentrateur de poissons, en leur fournissant des abris par exemple. Cependant, pour les zones adjacentes qui seraient chalutées, l'effet pourrait être inverse en réduisant la diversité et l'abondance à proximité des installations conchylicoles.

L'indice HV se compose de 7 variables pour les estuaires :
- barrages
- dragage
- pompages industriels
- nombre de pêcheurs professionnels
- ports de plaisance (anneaux)
- ports de commerce (tonnage)
- ports de pêche (criée)

Certaines de ces variables ont été définies en termes de présence/absence telles que la présence de barrages ou de pompages industriels. Pour les autres variables, nous disposons de données quantitatives (exemple : tonnage de poissons débarqués). Afin de standardiser ces valeurs en fonction de la taille des masses d'eau, elles ont été divisées par la superficie de la masse d'eau. Jusqu'à présent, la superficie utilisée avait été relevée dans la littérature. Néanmoins, nous nous sommes aperçus que certaines de ces valeurs ne correspondaient pas aux limites des masses d'eau telles que définies par la DCE. De ce fait, la pression sur l'habitat et le vivant était surestimée pour certaines masses d'eau, telles que la Sèvre Niortaise et la Loire, et sous-estimée pour d'autres, la Somme par exemple. Nous avons donc recalculé chaque pression en prenant comme superficies les valeurs mesurées par SIG sur les couches cartographiques fournies par les agences de l'eau pour les masses d'eau de transition concernées ; ces données sont disponibles dans la base de données POMET. Les valeurs ainsi obtenues ont été représentées dans le Tableau 3.

Afin d'inclure ces pressions dans l'indice de pression sur l'habitat et le vivant, il a été nécessaire de distinguer 5 classes de qualité et de leur attribuer un score allant de 0 à 4. La première classe (score = 0) correspond à une absence de la pression. Pour distinguer les 4 autres classes, une analyse de la distribution des valeurs a été réalisée et des seuils ont été attribués graphiquement (Tableau 4).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 3 : Pressions quantitatives sur l'habitat et le vivant dans les estuaires standardisées par km² en utilisant les superficies mesurées par SIG.

masse eau	dragage 1000m³/km²	pêcheur nb/km²	anneaux nb/km²	Tonnage fret T/km²	criée T/km²
Aber Benoit	0	0	0	0	0
Aber Wrach	0	0	8,501	0	0
Adour amont	0	23,587	0	0	0
Adour aval	139,530	11,272	81,200	0,822	0
Aulne	0	0	0	0	0
Auray	0	0	27,562	0	0
Authie	0	0	0	0	0
Aven	0	0	0	0	0
Baie des Veys	0	0	19,045	0	79,074
Belon	0	0	140,713	0	0
Bidassoa	0	0	297,411	0	0
Blavet	1,496	0	159,789	0,216	0
Canche	0	0	43,262	0	0
Charente	11,189	1,489	23,304	0,014	0
Crach	0	0	284,337	0	0
Daoulas	0	0	0	0	3097,403
Dordogne fluvial	0	3,310	0,813	0	0
Elorn	0	0	205,027	0,260	210,083
Etel (Rivière d')	0,984	0	19,687	0	0
Fond de baie du Mont Saint Michel	0	0	0	0	0
Garonne fluvial amont	0	0	0	0	0
Garonne fluvial aval	46,116	4,890	16,816	0,347	0
Gironde amont	32,549	0,963	2,031	0	0
Gironde aval	5,317	0,718	22,316	0,000	7,578
Gironde centrale	8,944	0,261	0,810	0	0
Goyen	0	0	144,189	0	625,233
Isle Laubardemont	0	66,241	0	0	0
Jaudy	0	0	73,529	0,009	0
Laïta	0	0	59,365	0	0
Lay	0	8,108	38,445	0	5,732
Léguer	0	0	195,024	0	0
Loire	50,133	1,059	4,117	0,136	0
Morlaix	0,435	0	14,497	0	412,583
Noyalo	0	0	0	0	0
Odet	0	0	151,753	0,023	0
Orne	97,308	0	145,149	0,665	238,654
Penerf	0	0	0	0	0
Penzé	0	0	54,417	0	0
Pont l'Abbé	0	0	96,433	0	953,912
Port Boulogne	89,747	25,443	88,579	0,132	6527,893
Port Dunkerque	162,850	1,953	43,308	4,451	50,919
Rance	2,501	0	94,323	0,090	53,157
Risle	0	0	0	0	0
Scorff	5,895	0	661,412	0,851	5089,849
Seine amont	475,187	0	10,598	1,427	0
Seine aval	10,150	0,032	7,229	0,484	15,853
Seine central	0	0	0	0	0
Seudre	0,198	0,396	13,946	0	0
Sèvre Niortaise	0	1,124	0	0	0
Somme	0	0,122	11,004	0	0
Trieux	0	0	102,366	0,017	190,266
Vannes	0	0	197,919	0,0004	444,050
Vie	11,724	14,943	1206,897	0	5831,034
Vilaine	0	4,789	71,090	0	0

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 4 : Seuils calculés entre les 5 classes de qualité pour les pressions quantitatives qui constituent l'indice HV en estuaires.

score	dragage **1000m³/km²**	pêcheur nb/km²	anneaux nb/km²	Tonnage fret T/km²	criée T/km²
0	0	0	0	0	0
1	]0 - 20]	]0 - 6]	]0 - 30]	]0 - 0,2]	]0 - 300]
2	]20 - 70]	]6 - 20]	]30 - 120]	]0,2 - 1]	]300 - 2000]
3	]70 - 200]	]20 - 40]	]120 - 400]	]1 - 2]	]2000 - 4000]
4	> 200	> 40	> 400	> 2	> 4000

L'indice HV a donc été calculé avec les scores obtenus grâce aux valeurs et seuils décrits ci-dessus, et a été comparé aux valeurs définies dans un précédent rapport (Lepage et al., 2008). Les plus grandes différences entre les deux indices sont observées pour la Sèvre Niortaise, la Seudre et la rivière de Daoulas, pour lesquelles la valeur de l'indice HV a été fortement diminuée dans l'indice révisé (Figure 1). Ceci est principalement dû à la suppression de la variable conchyliculture car l'activité conchylicole est très forte dans ces trois masses d'eau. Pour la Sèvre Niortaise, la forte diminution est également due à la prise en compte d'une superficie plus élevée pour standardiser les valeurs quantitatives.

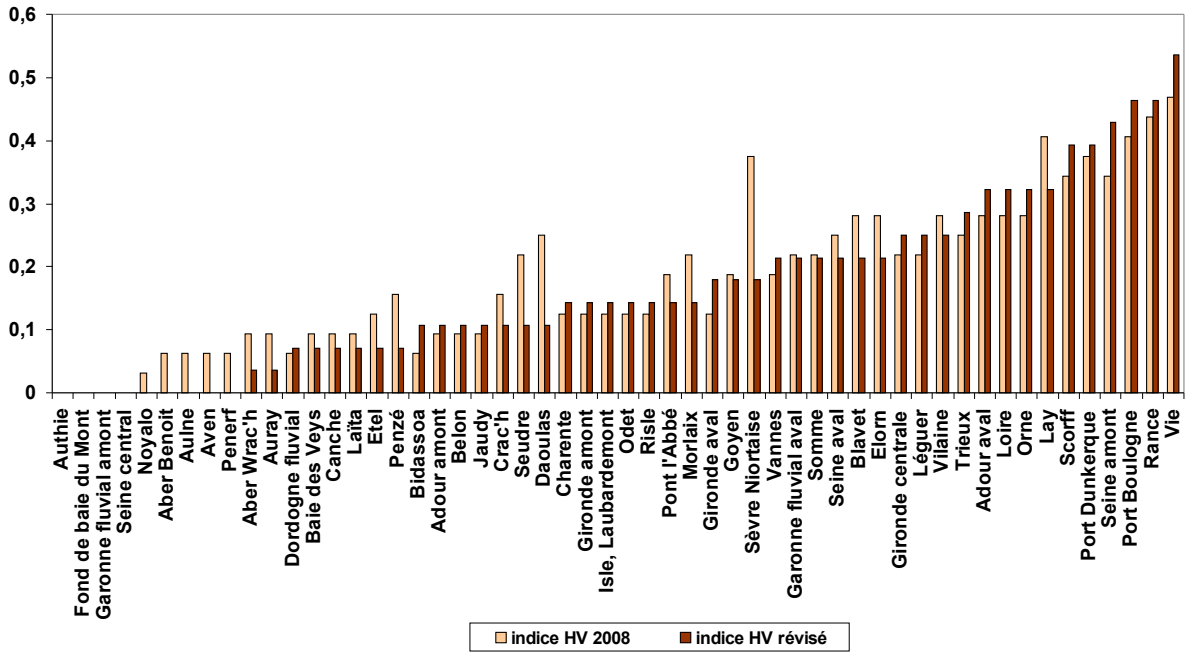


Figure 1 : Valeurs de l'indice de pression sur l'habitat et le vivant pour les estuaires français tel que définis par Lepage *et al.* (2008) puis révisé en 2010.

Des diminutions plus modérées de l'indice ont été observées pour la rivière d'Etel, la Penzé, le Crac'h, le Blavet, l'Elorn et le Lay, affectant également leur classement. Pour les autres masses d'eau, les différences entre l'indice présenté ici et celui défini par Lepage et al. (2008) sont faibles et les différences de classement des masses d'eau sont minimes.

Les valeurs de l'indice HV révisées en 2010 seront utilisées pour l'ensemble des analyses décrites dans ce rapport.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

2.2 Pressions en lagunes

2.2.1 Indice de pression basé sur le réseau RINBIO

Le réseau de surveillance RINBIO (Andral *et al.*, 2004), mis en place par l'IFREMER en partenariat avec l'agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse (Andral et Tomasino, 2007), fournit des mesures de concentration en contaminants métalliques et organiques pour différentes lagunes méditerranéennes. Les mesures de contaminants sont réalisées par mesure des contaminants dans des moules après une immersion de 2,5 mois entre mars et juillet. Trente trois stations lagunaires réparties sur 20 lagunes ont ainsi été échantillonnées en 2006. Sur ces 33 stations, 12 stations ont été retenues pour le suivi des molécules bioaccumulables des annexes 9 et 10 de la DCE.

Afin de synthétiser les niveaux de contamination sur chaque lagune, et de fournir un indice global de contamination, une approche similaire à ce qui avait été réalisé sur les estuaires à partir des données provenant du réseau RNO (Courrat *et al.*, 2009 ; Delpech *et al.*, 2010 ; Girardin *et al.*, 2009) a été mise en œuvre.

Ainsi, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée (Figure 2) sur les concentrations moyennes de 4 métaux lourds (Cd, Zn, Cu, Pb) et un contaminant organique (S16HAPs) pour les 12 lagunes (Bages-Sigean, Berre, Vaccares, Diana, La Palme, Mejean, Or, Palo, Prevost, Salses-Leucate, Thau) pour lesquelles des données de pêche DCE et des données RINBIO étaient disponibles.

L'analyse du cercle des corrélations (Figure 2b) montre que les contaminants sont tous assez fortement corrélés à la première composante de l'ACP (axe des abscisses), qui représente à elle seule 54% de la variance totale (Figure 2c). On peut donc considérer que cet axe 1 constitue un gradient de contamination globale, et donc que la coordonnée des masses d'eau sur cette première composante (Figure 2a) peut constituer un indice de pression de contamination. Afin qu'une forte valeur de l'indice de contamination corresponde à une forte valeur effective de contamination, on utilise plutôt l'inverse de la coordonnée sur l'axe 1. Nous appellerons à partir de maintenant cet indice de contaminant globale « indice rinbio acp ».

Outre les mesures de contamination, le réseau RINBIO fournit pour chaque contaminant des seuils de qualité basés sur la distribution des concentrations et définissant 5 classes de qualité. Des masses d'eau « virtuelles » pour lesquelles on attribuait comme concentrations les seuils définis pour chacune des classes par le réseau RINBIO, ont été projetées sur le plan d'ACP préalablement défini. Les coordonnées de ces masses d'eaux virtuelles ont permis de définir des seuils sur l'indice rinbio acp (Figure 3).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

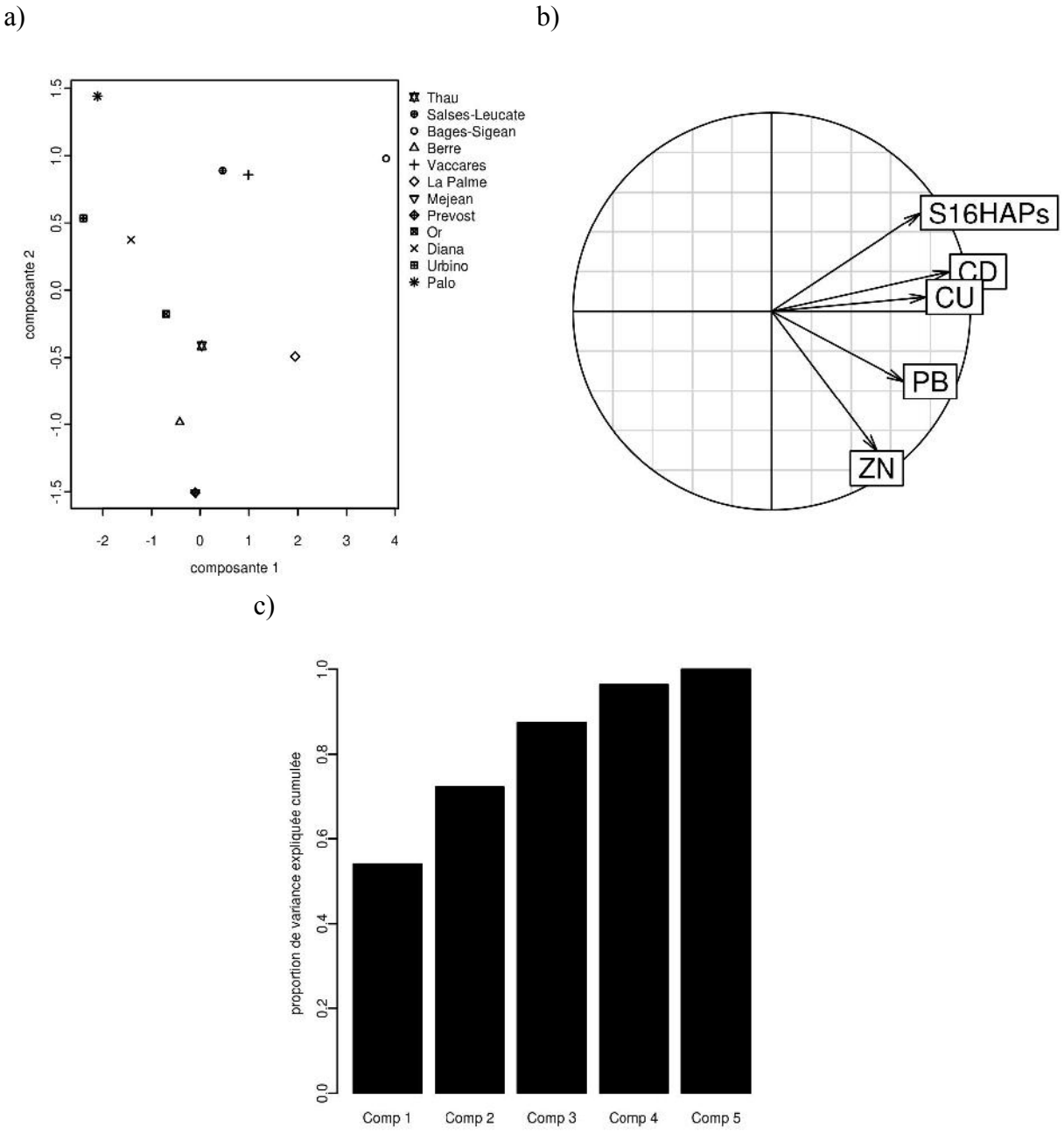


Figure 2 : Analyse en composantes principales des concentrations en contaminants métalliques et organiques : a) position des masses d'eau sur le plan factoriel défini par les 2 premières composantes b) cercle des corrélations des variables explicatives avec ces 2 mêmes composantes et c) proportion de la variance expliquée cumulée pour les différents axes de l'ACP.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

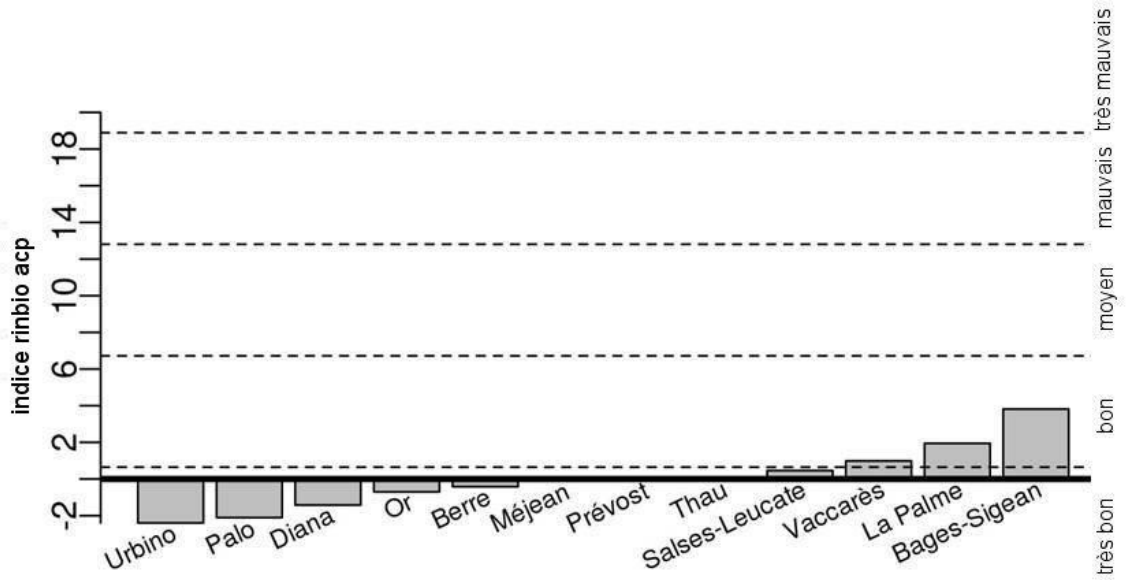


Figure 3 : Valeurs de l'indice rinbio acp pour les différentes lagunes disponibles et valeurs des seuils de qualité.

Cet indice rinbio acp présente différents avantages. Tout d'abord, prenant en compte à la fois des contaminations organiques et métalliques, il est assez intégrateur de toutes les pressions anthropiques qui peuvent affecter les lagunes (en particulier urbanisme, industrie, agriculture, mines). A ce titre, et comme l'indice de pollution qui avait été construit pour les estuaires à partir des mesures provenant du réseau RNO, il peut être considéré comme un indice de pression global. De plus, il est basé sur des données mesurées quantitatives et donc plus objectif comparé à l'indice de pollution lagune tel que défini précédemment. La pertinence des seuils de qualité, basée sur les distributions observées des contaminants, est plus discutable. Il semble en effet que les seuils fournis par le réseau RINBIO soient très optimistes, presque toutes les lagunes étant considérées en bon état ou très bon état pour une large majorité des contaminants (Andral et Tomasino, 2007) et ce malgré une activité industrielle et/ou agricole assez importante sur certaines lagunes.

2.2.2 Indice de toxicité: indice tox

Outre les données issues du réseau RINBIO qui ont permis de construire un indice de contamination globale, un indice de toxicité des lagunes développé par l'IFREMER a pu être utilisé (Galgani *et al.*, 2009). Trente cinq lagunes méditerranéennes françaises ont été échantillonnées de 2002 à 2006. La toxicité des sédiments était quantifiée en observant les malformations de larves d'huîtres après qu'elles aient été mises en culture dans une solution dans laquelle un échantillon de sédiment (provenant des 3 premiers centimètres de la couche de sédiment de chaque lagune) avait été remis en suspension. La proportion moyenne de malformations pour une lagune est utilisée comme une mesure de la toxicité moyenne des sédiments de la lagune (Galgani *et al.*, 2009).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

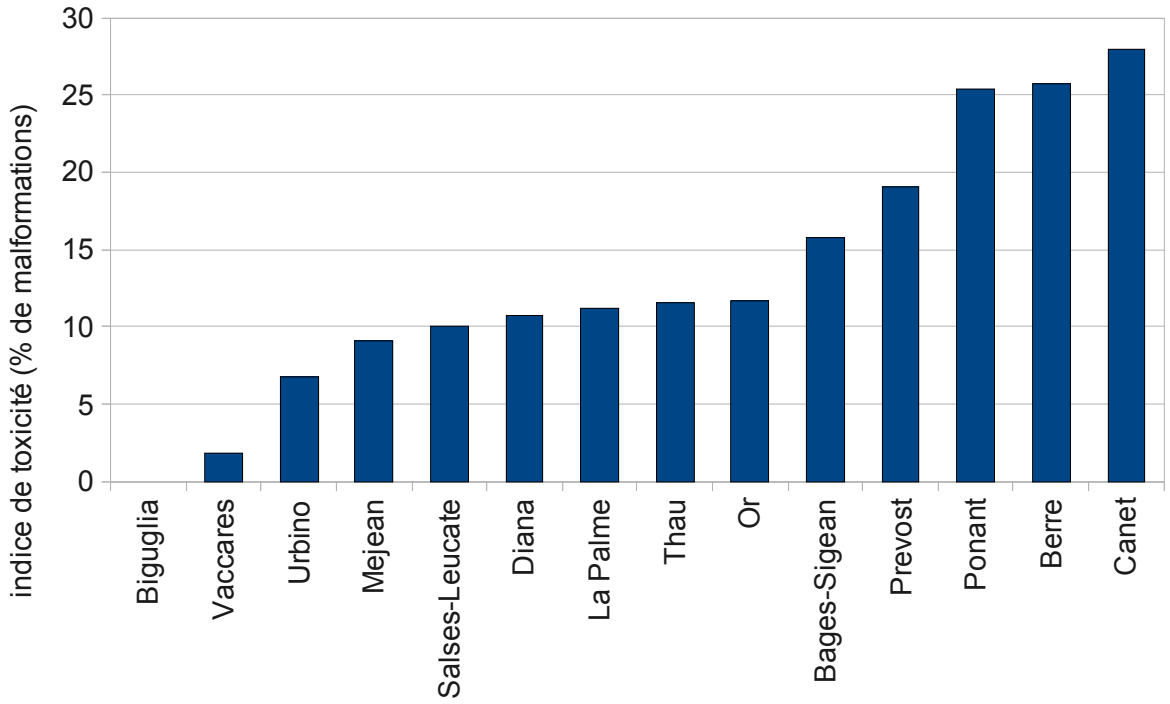


Figure 4 : Indice de toxicité (Galgani et al., 2009) pour différentes lagunes méditerranéennes.

Cet indice de toxicité présente différents avantages. Tout d'abord, il provient de données quantitatives objectives, et comparables pour toutes les lagunes de notre jeu de données. De plus, si l'indice rinbio acp quantifiait la contamination globale, sans forcément tenir compte de la toxicité des différents contaminants, cet indice intègre tous les contaminants au travers de leur toxicité sur des organismes vivants. Cette toxicité est en revanche mesurée sur des larves d'huîtres, et n'est donc pas forcément transposable à l'ichtyofaune.

2.2.3 Indice Corine Land Cover à l'échelle du bassin versant

Un indice de pression basé sur l'occupation des sols a précédemment été défini pour les lagunes méditerranéennes (Girardin *et al.*, 2009). En effet, les activités et les aménagements présents sur les zones rivulaires d'une lagune sont susceptibles d'influencer sa qualité. Toutefois, dans un premier temps, seule l'occupation du sol dans une bande de 500m autour de la masse d'eau avait été prise en compte. Une question de l'Agence de l'eau RM&C nous a amené à considérer l'occupation des sols à l'échelle du bassin versant. C'est pourquoi, la même approche que précédemment a été reprise, mais en croisant les couches SIG de Corine Land Cover (CLC 2000 ; www.ifen.fr) avec les couches SIG des bassins versants des différentes lagunes, fournies par l'agence de l'eau RM&C. La procédure de construction de l'indice de pression, ici appelé indice CLCBV, est identique à celle qui avait été utilisée pour l'indice CLC. Brièvement, les pourcentages d'occupation du bassin versant de 6 activités jugées défavorables (zone urbanisée, zones industrielles, mines et décharge, terres arables, cultures permanentes, zones agricoles hétérogènes) sont comptabilisés (Girardin *et al.*, 2009). Ces 6 proportions sont ensuite réparties en 5 classes de qualité pour réaliser un scoring (Lepage *et al.*, 2008) (Tableau 5 et Figure 5).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 5 : Scores obtenus par les différentes lagunes pour les 6 types d'occupation des sols (ZU zone urbanisée, ZI zones industrielles, MI mines et décharge, TA terres arables, CP cultures permanentes, ZAH zones agricoles hétérogènes) considérés dans l'indice, et valeurs de l'indice CLCBV.

Lagunes	ZU	ZI	MI	TA	CP	ZAH	indice CLCBV
Palo	2	2	1	2	2	2	0.17
Diana	2	1	1	2	4	2	0.20
La Palme	2	2	2	1	3	2	0.20
Biguglia	2	2	2	2	2	3	0.23
Urbino	2	2	2	2	3	2	0.23
Bages-Sigean	2	2	2	2	5	2	0.30
Berre	3	3	2	2	2	3	0.30
Vaccarès	2	2	2	5	2	2	0.30
Méjean	3	2	2	2	4	2	0.30
Prévost	3	2	2	2	4	2	0.30
Salses-Leucate	2	2	1	2	5	3	0.30
Thau	2	2	2	2	5	2	0.30
Grand Bagnas	4	2	2	1	3	4	0.33
Or	3	2	2	2	5	4	0.40

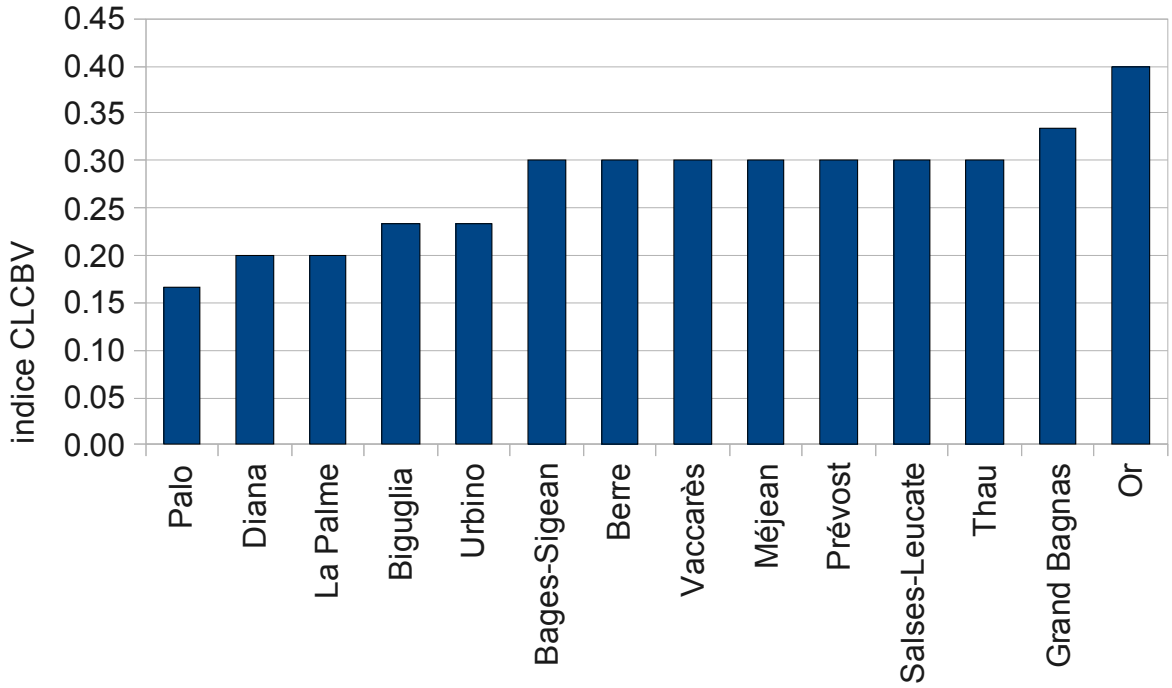


Figure 5 : Indice de pression basé sur l'occupation des sols à l'échelle du basin versant.

Globalement, le classement est assez peu changé par rapport au classement établi à partir de l'indice CLC. Toutefois, la lagune d'Or qui avait un bon indice CLC dans la bande de 500m a en revanche un bassin versant susceptible d'être impacté par les cultures permanentes. De même, l'étang de Vaccarès, qui avait le plus faible indice CLC, est pénalisé par la présence

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

de terres arables sur le bassin versant. A contrario, l'étang de Berre qui présentait un des plus forts indices CLC, présentent un indice CLCBV moyen, probablement du fait que les activités défavorables sont essentiellement concentrées autour de la lagune, et peu dans le reste du bassin versant. On peut observer également que parmi les nouvelles lagunes, Palo et Diana, présentent des indices de pression très faibles.

2.2.4 Base de données pressions établie par l'IFREMER (Bouchoucha *et al.*, 2010)

Outre la constitution des trois indices précédemment cités, une base de données recensant les différentes pressions pouvant s'exercer sur les lagunes méditerranéennes a été développée par l'IFREMER (Bouchoucha *et al.*, 2010). Celle-ci recense et quantifie 45 pressions de pollutions, 15 pressions hydromorphologiques et 12 pressions directes sur le vivant, le tout sur 30 lagunes. Une pondération des ces valeurs de pressions brutes a également été développée à partir de caractéristiques physiques des masses d'eau, afin de prendre en compte la sensibilité des lagunes.

C'est donc une base de données très riche qui pourra être utilisée à l'avenir pour améliorer la construction d'indices de pressions.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

3 Mise à jour des modèles pressions impacts et correction des types de modèles employés : gaussien ou delta

Lors des travaux précédents, toutes les métriques de densités calculées à l'échelle de l'échantillon (trait de chalut dans les estuaires et relevé de capétchade dans les lagunes) étaient modélisées à l'aide de modèles de type delta (Courrat et al., 2009; Delpech et al., 2010a; Delpech et al., 2010b; Delpech and Lepage, 2009; Girardin et al., 2009). Ce type de modèle est adapté à la forte présence de valeurs nulles dans le jeu de données qui rend difficile l'utilisation des outils statistiques classiques. Un modèle delta consiste à combiner deux modèles : un modèle binomial issu des données de présence-absence et un modèle gaussien issu des valeurs log-transformées des densités strictement positives. C'est le cas du traitement des métriques concernant les espèces diadromes (DDIA) et les juvéniles marins (DMJ). Néanmoins, certaines métriques candidates exprimées en densités possèdent un nombre relativement modéré de valeurs nulles. Ceci est notamment le cas pour la densité totale de poissons (DT), la densité de poissons benthiques (DB) et la densité de poissons résidents (DER). Les pourcentages de valeurs nulles pour ces 3 métriques sont respectivement de 7, 12 et 19 %. Ainsi, pour ces métriques le ratio entre données de présence et données d'absence est fortement déséquilibré en faveur de la présence. A cause de ce déséquilibre dans la distribution des données, les modèles binomiaux ne sont pas bien adapté, et ceci suggère que la modélisation de type delta n'est pas la mieux dans ce cas.

Nous avons alors mené des travaux afin de définir quel serait le meilleur moyen de modéliser ces variables. Nous avons retenu qu'une modélisation gaussienne sur les données log-transformées (ln(x+1)) était la meilleure option, même si la distribution des résidus n'est pas totalement homogène en raison de la présence des valeurs nulles. Pour la métrique DER, pour laquelle le pourcentage de valeurs nulles est le plus fort, les valeurs de densités ont été multipliées par 10 avant d'être log-transformées (ln(DER*10+1)). Cette opération permet une légère séparation des valeurs nulles dans le graphe des résidus qui atténue leur structure non homogène, et produit un meilleur modèle (Figure 6). De plus, cela permet de limiter la surestimation des fortes valeurs visibles dans le graphe « quantile-quantile » (Figure 6).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

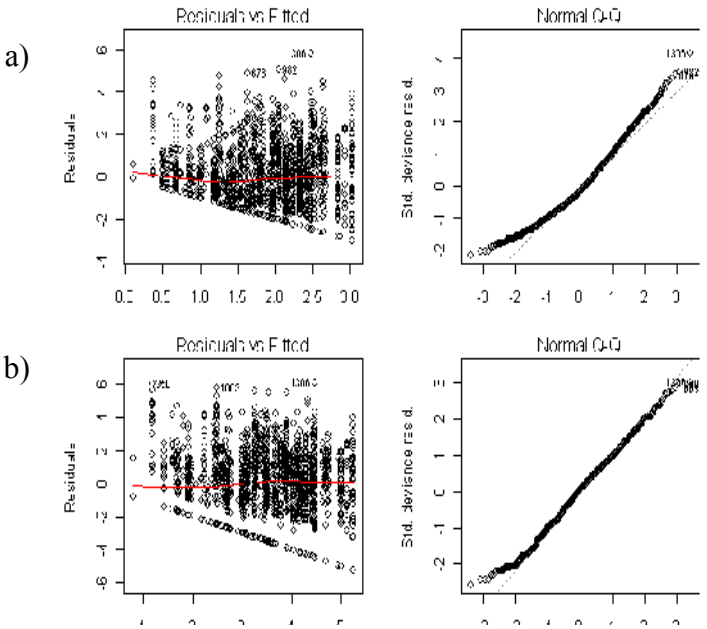


Figure 6 : Graphes de dispersion des résidus et graphes « quantile-quantile » pour le modèle concernant la métrique de densité de poissons résidents. La transformation des valeurs est de type a) ln(DER+1) ou b) ln(DER*10+1).

Les meilleurs modèles conservés pour le calcul des seuils ont été décrits ci-dessous (Tableau 6). Cela concerne les 4 métriques de densités, déjà retenues pour l'indicateur ELFI (Delpech *et al.*, 2010a), qui répondent de façon significative et négative à la pression de pollution :

- densité de migrateurs (DDIA)
- densité de juvéniles marins (DMJ)
- densité de poissons benthiques (DB)
- densité totale de poissons (DT),

et la métrique de densité de poissons résidents (DER) qui répond négativement à la pression sur l'habitat et le vivant (iHV) et dont l'intérêt avait été souligné lors des travaux de l'année dernière (Delpech *et al.*, 2010b).

La métrique de densité des poissons marins saisonniers (DMS) qui avait été retenue l'an dernier (Delpech *et al.*, 2010b), n'apparait pas pertinentes aux vues des récentes analyses. En effet, dans les modèles réalisés cette année, aucune des pressions testées n'influence significativement les densités de poissons marins saisonniers. Cela s'explique par l'utilisation des nouvelles guildes WISER et une très faible présence de ces poissons dans les captures réalisées en 2009. En effet, lorsque les guildes ont été définies en 2007, la guilde des poissons MS était composée principalement de l'anchois, du maigre et du sprat. Lorsque les guildes ont été redéfinies dans le projet WISER, le sprat a été classé en juvénile marin. Par conséquent, les densités de la guilde des poissons MS ont fortement diminué, et le nombre de valeurs nulles pour cette métrique a fortement augmenté. Au final, le nombre de données disponibles pour cette métrique DMS est trop faible pour pouvoir être correctement modélisée ; elle a donc été retirée de l'indicateur ELFI.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 6 : Résultats des modèles pour les 5 métriques, de densité totale et par guilde, retenues pour constituer l'indicateur poisson dans les estuaires. * : significativité de l'effet au seuil de 0,1%.**

métrique	transformation / format des valeurs	type de modèle	facteurs		pression		
				part expl. (%)		effet	part expl. (%)
DDIA	0/1	delta binomial	saison + salinité + superficie + écorégion	8,6	iPollution	-***	1,2
	log(x)	delta gaussien	saison + salinité + superficie + écorégion	13,0	iPollution	-***	15,1
DMJ	0/1	delta binomial	saison + salinité + superficie + écorégion	17,7	iPollution	-***	1,7
	log(x)	delta gaussien	saison + salinité + écorégion	6,3	iPollution	-***	9,5
DB	log(x+1)	gaussien	saison + salinité	3,4	iPollution	-***	10,7
DT	log(x+1)	gaussien	salinité + écorégion	8,1	iPollution	-***	6,2
DER	log(x*10+1)	gaussien	saison + salinité + superficie + écorégion	17,6	iHV	-***	2,3

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Pour les lagunes, vu le faible nombre de données disponibles, un passage en modèle ln(x+1) a été réalisé. En effet, dans les modèles delta, le nombre de données disponibles pour ajuster les modèles sur les données positives étaient trop limité pour de nombreuses guildes. Ce choix pourrait être de nouveau remis en cause quand les données issues des campagnes d'échantillonnage 2010/2011 seront disponibles.

Étant donné les nouvelles guildes définies dans le cadre du projet WISER (cf chapitre 1 Évolution des jeux de données), les nouvelles lagunes échantillonnées en 2009 (cf chapitre 1 Évolution des jeux de données), les nouveaux indices de pressions disponibles (cf chapitre 2.2 Pressions en lagunes) et ce changement de modélisation, nous avons refait tourner tous les modèles pression-impacts. Seules les métriques pour lesquelles les proportions de 0 n'étaient pas trop importantes ont été modélisées. De plus, les métriques exprimées en nombres d'espèces par guildes ont également été analysées par des GLM poisson (Tableau 7). Il a été décidé de faire tourner les modèles en deux fois : une première fois en intégrant toutes les lagunes échantillonnées, et une seconde fois en excluant les trois lagunes corses échantillonnées en 2009 (Diana, Urbino et Palo) pour voir l'influence de ces trois nouvelles lagunes et avoir une idée de la robustesse de la méthode face à de nouvelles données/lagunes (Tableau 8 et Tableau 9).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 7 : Métriques candidates considérées pour les lagunes.

Métriques	Signification
Métriques de densité	
DT	Abondance totale
DER	Abondance d'espèces résidentes
DDIA	Abondance de diadromes
DIB	Abondance d'espèces prédatrices d'invertébrés benthiques
DZ	Abondance d'espèces zooplanctonophages
DB	Abondance de poissons benthiques
DM	Abondance de poissons marins (juvéniles + saisonniers + occasionnels)
DMJ	Abondance de juvéniles marins
Métriques nombre d'espèces	
RT	Richesse taxonomique
NER	Nombre d'espèces de poissons résidents
NDIA	Nombre d'espèces de diadromes
NIB	Nombre d'espèces de poissons prédateurs d'invertébrés benthiques
NB	Nombre d'espèces benthiques
NM	Nombre d'espèces marines (juvéniles + saisonniers + occasionnels)
NFW	Nombre d'espèces d'eau douce
NF	Nombre d'espèces piscivores
NMS	Nombre d'espèces de poissons marins saisonniers
NMJ	Nombre d'espèces de juvéniles marins

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 8 : Métriques répondant aux différents indices de pression dans le sens préalablement défini par les experts en prenant en compte les lagunes de Diana, Urbino, Palo. *, **: significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 %.

a)

métriques	indice de pression	formule modèle	coefficient de régression	%var expliquée	significativité
DZ	indice pollution	~sal class2+indice pollution	-2.62	3.37	*
DIB	indice global	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice global	-3.22	3.26	*
DB	indice global	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice global	-1.53	0.96	*
DIB	indice hv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice hv	-3.32	4.91	*
DB	indice hv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice hv	-1.78	1.68	**
DMJ	indice clc	~sal class2+saison+superficie class+indice clc	-2.37	4.38	*
DT	indice tox	~section class+indice tox	-0.08	6.84	*
DER	indice tox	~saison+section class+indice tox	-0.07	5.90	*
DIB	indice tox	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice tox	-0.07	3.05	*
DZ	indice tox	~sal class2+section class+superficie class+indice tox	-0.12	7.36	*
DB	indice tox	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice tox	-0.05	1.89	**
DT	indice rinbio acp	~section class+indice rinbio acp	-0.35	10.55	*
DER	indice rinbio acp	~sal class2+saison+section class+indice rinbio acp	-0.28	7.01	*
DZ	indice rinbio acp	~section class+superficie class+indice rinbio acp	-0.84	24.21	*
DM	indice rinbio acp	~indice rinbio acp	-0.21	4.69	*
DT	indice clcbv	~sal class2+section class+superficie class+indice clc bv	-9.25	6.54	*
DER	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+indice clc bv	-5.40	2.39	*
DIB	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice clc bv	-9.38	4.21	*
DZ	indice clcbv	~sal class2+section class+indice clc bv	-14.33	7.46	*
DB	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice clc bv	-3.91	0.99	*

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 8 (suite) : Métriques répondant aux différents indices de pression dans le sens préalablement défini par les experts en prenant en compte les lagunes de Diana, Urbino, Palo. *, ** : significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 %.
b)

métriques	indice de pression	formule modèle	coefficient de régression	%var expliquée	significativité
NIB	indice_pollution	nb_ib~saison+section_class+superficie_class+indice_pollution	-0.82	1.76	*
NF	indice_pollution	nb_f~sal_class2+indice_pollution	-4.44	12.85	*
NIB	indice_global	nb_ib~saison+section_class+superficie_class+indice_global	-1.19	2.04	**
NIB	indice_hv	nb_ib~saison+section_class+superficie_class+indice_hv	-0.88	1.74	*
NM	indice_clc	nb_Marin~sal_class2+saison+indice_clc	-1.93	3.93	*
NMJ	indice_clc	nb_mj~sal_class2+indice_clc	-1.68	2.41	**
NER	indice_tox	nb_er~saison+superficie_class+indice_tox	-0.01	1.20	*
NF	indice_tox	nb_f~sal_class2+saison+section_class+indice_tox	-0.13	9.84	*
RT	indice_rinbio_acp	rt~sal_class2+saison+indice_rinbio_acp	-0.04	2.27	**
NB	indice_rinbio_acp	nb_b~saison+superficie_class+indice_rinbio_acp	-0.09	2.00	**
NM	indice_rinbio_acp	nb_Marin~indice_rinbio_acp	-0.20	8.20	*
NMS	indice_rinbio_acp	nb_ms~saison+indice_rinbio_acp	-0.42	10.43	*
NMJ	indice_rinbio_acp	nb_mj~saison+indice_rinbio_acp	-0.11	2.04	**
NER	indice_clc_bv	nb_er~saison+section_class+indice_clc_bv	-1.17	1.53	*
NF	indice_clc_bv	nb_f~saison+section_class+superficie_class+indice_clc_bv	-15.88	7.24	*

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 9 : Métriques répondant aux différents indices de pression dans le sens préalablement défini par les experts sans prendre en compte les lagunes de Diana, Urbino, Palo. *, ** : significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 %.

a)

métriques	indice de pression	formule modèle	coefficient de régression	%var expliquée	significativité
DDIA	indice global	~saison+section class+indice global	-1.85	1.70	*
DIB	indice global	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice global	-2.77	2.39	*
DZ	indice global	~sal class2+saison+section class+indice global	2.03	1.08	*
DIB	indice hv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice hv	-3.20	5.04	*
DZ	indice hv	~sal class2+saison+section class+indice hv	2.08	1.79	**
DB	indice hv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice hv	-1.60	1.42	*
DER	indice clc	~sal class2+section class+indice clc	2.46	2.72	*
DDIA	indice clc	~saison+section class+superficie class+indice clc	-1.74	1.06	*
DMJ	indice clc	~sal class2+saison+superficie class+indice clc	-2.64	5.20	*
DT	indice tox	~sal class2+indice tox	-0.04	2.32	**
DER	indice tox	~sal class2+section class+indice tox	-0.04	2.40	**
DIB	indice tox	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice tox	-0.05	2.05	**
DZ	indice tox	~sal class2+section class+indice tox	-0.08	3.90	*
DB	indice tox	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice tox	-0.05	1.88	**
DZ	indice rinbio acp	~sal class2+section class+indice rinbio acp	-0.18	1.38	*
DM	indice rinbio acp	~sal class2+superficie class+indice rinbio acp	-0.44	9.69	*
DMJ	indice rinbio acp	~sal class2+saison+section class+indice rinbio acp	-0.13	1.94	*
DT	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice clc bv	-5.64	2.67	**
DIB	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice clc bv	-8.13	3.27	*
DZ	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+indice clc bv	-5.14	1.00	*
DB	indice clcbv	~sal class2+saison+section class+superficie class+indice clc bv	-6.20	2.17	**

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 9 (suite) : Métriques répondant aux différents indices de pression dans le sens préalablement défini par les experts sans prendre en compte les lagunes de Diana, Urbino, Palo. *, **: significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 %.
b)

métriques	indice de pression	formule modèle	coefficient de régression	%dev expliquée	significativité
NIB	indice pollution	~saison+section class+superficie class+indice pollution	-0.75	1.44	*
NFW	indice pollution	~sal class2+section class+superficie class+indice pollution	-3.48	4.85	*
NFW	indice pollution	~sal class2+superficie class+indice pollution	-3.40	6.53	*
NIB	indice global	~saison+section class+superficie class+indice global	-1.10	1.64	*
NIB	indice hv	~saison+section class+superficie class+indice hv	-0.87	1.75	*
NM	indice clc	~sal class2+superficie class+indice clc	-1.26	1.12	*
NFW	indice tox	~sal class2+section class+indice tox	-0.15	11.92	*
NM	indice rinbio acp	~section class+superficie class+indice rinbio acp	-0.37	11.49	*
NMS	indice rinbio acp	~saison+indice rinbio acp	-1.08	17.28	*
NER	indice clc bv	~sal class2+saison+indice clc bv	-1.35	1.62	*
NFW	indice clc bv	~section class+superficie class+indice clc bv	-20.91	5.49	**

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

L'analyse des résultats montre que les indices de pression rinbio acp et CLCBV donnent d'assez bons résultats, en particulier quand les lagunes corses sont intégrées dans le jeu de données. Elle montre aussi d'assez fortes disparités selon si les lagunes corses sont prises en compte ou pas. Trois hypothèses peuvent expliquer cela, soit les lagunes corses présentent des spécificités naturelles qui ont mal été prises en compte dans nos modèles, soit les indices de pression ont été mal évalués dans nos modèles, soit la variabilité naturelle (en particulier interannuelle) des lagunes méditerranéennes est forte et est mal prise en compte dans nos modèles ajustés sur un jeu de données limité. Une première analyse de ses spécificités des lagunes corses est présentée dans le rapport de l'action 12 de la convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2010.

De ce fait, et étant donné que l'indicateur sera sans doute amené à évoluer l'an prochain, quand les données des campagnes d'échantillonnage 2010 et 2011, auront été intégrées, il a été décidé pour cette année de garder les trois mêmes métriques que précédemment, seuls les seuils étant réadaptés et calculés à partir du jeu de données sans les trois lagunes corses de 2009.

4 Modélisation pression par pression

Le chapitre précédent montre les plus fortes relations que nous ayons entre métriques candidates et indices de pression. Cependant, les pourcentages de variabilité expliquée par ces indices de pression restent relativement faibles. Ces indices sont constitués de plusieurs pressions unitaires qui sont susceptibles d'avoir un effet néfaste sur les poissons ou leur milieu. Néanmoins, l'effet de chacune de ces pressions, prise une à une, sur les métriques candidates n'avait jamais été testé. Dans le chapitre qui suit, nous présentons une analyse des relations entre les métriques et chacune des pressions unitaires de façon à mieux appréhender les relations déjà établies dans le chapitre précédent.

Ces pressions unitaires sont les médianes des concentrations en 5 métaux lourds et 2 polluants organiques entre 2000 et 2005 pour l'indice de pression de pollution. Pour l'indice de pression sur l'habitat et le vivant, il s'agit des 7 variables décrites précédemment (Paragraphe *2.1 Ajustement de l'indice HV en estuaires*)

Pour les 4 métriques répondant significativement à la pression de pollution, les concentrations en métaux lourds ont une influence beaucoup plus marquée que les concentrations en polluants organiques (Tableau 10). En effet, les 5 métaux lourds ont tous un effet négatif dans chaque modèle testé, à l'exception du plomb qui n'a pas d'effet sur la présence-absence de poissons migrateurs. Les polluants organiques ne présentent pas de relation significative dans la plupart des modèles, à l'exception d'un faible impact négatif sur la densité de poissons benthiques. A l'inverse, les polluants organiques ont même un effet positif sur la présence-absence de poissons migrateurs.

Étant donné que les effets de tous les métaux d'une part, et des polluants organiques d'autre part, sont similaires, deux indices intermédiaires ont également été testés. Le premier, iMétaux, caractérise la contamination en métaux lourds uniquement et le second, iOrganiques, caractérise la contamination en polluants organiques (voir Delpech *et al.* (2010b) p.9-10 pour les détails de leur construction). Les résultats obtenus avec ces indices confirment les effets précédemment décrits, à savoir une influence négative bien marquée des métaux alors que les polluants organiques n'ont pas d'effets, à l'exception d'un effet positif sur la présence-absence de poissons migrateurs (Tableau 10).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Pour les métriques DDIA, DMJ et DT, les modèles sont même meilleurs avec l'indice iMétaux qu'avec l'indice de pollution constitués à la fois des métaux et des polluants organiques (iPollution). **Pour les 3 métriques DDIA, DMJ et DT, il sera donc plus robuste de calibrer les modèles avec l'indice de pollution constitué uniquement des métaux lourds alors que pour la métrique densité de poissons benthiques, l'indice de pollution constitué des polluants métalliques et organiques reste le plus performant.**

Sur les 7 variables constituant l'indice de pression sur l'habitat et le vivant, 5 ont un effet négatif significatif sur la métrique de densité des poissons résidents (Tableau 10). Les deux dernières, le nombre d'anneaux et le tonnage de poissons débarqué en criée, ont un faible effet positif. Un indice constitué uniquement des cinq variables ayant un effet négatif sur cette métrique (**iHV_5p**) a été testé. Néanmoins, le modèle obtenu est moins bon (AIC plus fort) que celui obtenu avec l'indice iHV constitué des 7 variables. L'effet conjugué des pressions n'est pas égal à la somme des effets individuels de chaque pression. Nous disposons de peu de renseignements à ce sujet mais nous pouvons penser à un effet « cocktail » de toutes ces pressions. **L'indice iHV contenant les 7 pressions sera donc conservé pour le calcul des seuils.**

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 10 : Effets des indices de pression et des pressions unitaires qui les constituent sur les 5 métriques DDIA, DMJ, DB, DT et DER en estuaire. - : effet négatif (la valeur de la métrique diminue lorsque la pollution augmente), + : effet positif (la valeur de la métrique augmente lorsque la pollution augmente). *, **, *** : significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. NS : non significatif. (1,2) : pourcentage de variabilité expliquée.

	DDIA binomial		DDIA gaussien		DMJ binomial		DMJ gaussien		DB gaussien		DT gaussien	
	effet	AIC	effet	AIC	effet	AIC	effet	AIC	effet	AIC	effet	AIC
iPollution	-*** (1,2)	1925	-*** (15,1)	2436	-*** (1,7)	1623	-*** (9,5)	3657	-*** (10,7)	5502	-*** (6,2)	5434
CD	-*** (2,0)	1906	-*** (13,6)	2451	-*** (1,6)	1624	-*** (10,8)	3601	-*** (0,9)	5570	-*** (4,2)	5468
CU	-*** (2,8)	1890	-*** (16,4)	2423	-*** (1,3)	1631	-*** (12,4)	3622	-*** (1,7)	5555	-*** (2,2)	5463
ZN	-*** (3,0)	1911	-*** (19,7)	2483	-*** (3,6)	1597	-*** (16,7)	3619	-*** (3,6)	5546	-*** (12,4)	5408
PB	NS	1948	-*** (4,4)	2553	-*** (0,8)	1640	-*** (1,3)	3713	-*** (0,9)	5569	-*** (0,9)	5485
HG	-*** (3,0)	1913	-*** (21,8)	2464	-*** (3,2)	1607	-*** (7,8)	3679	-*** (5,5)	5513	-*** (4,0)	5432
HAP	+*** (1,9)	1909	NS	2571	NS	1654	NS	3726	NS	5582	NS	5498
PCB	+*** (1,8)	1911	NS	2571	NS	1654	NS	3726	-** (0,6)	5573	NS	5498
iMétaux	-*** (2,1)	1905	-*** (17,1)	2416	-*** (3,7)	1596	-*** (15,9)	3582	-*** (9,0)	5531	-*** (6,8)	5423
iOrganiques	+*** (2,5)	1896	NS	2570	NS	1654	NS	3722	NS	5582	NS	5498

	DER gaussien	
	effet	AIC
iHV	-*** (2,3)	6528
barrage	-*** (1,5)	6581
dragage	-*** (2,3)	6566
pompage	-*** (1,0)	6590
pêcheur	-*** (2,2)	6568
anneaux	+* (0,3)	6603
tonnage	-*** (0,8)	6593
criée	+* (0,3)	6603
iHV_5p	- *** (4,0)	6533

iMétaux : indice basé uniquement sur les métaux lourds
iOrganiques : indice basé uniquement sur les polluants organiques
iHV_5p : indice constitué des 5 variables ayant un effet négatif sur la métrique DER (barrage, dragage, pompage, pêcheur, tonnage)

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

5 Indice pression : Méthode basque

Borja *et al.* (2006) proposent une méthode de construction d'un indice de pressions anthropiques à partir des activités humaines pouvant avoir différents impacts : pollution, altération du régime hydrologique, changement dans la morphologie, impact sur la biologie et les usages (Tableau11). Cet indice consiste en un recensement de toutes ces activités le long des rives de la masse d'eau. Puis, Uriarte et Borja (2009) ont mis en évidence une relation pression impact entre cet indice de pression et les valeurs de l'indicateur poisson basque AFI (AZTI's Fish Index). Il nous est alors paru intéressant de tester un indice de pression d'une construction similaire sur les estuaires français.

Tableau 11 : Liste des pressions recensées pour la construction de l'indice pression basque tiré de Borja et al. 2006.

Estuarine and marine pressure checklist considered as part of the WFD pressures and impact assessment in the Basque Country

Pressures		
Pollution	Sand extraction	Commercial harbours
Urban discharges	Storage (slag, rubbish) lixiviation	Permanent anchorage
Storm water and overflow	Maritime transport discharges	Occasional anchorage
Untreated outfall	Contaminated land	Dredging activities
Treated outfall	Polluted sediments	Dumping of dredged sediments
Untreated submarine outfall	Clinker disposal	Signposting
Treated submarine outfall	Military sites	Engineering works
Diffuse source	Shipyards and boat repair	Infrastructures
Industrial discharges	Oil pump	Bridges
Gas/petrol	**Alteration of hydrological regime**	Tide mills
Chemicals	Water abstraction	Submarine ways
Pulp, paper	Hydroenergy	Tunnel
Textiles	Aquaculture	Promenade
Food processing	Thalassotherapy	**Biology and uses**
Brewing/distilling	Flow regulation	Resource exploitation
Power generation	Sea walls	Fishing/angling
Wood/timber treatment	Jetties	Shellfishing
Construction	Barrier	Algae exploitation
Iron/steel	Dams	Changes in biodiversity
Industrial mixed discharges	Restoration and engineering activities	Introduced species
Lixiviates	**Changes in morphology**	Introduced diseases
Agriculture/farm discharges	Land reclamation (urban)	Recreation
Point source	Land reclamation (industrial)	Beaches
Diffuse source	Land reclamation (harbours)	Saltwater pools
Aquaculture discharges	Shore reinforcement/dyke	
Mining discharges	Marinas	
Gas and oil	Fishing harbours	

Mettre en place un tel indice n'est pas aisé car les collègues de l'AZTI ont parcouru à pied et en bateau leurs masses d'eau et noté visuellement les activités anthropiques et les rejets qu'ils rencontraient sur les rives. Il est évidemment assez difficile de procéder de la même manière pour les masses d'eau françaises vu le nombre et la tailles des masses d'eau. Nous avons donc construit un indice à partir des données que nous possédions déjà.

Pour les estuaires, nous avons regardé les 7 pressions sur l'habitat et le vivant (barrages, dragage, pompages industriels, nombre de pêcheurs professionnels, ports de plaisance, ports de commerce, ports de pêche) et les 6 catégories de pression Corinne Land Cover (zones urbaines, zones industrielles, mines et décharges, terres arables, zones agricoles hétérogènes, cultures permanentes). Pour constituer l'indice global de pression selon la méthode des basques, nous avons fait la somme des pressions présentes pour chaque estuaire, et testé cet indice. Les résultats obtenus ne sont pas très satisfaisants. Le nombre des rubriques que nous avons utilisé est à l'évidence trop faible pour donner un bon résultat. Le Tableau 12 regroupe

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

les principaux effets obtenus avec cet indice de pression. Les effets sont positifs ou non significatifs pour la plupart des métriques. Seule la densité de poissons résidents diminue lorsque le nombre de pressions augmente.

Tableau 12 : Résultats des modèles réalisés avec l'indice de pression constitué selon la méthode des basques dans les estuaires français. *, **, * : significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. NS : non significatif. (0.78) : pourcentage de variabilité expliquée par la variable.**

Métrique	Type modèle	Effet	Type modèle	Effet
DDIA	gaussien	+* (0.78)	binomial	+* (0.19)
DMJ	gaussien	+*** (3.71)	binomial	+*** (1.42)
DB	gaussien	NS		
DT	gaussien	NS		
DER	gaussien	-** (0.46)		
RT	gaussien	+*** (0.98)		

Cette méthode de calcul d'un indice de pression basée sur le nombre de pressions présentes sur les pourtours rives des masses d'eau demande un recensement exhaustif des différentes catégories citées au Tableau 11.

Les indices de pression basés sur des valeurs quantitatives que nous avons utilisé jusqu'à présent montrent de meilleurs résultats. Dans la suite de ce rapport, nous continuerons à travailler avec les indices de pression (pollution, pressions sur l'habitat et le vivant, occupation des sols) calculés avec les données quantitatives dont nous disposons.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

6 Définition des seuils

Pour définir les seuils, nous utilisons les modèles prédéfinis pour chaque métrique afin de prédire quelle serait la valeur de la métrique pour certaines valeurs de l'indice de pression. Par exemple, pour distinguer 3 classes de qualité, la valeur de la métrique est calculée pour une valeur faible, une valeur forte et une valeur intermédiaire de l'indice de pression. Puis des intervalles de confiance (quantiles à 10 et 90%) autour de ces 3 valeurs sont calculés grâce aux paramètres issus du modèle. Enfin, les seuils sont définis à égale distance entre deux quantiles successifs (Figure 7).

Dans les paragraphes suivants, la méthode de calcul des quantiles et les ajustements qui ont été effectués cette année seront détaillés en fonction des types de modèle utilisés. Les valeurs seuils qui ont été validées pour chacune des métriques sont présentées en annexe.

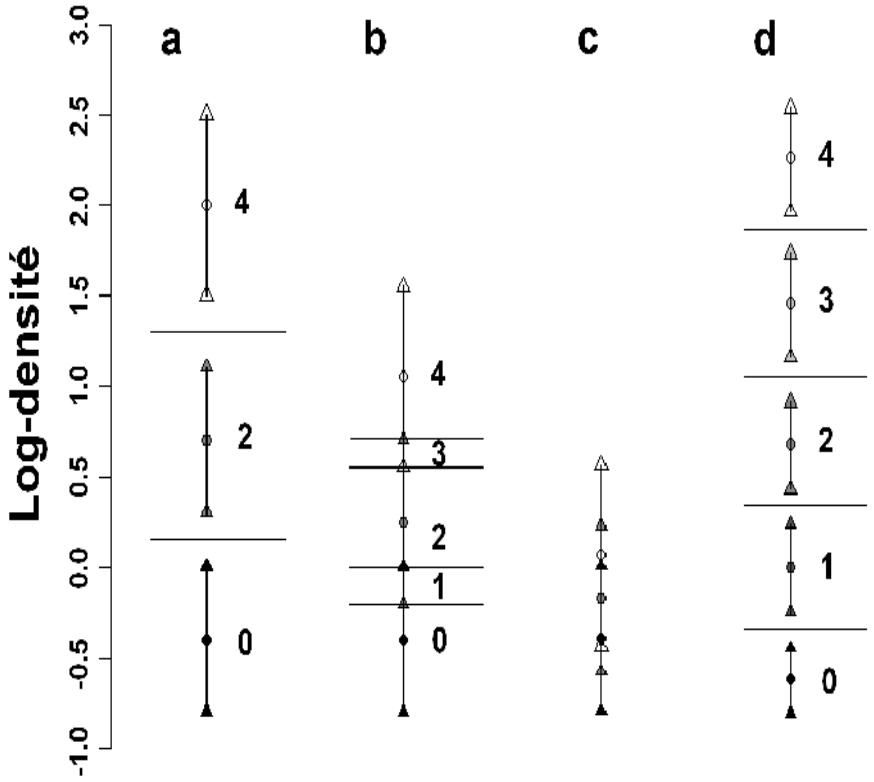


Figure 7 : Système de scoring utilisé pour les métriques.
a : système classique en 3 classes en l'absence de chevauchement des intervalles de confiance.
b : système adapté en 5 classes lorsque le chevauchement des 3 classes est limité.
c : chevauchement trop important, impossibilité de définir des seuils robustes, la métrique n'est pas retenue.
d : système en 5 classes sans chevauchement des intervalles de confiance.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

6.1 Description de la méthode de calcul des seuils

Dans le chapitre précèdent, nous avons décrit tout le travail réalisé afin de perfectionner les modèles utilisés, notamment concernant le choix du type de modèle qui correspond le mieux à la distribution des données de chaque métrique. De la même façon, une réflexion a été engagée sur la méthode de calcul des quantiles qui servent à définir les seuils entre les différentes classes de qualité.

Modèle de type delta

La méthode de calcul des quantiles pour les modèles de type delta avait été retravaillée en 2009 (Delpech et al., 2010b). Toute la difficulté d'un tel type de modèle réside dans le fait qu'il combine deux modèles : un modèle binomial issu des données de présence-absence et un modèle gaussien issu des valeurs log-transformées des densités strictement positives. La première méthode consistait à multiplier entre eux les quantiles des deux lois binomiale et gaussienne (Courrat et al., 2008; Delpech et al., 2010a; Girardin et al., 2009). Cette méthode avait tendance à sous-estimer les écarts-types lorsque les probabilités de présence sont faibles. Une seconde méthode a donc été utilisée. Elle consistait à calculer deux séries de 5000 échantillons simulés à partir de chacune des lois issues des deux modèles. Nous obtenions ainsi une série de 5000 probabilités de présence et une série de 5000 log-densités que nous multiplions entre elles pour obtenir 5000 échantillons simulés. Les quantiles 10 et 90% étaient ensuite calculés à partir de ce jeu d'échantillons simulés. Cependant avec cette méthode, le calcul des métriques correspondantes introduit une erreur dans le système de notation. En effet, les valeurs de ces seuils correspondent à une probabilité de présence multipliée par une log-densité. Par conséquent, pour calculer la valeur de la métrique, nous procédions de la même façon. Par exemple, pour la métrique densité de poissons migrateurs dans les estuaires, la probabilité de présence de poissons migrateurs était calculée en divisant le nombre de traits de chalut dans lesquels des poissons migrateurs avaient été capturés par le nombre total de traits de chalut effectués. La valeur de log-densité était obtenue en moyennant les densités log-transformées des traits dans lesquels des poissons migrateurs avaient été capturés. Puis, les deux valeurs ainsi obtenues étaient multipliées entre elles. Ce système pose un problème du fait de la log-transformation. En effet, la log-transformation de valeurs inférieures à 1 renvoie une valeur négative. De ce fait, ce système de notation attribue une meilleure note à une masse d'eau sans poissons (densités nulles) par rapport à une masse d'eau dans laquelle les densités de poissons sont très faibles (inférieures à 1).

Une nouvelle méthode a donc été mise en place pour pallier ce problème en procédant à une étape de « dé-log » des densités lors du calcul des seuils et lors du calcul des densités moyennes. Le modèle gaussien est toujours réalisé sur les log-densités pour diminuer la sensibilité aux très fortes valeurs (outliers). Ce n'est que lors de la prédiction de la valeur de la métrique pour les différents niveaux de pression et du calcul des quantiles associés que les valeurs sont « dé-loggées ».

Prenons par exemple le modèle de présence-absence (**DDIA_pres**) et le modèle gaussien (**DDIA_dens**) sur les log-densités positives pour la métrique DDIA. Pour un niveau *p* de pression, chaque modèle prédit une valeur (fit) et l'erreur standard qui lui est associée (se.fit).

La valeur prédite de la métrique DDIA pour le niveau *p* de pression est calculée, comme précédemment, en multipliant les deux valeurs prédites par chaque modèle, à la différence que nous prenons l'exponentielle de la valeur prédite par le modèle gaussien pour la « dé-logger ».

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

$$\mathbf{DDIA}_p = \mathbf{DDIA_pres}_p\mathbf{\$fit} \times \exp(\mathbf{DDIA_dens}_p\mathbf{\$fit})$$

Pour calculer les quantiles, l'étape de simulation des 5000 valeurs à partir des paramètres des modèles est toujours réalisée.

Pour le modèle de présence-absence, 5000 valeurs sont aléatoirement générés à partir d'une loi normale de moyenne **DDIA_pres**$_p$**$fit** et d'écart-type **DDIA_pres**$_p$**$se.fit** :

$$\text{rnorm}(5000, \text{mean} = \mathbf{DDIA_pres}_p\mathbf{\$fit}, \text{sd} = \mathbf{DDIA_pres}_p\mathbf{\$se.fit})$$

Pour le modèle gaussien, 5000 valeurs sont aléatoirement générés à partir d'une loi log-normale de moyenne **DDIA_dens**$_p$**$fit** et d'écart-type **DDIA_dens**$_p$**$se.fit** car si les log-densités sont modélisées en suivant une loi normale, les densités suivent une loi log-normale :

$$\text{rlnorm}(5000, \text{mean} = \mathbf{DDIA_dens}_p\mathbf{\$fit}, \text{sd} = \mathbf{DDIA_dens}_p\mathbf{\$se.fit})$$

Puis la démarche reste inchangée, à savoir que les deux séries de 5000 valeurs sont multipliées entre elles et les quantiles 10 et 90% du jeu de données ainsi obtenu sont calculés. **Les valeurs prédites et les quantiles ne sont plus des valeurs de log-densités mais des valeurs de densités.**

Modèle gaussien

Les modèles de ce type étant constitué d'un seul modèle, la méthode est beaucoup plus simple. La valeur prédite de la métrique pour un niveau *p* de pression est directement donnée par le modèle. Les quantiles sont calculés grâce à la fonction qnorm qui renvoie directement les quantiles calculés à partir d'une loi normale dont on spécifie la moyenne et l'écart-type.

Par exemple, pour la métrique de densité totale (DT), le quantile à 90% est obtenu grâce à la formule :

$$\text{qnorm}(0.9, \text{mean} = \mathbf{DT}_p\mathbf{\$fit}, \text{sd} = \mathbf{DT}_p\mathbf{\$se.fit})$$

où **DT**$_p$**$fit** est la valeur prédite de densité totale pour le niveau *p* de pression et **DT**$_p$**$se.fit** l'erreur standard qui lui est associée.

6.2 Précision des seuils

Les quantiles servant à la définition des seuils sont obtenus grâce à des calculs mathématiques issus de la modélisation de chaque métrique. Ces valeurs de seuils peuvent être calculées avec un grand nombre de chiffres significatifs. Cependant, une trop grande précision de ces valeurs ne semblent pas pertinentes, surtout lorsqu'on parle d'un nombre de poissons. Une analyse a été menée afin de définir le meilleur degré de précision à apporter à ces valeurs seuils.

Modèle delta

Une telle démarche est d'autant plus nécessaire lorsque des modèles de type delta sont utilisés. En effet, la méthode de calcul des quantiles avec ce type de modèle nécessite la réalisation d'une série de bootstraps (succession de ré-échantillonnages). De ce fait, entre deux séries de ré-échantillonnages, les valeurs ne seront pas exactement les mêmes. Les quantiles calculés à partir de ces deux séries ne seront pas identiques. Selon la définition de Scherrer

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

(1984), cette méthode n'est pas "fidèle". Néanmoins, elle est "juste" car les valeurs ne sont pas systématiquement sous-estimées ou surestimées. Afin de décrire les variations des valeurs générées par la méthode, le calcul des seuils a été répété plusieurs fois consécutives et les valeurs obtenues ont été comparées entre elles.

Dans un premier temps, les seuils ont été calculés 5 fois, pour les métriques de densité des poissons migrateurs (DDIA) et de densité des juvéniles marins (DMJ), selon la méthode décrite dans le paragraphe précédent pour les modèles delta. Nous rappelons que ces deux métriques répondent de façon significative face à la pression de pollution.

La gamme de variation des seuils (différence entre les valeurs minimale et maximale rapportée par rapport à la moyenne) oscille entre 0,15 et 0,79% pour la métrique DDIA et entre 0,13 et 1,19% pour la métrique DMJ. Par exemple, pour DDIA, dans le cas d'un petit estuaire de la façade Atlantique, à l'automne et en zone polyhaline, le seuil entre faible pression et pression intermédiaire oscille entre 0,5284077 et 0,5318329 avec une moyenne de 0,5301439. Ceci équivaut à une gamme de variation de ± 0,32% autour de la moyenne.

Dans tous les cas, on observe que <u>les 2 premiers chiffres significatifs sont identiques</u>, la variation des valeurs intervient à partir du 3ième chiffre significatif. Dans l'exemple précédent, en arrondissant les valeurs minimale et maximale à 2 chiffres significatifs on obtient bien la même valeur de 0,53. Afin de vérifier l'impact d'un tel arrondi des valeurs-seuils sur les notes obtenues, les scores ont été calculés à partir des valeurs brutes des seuils puis à partir des valeurs arrondies. Tous les scores des 32 masses d'eau estuariennes analysées sont restés identiques. <u>Le fait d'arrondir, à 2 chiffres significatifs, les seuils des métriques DDIA et DMJ n'a pas eu d'incidence sur les notes, ni sur le classement des masses d'eau</u>.

Dans un deuxième temps, les mêmes analyses ont été effectuées en augmentant le nombre bootstraps réalisés lors du calcul des quantiles. En effet, en augmentant ce nombre, nous espérons ainsi diminuer la variabilité qu'il y a entre deux séries de calcul successives. En passant le nombre de bootstraps de 5 000 à 500 000, la gamme de variation des seuils est effectivement diminuée (variation entre 0,01 à 0,08% pour la métrique DDIA). Néanmoins, cela alourdit énormément le script de calcul sur le logiciel R et ralentit considérablement les calculs. De plus, le gain apporté n'est que d'un seul chiffre significatif supplémentaire. Avec 500 000 bootstraps, les 3 premiers chiffres significatifs des seuils calculés sont identiques et la variation des valeurs n'intervient qu'à partir du 4ième chiffre significatif.

Arrondir les valeurs des seuils à 2 chiffres significatifs semble être un bon compromis entre une valeur trop précise qui n'aurait pas de réel sens écologique, ni mathématiques (en raison de l'infidélité de la méthode pour les modèles delta) et une valeur trop approximative qui pourrait entraîner un mauvais classement.

<u>Modèle gaussien</u>

Lorsqu'une métrique est modélisée en utilisant un modèle gaussien de type log(x+1), le calcul des quantiles ne nécessite pas la réalisation d'une série de bootstraps. Les paramètres en sortie du modèle sont directement utilisables pour calculer les quantiles. Par conséquent, la méthode utilisée pour calculer les seuils des modèles gaussiens est fidèle, c'est-à-dire qu'elle donnera toujours les mêmes valeurs (Scherrer, 1984). Dans ce cas là, la question de la précision des valeurs seuils n'est plus qu'une question de pertinence écologique. De façon à homogénéiser tous les seuils, un arrondi à 2 chiffres significatifs sera également appliqué aux valeurs seuils des métriques modélisées à l'aide de modèles gaussiens.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

6.3 Ajustement des seuils

Dans la Figure 7a-b-c, l'exemple est montré pour le calcul de 2 seuils délimitant 3 classes de qualités. Néanmoins, il est parfois possible de distinguer 4 voire 5 classes de qualité lorsque la métrique est très discriminante du niveau de pression (la valeur du coefficient de la pente de la droite de régression est suffisamment forte). C'est le cas pour les métriques DDIA, DMJ, DB et DT pour lesquelles il est possible de distinguer 5 classes de qualité sans chevauchement des quantiles. Pour ces 4 métriques, nous avons donc calculé 4 seuils pour délimiter 5 classes de qualités (Figure 7d). Pour la métrique DER, nous sommes restés sur un système en 3 classes car lorsqu'on tente d'en calculer davantage nous sommes confrontés à d'importants chevauchements des intervalles de confiance. De plus pour la construction des indicateurs biologique, la DCE impose uniquement que le résultat final de l'indicateur soit fournit selon 5 classes de qualité, chaque métrique pouvant être exprimée selon une autre échelle de valeur.

Lors du programme Liteau II, lorsque la méthodologie de développement de l'indicateur poisson a été mise en place, les seuils ont été définis à partir de la gamme de pression disponible dans le jeu de données (Girardin et al., 2009). En effet, les 3 valeurs de la métrique et les quantiles associés étaient calculés à partir des modèles pour le minimum, le maximum et une valeur intermédiaire de pression. Néanmoins, une des conclusions issues de ce programme était la nécessité d'explorer une plus large gamme de valeurs et d'extrapoler aux limites des modèles. En effet, parmi les estuaires étudiés, il est difficile de trouver des estuaires caractéristiques du très bon état. Seul l'Authie pourrait apparaitre comme un estuaire suffisamment peu anthropisé pour représenter le bon, voire le très bon état. De la même manière, pour les estuaires les plus anthropisés il est important de pouvoir détecter une dégradation de leur état. Ainsi, une extrapolation de plus ou moins 10% de la gamme de variation des données disponibles a été réalisée. Une extrapolation plus forte risque de poser des problèmes de fiabilité si on s'éloigne trop des limites de l'échantillon. Par exemple, les masses d'eau estuariennes utilisées pour la calibration des modèles ont un indice de pollution (iPollution) variant de 0 (Fond de Baie du Mont St Michel) à 0,67 (Gironde aval). Une extrapolation de ± 10% correspond donc à des valeurs égales à -0,067 et 0,737. L'extrapolation vers des valeurs négatives peut paraitre surprenante mais elle est légitime étant donné qu'un indice de pollution égal à zéro correspond à des concentrations faibles pour les polluants étudiés mais ne signifie pas une absence totale de pollution liée aux activités humaines. Rappelons que toutes les pressions qui s'exercent sur les eaux de transition n'ont pas été prise en compte et que des pressions non listées dans l'indice pourraient également avoir un effet sur les peuplements de poissons. Ce sont donc ces valeurs de pression extrapolées (-0,067 et 0,737) qui sont utilisées pour prédire respectivement la valeur de la métrique dans le cas d'un état peu dégradé (score 4) et dans le cas d'un état très dégradé (score 0). Les valeurs intermédiaires de pression (0,134, 0,335 et 0,536 correspondant aux scores 1, 2 et 3) sont calculées en divisant en 4 parts égales la gamme des valeurs extrapolées.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

7 Calcul des métriques

Tout comme le choix du type de modèle et le calcul des seuils, la méthode de calcul des métriques a été retravaillée.

Modèle gaussien

Pour les métriques modélisées selon un modèle gaussien unique (DB, DT et DER), les valeurs des métriques sont simplement des moyennes, par zone haline et par saison, des densités par trait de chalut en prenant en compte les éventuelles transformations logarithmiques des valeurs : moyenne des ln(x+1) pour DB et DT et moyenne des ln(x*10+1) pour DER.

Modèle de type delta

Pour les modèles de type delta, le calcul des seuils fait intervenir une étape de « dé-log » des données. Afin de calculer des valeurs non biaisées de la moyenne, nous avons utilisé une méthode de calcul qui est adaptée aux séries de captures basées sur une distribution delta et qui a été décrite par Pennington (1983). L'équation permettant le calcul de cette moyenne a été reprise dans une fonction sur R : « deltadist » (package « fishmethods »). Les valeurs des métriques modélisées selon un modèle delta (DDIA et DMJ) sont donc, comme les valeurs des seuils, des densités et non plus des log-densités.

8 Métriques supplémentaires pour l'indicateur en estuaire

8.1 Indice de niveau trophique

Le niveau trophique moyen est l'un des huit principaux indicateurs qui ont été retenus pour évaluer la perte de biodiversité des écosystèmes lors de la Conférence des Parties à la Convention sur la Diversité Biologique (CBD, 2004). Il semble donc intéressant d'introduire une métrique basée sur les niveaux trophiques des espèces capturées dans le calcul de notre indicateur poisson (ELFI).

La définition moderne du niveau trophique exprime la tendance qu'ont les grands poissons (moins abondants) à se nourrir de poissons plus petits et plus nombreux, qui eux-mêmes se nourrissent de zooplancton, reposant sur les producteurs primaires (Pauly and Watson, 2005). Le niveau trophique (*NT*) traduit donc la place de l'organisme au sein du réseau trophique et est calculé de la façon suivante :

$$NT_i = 1 + \sum_{j=1}^{G} DC_{ij} \times NT_j$$

où NT_j est le niveau trophique de la proie *j*, *DC* est la contribution de la proie *j* dans le régime alimentaire de l'espèce *i* et *G* est le nombre total de proies.

Pour beaucoup d'espèces, le niveau trophique augmente au fur et à mesure que l'individu grandit et que son régime alimentaire évolue. De manière générale, les niveaux trophiques des poissons varient de 2 (poissons se nourrissant de détritus) à 4,7 (poissons piscivores).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Pour définir le niveau trophique de chaque espèce, nous nous sommes basés sur les informations contenues sur le site FishBase (http://www.fishbase.org). Ainsi, les niveaux trophiques des poissons présents dans la base de données varient de 2,25 (*Liza ramada*) à 4,5 (*Perca fluviatilis* et *Lampetra fluviatilis*).

Plusieurs variables ont été calculées afin d'étudier la variabilité des niveaux trophiques des espèces capturées dans les estuaires français :

- le niveau trophique moyen : il s'agit de la moyenne des niveaux trophiques des différentes espèces capturées dans le trait de chalut.
- le niveau trophique maximal : le plus haut des niveaux trophiques des différentes espèces capturées dans le trait de chalut.
- le niveau trophique moyen pondéré (*NTmoy_pond*) : est la moyenne des niveaux trophiques des différentes espèces capturées pondérée par la densité d'individus. Il est calculé selon la formule :

$$NTmoy_{pond} = \frac{\sum_{i=1}^{n} NT_i \times densité_i}{n}$$

où NT_i est le niveau trophique de l'espèce i et $densité_i$ est sa densité ; n est le nombre d'espèces capturées dans le trait de chalut.

Les 2 premières variables sont difficilement modélisables en raison de la distribution des valeurs (Figure 8). En effet, la gamme de variation des valeurs est très faible et les traits de chaluts vides (sans aucun poisson capturé) forment un groupe isolé. Un modèle de type delta n'est pas pertinent car les valeurs nulles représentent moins de 7% des valeurs, le modèle binomial est par conséquent complément déséquilibré. Une transformation log a également été envisagée mais elle ne corrige pas le problème.

La troisième variable, le niveau trophique moyen pondéré, est plus facilement modélisable. La distribution des valeurs log-transformées prend la forme d'une gaussienne (Figure 9). Des modèles ont donc été réalisés pour analyser la variabilité de cet indice trophique en fonction des paramètres environnementaux et des pressions anthropiques s'exerçant sur les différentes masses d'eau.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

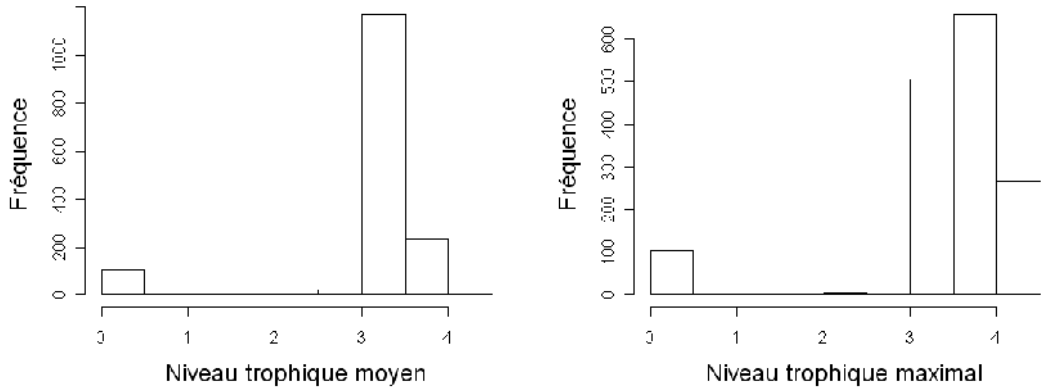


Figure 8 : Histogramme de distribution des variables « niveau trophique moyen » et « niveau trophique maximal ».

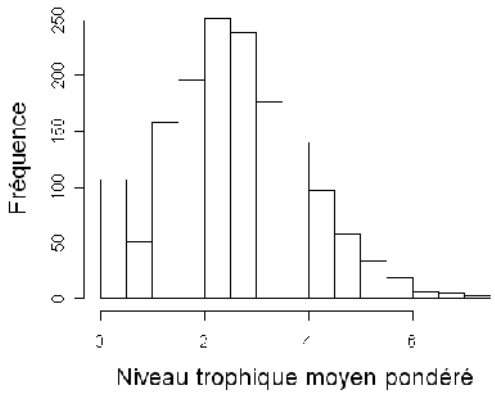


Figure 9 : Histogramme de distribution des valeurs log-transformées du niveau trophique moyen pondéré.

Le niveau trophique moyen pondéré (*NTmoy_pond*) a été modélisé grâce à un glm de type gaussien effectué sur les valeurs log-transformées [ln(*NTmoy_pond* +1)]. Le niveau trophique moyen pondéré varie de façon significative en fonction de la zone haline, de la superficie de l'estuaire et de l'écorégion (Tableau 13). Au niveau des pressions, le niveau trophique diminue de façon significative lorsque l'indice de pollution et l'indice global de pression augmentent. L'indice de pression sur l'habitat et le vivant et l'indice d'occupation des sols n'ont pas d'effets sur le niveau trophique.

Concernant les modèles obtenus, l'analyse des résidus permet de valider les 2 modèles pour lesquels l'effet de la pression est négatif. Néanmoins, l'indice de pollution permet d'expliquer une plus grande part de la variabilité que l'indice global de pression. De plus, le critère d'information d'Akaike (AIC) montre que le modèle obtenu avec l'indice de pollution est meilleur (Tableau 13). La relation entre niveau trophique moyen pondéré et indice de pollution pourrait donc servir à constituer une métrique supplémentaire pour l'indicateur poisson.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 13 : Résultats de la modélisation du niveau trophique moyen pondéré.

	effet	variabilité expliquée	AIC
ln(*NTmoy_pond* + 1) ~ salinité + superficie + écorégion		12,8 %	5150
+ iPollution	- ***	3,7 %	4850
+ iHV	NS		
+ iCLC	NS		
+ iGlobal	- ***	2,2 %	4877

iPollution : indice de pression de pollution ; iHV : indice de pression sur l'habitat et le vivant ; iCLC : indice d'occupation des sols ; iGlobal : indice global de pression. *, **, *** : significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. NS : non significatif.

Avant de pouvoir introduire une telle variable dans l'indicateur poisson, il est important de vérifier les relations entre celle-ci et les autres métriques. Une analyse des corrélations (test de corrélation de Spearman) a donc été réalisée. Des corrélations faibles à modérées sont obtenues avec les métriques DDIA, DMJ et DER (Tableau 14). Une corrélation relativement forte est mesurée avec la densité d'espèces benthiques et une corrélation très forte est obtenue avec la densité totale de poisson (94 %). Une telle corrélation nous empêche d'introduire la variable « niveau trophique moyen pondéré » dans l'indicateur poisson car celle-ci serait redondante avec la densité totale. Ceci s'explique par la trop faible variation des niveaux trophiques des espèces capturées par rapport à la gamme de variation des densités. Par conséquent, le calcul de la variable NTmoy_pond est trop dépendant de la densité.

Tableau 14 : Valeur des coefficients de corrélation de Spearman entre les valeurs du niveau trophique moyen pondéré et les 5 métriques de densités retenues dans ELFI.

	DDIA	DMJ	DB	DT	DER
NTmoy_pond	0,28 ***	0,49 ***	0,82 ***	0,94 ***	0,68 ***

Les niveaux trophiques ont été décrits comme étant un bon paramètre pour évaluer l'impact d'activités humaines, telles que la pêche, sur les organismes aquatiques (Pauly et al., 2001). Néanmoins, il nous est difficile d'utiliser une telle variable et d'en faire une métrique robuste, principalement à cause de la gamme de variation des valeurs qui est beaucoup trop faible pour définir clairement des niveaux de qualité. De plus, la pondération des valeurs en fonction des densités rend la variable redondante avec la densité totale. **Par conséquent, aucune métrique relative au niveau trophique des espèces n'a pu être incluse dans l'indicateur poisson.**

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

8.2 Richesse taxonomique

La richesse taxonomique (ou richesse spécifique) est une métrique couramment utilisée pour décrire la qualité écologique des milieux aquatiques (Belliard et al., 1999; Breine et al., 2007; Coates et al., 2004). De plus, il est demandé par la DCE à ce que les indicateurs développés pour les poissons dans les eaux de transition prennent en compte, entre autre, la composition taxonomique (WFD - Guidance document No. 14). Il est donc primordial d'intégrer une telle métrique dans l'indicateur.

Lors des travaux de l'année précédente (Delpech *et al.*, 2010b), nous avions montré l'existence d'une relation négative entre richesse taxonomique et indice de pollution dans les estuaires français. Néanmoins, la part de variabilité expliquée était très faible (1,55%) et il nous était impossible de définir de façon robuste 3 classes de qualité. Nicolas *et al.* (2010) ont proposé une alternative en linéarisant la courbe d'accumulation des espèces afin de mieux modéliser la richesse taxonomique. En effet, le nombre d'espèces capturées dépend de l'effort d'échantillonnage (Krebs, 1999). Par conséquent, pour limiter le biais lié à des efforts d'échantillonnage hétérogènes d'un estuaire à l'autre, Nicolas *et al.* (2010) ont standardisé la richesse taxonomique en la divisant par le logarithme népérien de la surface échantillonnée.

Nous avons donc procédé de la même façon. Les nombres d'espèces par trait de chalut ont été divisés par le logarithme népérien de la surface échantillonnée. Les valeurs ainsi obtenues sont continues ; cette métrique a donc été modélisée à l'aide d'un GLM de type gaussien.

Tableau 15 : Résultats des modèles gaussiens réalisés pour la métrique de richesse taxonomique standardisée par la surface échantillonnée (RT_lnS).

	effet	variabilité expliquée	AIC
RT_lnS ~ salinité + superficie		11,3 %	895
+ iPollution	- ***	1,2 %	861
+ iMétaux	- ***	4,4 %	816
+ iHV	+ **	0,5 %	874
+ iCLC	NS		
+ iGlobal	NS		

La richesse taxonomique standardisée (RT_lnS) est significativement influencée par la zone haline et la superficie des estuaires (Tableau 15). De plus, nous retrouvons la même conclusion que l'année précédente, à savoir que la richesse taxonomique diminue lorsque la pollution des estuaires augmente, et notamment les concentrations en métaux lourds. Le modèle obtenu avec l'indice de pression constitué uniquement des concentrations en métaux est meilleur que le modèle obtenu avec l'indice de pollution (métaux et polluants organiques) car l'AIC est nettement plus faible (816 vs 861 ; Tableau 15). Nous avons donc sélectionné ce modèle et appliqué la méthode de calcul des seuils relative aux modèles de type gaussien (*voir paragraphe 6.1 Description de la méthode de calcul des seuils*). Il a ainsi été possible de distinguer 3 classes de qualité robustes (sans recouvrement des intervalles de confiance) pour toutes les combinaisons de facteurs (saison x salinité x superficie x écorégion). Les valeurs seuils obtenues ont été décrites dans le Tableau 16. La saison et l'écorégion n'étant pas des facteurs significatifs pour cette métrique, les seuils calculés sont les mêmes pour le printemps et l'automne et pour les 2 écorégions Atlantique et Manche.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 16 : Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de richesse taxonomique en fonction de l'indice de pression basé sur les concentrations en métaux lourds.

				Scores			
écorégion	superficie	saison	salinité	0		2	4
ATL/MAN	1-petit	aut./print.	1-oligo	<	]0,16	]0,35	>
ATL/MAN	1-petit	aut./print.	2-méso	<	]0,40	]0,58	>
ATL/MAN	1-petit	aut./print.	3-poly	<	]0,42	]0,61	>
ATL/MAN	2-grand	aut./print.	1-oligo	<	]0,34	]0,53	>
ATL/MAN	2-grand	aut./print.	2-méso	<	]0,58	]0,77	>
ATL/MAN	2-grand	aut./print.	3-poly	<	]0,60	]0,79	>

La standardisation de la métrique richesse taxonomique par la surface échantillonnée a permis de définir des seuils robustes alors que cela était impossible lorsque la métrique était simplement exprimée en nombre d'espèces. Cela s'explique par la transformation d'une variable discrète (nombres entiers) en une variable continue ainsi que par la prise en compte du biais lié à l'effort d'échantillonnage. **Cette métrique pourra donc être incluse dans l'indicateur ELFI et ainsi satisfaire la demande de la DCE de prendre en compte la composition taxonomique dans les indicateurs pour la composante « poisson » dans les eaux de transition.**

8.3 Métrique spécifique aux zones oligohalines

Parmi les 5 métriques actuellement retenues dans l'indicateur poisson, la métrique de densité des juvéniles marins représente très mal la partie oligohaline des estuaires. Aussi il serait intéressant d'inclure dans l'indicateur une métrique plus spécifique de ces zones.

Les zones oligohalines sont caractérisées par la présence d'espèces d'eau douce, qui sont absentes dans les autres zones des estuaires. Nous avons étudié la variabilité du nombre d'espèces d'eau douce et de leurs densités dans les zones oligohalines afin de définir si ces espèces sont susceptibles de constituer une bonne métrique pour caractériser la qualité des zones oligohalines des estuaires.

Le jeu de données utilisé pour la réalisation des modèles contient 324 traits de chaluts effectués en zone oligohaline. Trois métriques ont été testées (Tableau 17). Le nombre d'espèces d'eau douce a été modélisé de deux façons différentes : (i) à l'aide d'un GLM de type poisson (NFW) et (ii) à l'aide d'un GLM de type gaussien sur les valeurs divisées par le logarithme de la surface échantillonnée (NFW_lnS) étant donné que cette seconde méthode a donné de meilleurs résultats pour la richesse taxonomique. Pour les densités, un modèle de type delta a été utilisé car le pourcentage de traits de chalut ne contenant aucun poisson d'eau douce atteint tout de même les 70 % dans ces zones oligohalines.

Peu de facteurs environnementaux sont significatifs ou alors avec des pourcentages de variabilité expliquée très faibles pour la présence/absence de poissons d'eau douce (Tableau 17). Les deux modèles réalisés pour caractériser le nombre d'espèces d'eau douce montrent

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

un effet négatif de l'indice de pollution, mais là encore les parts de variabilité expliquée sont faibles. Il nous est impossible d'utiliser de tels modèles pour calculer des seuils robustes.

Le modèle binomial montre un impact faible mais négatif de l'indice de pollution et de l'indice basé sur les métaux lourds sur la présence/absence d'espèces FW. Ces 2 indices de pression, l'indice global de pression et l'indice d'occupation des sols ont également un impact négatif sur les densités de ces poissons. Les meilleurs modèles (AIC et graphes des résidus) sont obtenus avec l'indice de pollution basé uniquement sur les métaux lourds. Même si le nombre de données est relativement faible (car cela concerne la zone oligohaline), les modèles ne présentent pas de problèmes de sur-paramétrisation car peu de facteurs sont significatives dans les modèles.

Nous avons donc appliqué la méthode de calcul des seuils et pu calculer des seuils distincts entre 3 classes de qualité.

L'utilisation d'une métrique relative aux densités d'espèces d'eau douce apparait donc pertinente dans les zones oligohalines.

Tableau 17 : Résultats des modèles réalisés pour les métriques concernant les espèces d'eau douce.

	effet	variabilité expliquée	AIC
NFW ~			647
+ iPollution	- ***	2,9 %	637
+ iMétaux	- ***	2,7 %	638
+ iHV	NS		
+ iCLC	NS		
+ iGlobal	- *	1,1 %	644
NFW_lnS ~			-433
+ iPollution	- **	2,1 %	-438
+ iMétaux	- *	1,8 %	-437
+ iHV	NS		
+ iCLC	NS		
+ iGlobal	NS		
Delta_BinFW ~ saison + superficie		1,7 %	390
+ iPollution	- *	1,5 %	388
+ iMétaux	- *	1,7 %	386
+ iHV	+ *	1,9 %	385
+ iCLC	NS		
+ iGlobal	NS		
Delta_DFW ~			346
+ iPollution	- **	11,6 %	336
+ iMétaux	- **	12,7 %	335
+ iHV	NS		
+ iCLC	- *	6 %	342
+ iGlobal	- *	5,6 %	338

NFW : nombre d'espèces d'eau douce ; NFW_lnS : nombre d'espèces d'eau douce divisées par le logarithme de la surface échantillonnée ; Delta_BinFW : modèle binomial réalisé sur la présence/absence d'espèces FW ; Delta_DFW : modèle gaussien réalisé sur les densités non nulles.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

8.4 Métrique relative aux espèces sensibles

La DCE demande que les indicateurs de qualité concernant les poissons dans les eaux de transition contiennent une métrique relative aux espèces sensibles (WFD - Guidance document No. 14). De façon à rendre notre indicateur compatible avec cette exigence, il nous faut donc rajouter une métrique concernant les espèces sensibles. En estuaires, milieux dont les conditions physico-chimiques sont très variables, les espèces sont souvent bien adaptées à des changements des conditions de leur milieu (Elliott and Quintino, 2007). Il est donc difficile de qualifier les espèces vivant en milieu estuarien d'espèces sensibles. Les espèces qui sont susceptibles d'être le plus sensibles sont les migrateurs anadromes. La prise en compte d'une telle métrique ne serait pas redondante avec la métrique de densité des poissons migrateurs (DDIA) déjà incluse dans l'indicateur car cette dernière est essentiellement représentée par des espèces catadromes. En effet, le protocole d'échantillonnage qui est utilisé ne permet pas de cibler les espèces anadromes. Par conséquent, une métrique relative aux espèces anadromes ne pourra pas être directement calculée à partir des échantillonnages réalisés dans le cadre de la DCE. Cette métrique sera donc basée à partir de données extérieures et à dire d'experts. Nous allons créer une métrique basée sur la présence/absence des espèces anadromes. Elle permettra de détecter la disparition d'une espèce par rapport à une liste de référence des espèces qui devraient naturellement se trouver dans le milieu.

Néanmoins, la finalisation de cette métrique n'a pas encore abouti et des travaux restent à mener sur le système de notation de cette métrique. Des contacts seront pris avec les experts des différents estuaires afin d'établir les listes de référence et les listes des espèces actuellement présentes. Un réseau de recueil d'information sur les migrateurs devrait voir le jour sous la tutelle de l'ONEMA. Ce réseau n'existe pas encore mais devrait, à terme permettre de renseigner la métrique concernant la présence de migrateurs anadromes en tant qu'espèces sensibles. Une première évaluation sera tout de même possible dès 2011 à partir des dires d'experts sur les différents bassins hydrographiques. Il est à noter que l'ajout de cette nouvelle métrique Migrateurs Anadromes pourrait avoir une incidence positive sur certaines masses d'eau du district Adour Garonne car plusieurs espèces migratrices sont encore présentes malgré une chute des effectifs assez spectaculaire au cours de la décennie passée.

9 Notes de l'indicateur et état de qualité

9.1 En estuaires

L'indicateur poisson en estuaires est donc dorénavant constitué de 7 métriques :
- densité de migrateurs (DDIA)
- densité de juvéniles marins (DMJ) dans les zones mésohalines et polyhalines
- densité de poissons d'eau douce (DFW) dans les zones oligohalines
- densité de poissons benthiques (DB)
- densité totale de poissons (DT)
- densité de poissons résidents (DER)
- richesse taxonomique (RT).

Les notes obtenues pour l'ensemble des masses d'eau échantillonnées entre 2005 et 2009 sont présentées dans le Tableau 18.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 18 : Notes par métrique et indicateur ELFI dans les estuaires français.

	DDIA	DMJ	DFW	DB	DT	DER	RT	ELFI
Adour_aval_2006	0	0,5	-	0	0	0	0	0,08
Gironde_amont_2005	0,13	0	0	0,13	0	0,5	0,25	0,14
Adour_aval_2005	0,25	0,25	0,25	0,08	0,08	0	0,17	0,15
Gironde_aval_2005	0	0,13	-	0	0	0,5	0,25	0,15
Gironde_centrale_2005	0,13	0,13	-	0,06	0,13	0,38	0,25	0,18
Gironde_centrale_2009	0,25	0,25	-	0,13	0	0,25	0,25	0,19
Odet_2007	0,5	0,5	-	0,25	0	0	0	0,21
Trieux_2007	0,5	0,5	-	0,25	0	0	0	0,21
Seudre_2005	0,13	0,25	-	0,38	0,25	0,5	0	0,25
Bidassoa_2005	0	0,38	-	0,5	0,25	0,5	0	0,27
Bidassoa_2006	0,75	0,25	-	0,5	0,25	0	0	0,29
Adour_aval_2009	0,44	0,38	0,5	0,19	0,19	0	0,38	0,3
Somme_2006	0,17	0,92	-	0,25	0,42	0,17	0	0,32
Dordogne_fluvial_2009	0,5	-	0,25	0,38	0,25	0,5	0,25	0,36
Garonne_fluvial_amont_2009	0,38	-	0,25	0,38	0,38	0,5	0,25	0,36
Adour_amont_2009	0,75	-	1	0	0	0	0,5	0,38
Gironde_aval_2009	0	0,5	-	0,5	0,38	0,5	0,5	0,4
Bidassoa_2009	0,5	0,38	0	0,5	0,33	0,83	0,5	0,43
Aber_Wrach_2007	0	0,5	-	0,75	0,5	1	0	0,46
Seudre_2009	0	0,5	-	0,63	0,63	0,5	0,5	0,46
Laïta_2009	0,79	0,44	0	0,63	0,58	0,33	0,75	0,5
Morlaix_2007	0,25	0,63	-	0,63	0,5	0,5	0,5	0,50
Loire_2009	0,75	1	0,25	0,38	0,5	0,25	0,42	0,51
Charente_2005	0,33	0,88	0	0,25	0,83	0,67	0,67	0,52
Aulne_2007	0,38	0,63	-	0,75	0,75	0,75	0,25	0,59
Blavet_2007	0,75	0,63	-	0,63	0,5	0,75	0,25	0,59
Sèvre_Niortaise_2009	0,58	0,88	1	0,5	0,75	0,17	0,5	0,63
Seine_aval_2006	0,88	0,88	-	0,38	0,63	0	1	0,63
Goyen_2007	0,5	0,5	-	0,63	0,75	0,75	0,75	0,65
Risle_2006	0,75	-	0,75	0,63	0,5	0,5	0,75	0,65
Dordogne_fluvial_2008	0,5	-	0	1	1	1	0,5	0,67
Baie_des_Veys_2006	0,88	0,88	-	0,75	0,5	0,5	0,5	0,67
Charente_2009	0,46	0,94	0	0,79	0,83	0,83	0,83	0,67
Pont_l'Abbé_2007	0,75	0,5	-	0,75	0,5	1	0,5	0,67
Scorff_2007	1	0,63	-	0,88	0,75	0,75	0	0,67
Authie_2006	0,75	1	-	0,5	0,88	0,5	0,5	0,69
Orne_2006	0,94	0,88	0	0,81	0,81	0,63	0,75	0,69
Loire_2006	0,9	0,88	1	0,65	0,75	0,3	0,6	0,73
Sèvre_Niortaise_2007	0,83	0,88	1	0,5	0,83	0,5	0,67	0,74
Canche_2006	0,88	1	-	0,63	0,75	0,5	0,75	0,75
Morlaix_2009	0,75	0,63	-	0,75	0,63	0,75	1	0,75
Laïta_2007	1	0,63	-	0,75	0,75	0,75	0,75	0,77
Vilaine_2007	0,75	0,88	-	0,63	0,88	1	1	0,86
Blavet_2009	0,88	0,94	-	0,88	0,75	0,88	0,88	0,87
Aven_2007	0,5	0,75	-	1	1	1	1	0,88
Belon_2007	0,5	0,75	-	1	1	1	1	0,88
Garonne_fluvial_aval_2006	0,5	-	1	1	1	1	1	0,92
Somme_2009	0,63	1	-	1	1	1	1	0,94
Elorn_2007	1	0,75	-	1	1	1	1	0,96
Baie_Mont_St_Michel_2006	1	1	1	1	1	1	1	1
Vilaine_2009	1	1	-	1	1	1	1	1

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Une analyse des redondances entre les notes des différentes métriques a été réalisée à l'aide d'un test de corrélation de Spearman (Tableau 19). La densité totale de poissons et la densité de poissons benthiques sont les métriques les plus corrélées (81%). Les métriques DB et DER, ainsi que DT, DMJ et RT, sont également fortement corrélées. De manière générale, les métriques qui sont négativement impactées par la pression de pollution (à l'exception de la densité de poissons d'eau douce qui représente une zone bien spécifique des estuaires) sont toutes relativement bien corrélées entre elles. Même si une métrique relative à la richesse taxonomique a été ajoutée pour pallier ce genre de problème, la note de l'indicateur multimétrique peut être fortement influencée lorsque l'on pêche en fortes densités des poissons benthiques qui appartiennent également à l'une des 3 guildes écologiques suivies (DIA, MJ et ER). Par exemple, pour la Dordogne, la note de 0,5 obtenue en 2008 est essentiellement due à de très fortes densités de gobies ; les densités de poissons migrateurs et de poissons d'eau douce sont très faibles. En 2009, la note diminue à 0,34 parce que les densités de gobies sont beaucoup plus faibles, mais les densités de poissons migrateurs et de poissons d'eau douce sont meilleures. Ainsi lorsque des densités exceptionnellement fortes d'une seule espèce sont capturées (en général cela concerne les gobies et les mulets), la note multimétrique de l'indicateur doit être interprétée avec prudence, il est nécessaire de regarder le détail des notes par métrique.

Tableau 19 : Test de corrélation de Spearman entre les différentes métriques (réalisé sur les notes obtenues pour chaque métrique).

	DDIA	DMJ	DFW	DB	DT	DER	RT
DDIA	-						
DMJ	0,62 ***	-					
DFW	0,5 *	0,28	-				
DB	0,4 **	0,51 ***	-0,11	-			
DT	0,49 ***	0,77 ***	0,05	0,81 ***	-		
DER	-0,04	0,16	-0,36	0,73 ***	0,53 ***	-	
RT_lnS	0,63 ***	0,63 ***	0,38	0,49 ***	0,69 ***	0,22	-
ELFI	0,72 ***	0,77 ***	0,46 *	0,8 ***	0,89 ***	0,48 ***	0,82 ***

Afin de définir les EQRs (limites entre les différentes classes de qualité), une régression linéaire a été réalisée entre l'indicateur multimétrique ELFI et un indice global de pression. Cet indice global de pression est constitué de l'indice de pression de pollution et de l'indice de pression sur l'habitat et le vivant car les métriques constituant l'indicateur poisson réagissent à ces deux types de pressions. La régression obtenue est relativement bonne avec un coefficient de détermination R^2 de 0,49 (Figure 10). Nous avons choisi de fixer le seuil du très bon état à une valeur de l'indice global de pression égale à zéro. L'équation de la droite de régression nous donne ainsi une valeur de 0,90 pour ce seuil. Les seuils des autres classes ont été définis en divisant la plage de valeurs [0 - 0,90] en 4 parties égales (Tableau 20). Les couleurs associées ont été reportées sur les notes du Tableau 18.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

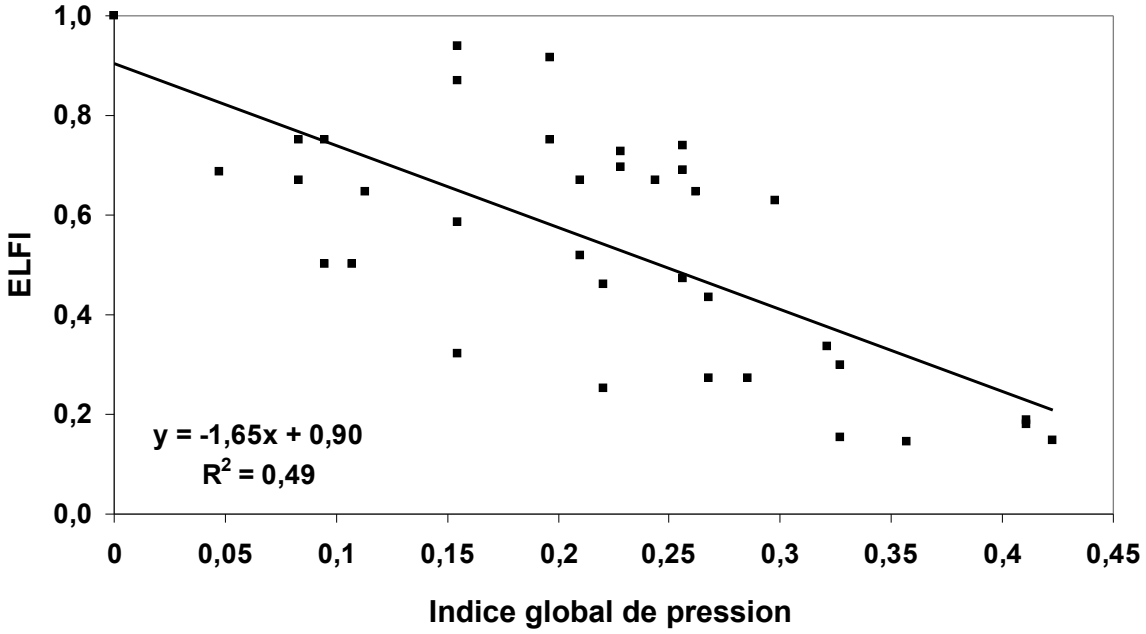


Figure 10 : Régression linéaire entre l'indicateur multimétrique ELFI et l'indice global de pression dans les estuaires français.

Tableau 20 : Limites des 5 classes de qualité pour l'indicateur poisson ELFI dans les estuaires.

Etat	ELFI
très bon	[0,9 - 1]
bon	[0,675 - 0,9[
moyen	[0,45 - 0,675[
médiocre	[0,225 - 0,45[
mauvais	[0 - 0,225[

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Évolution des notes en 2010

En fin d'année, les données des échantillonnages réalisés en 2010 ont toutes été récupérées et vérifiées et ainsi les notes de l'indicateur ELFI ont pu être calculées (Tableau 21). Afin de mieux évaluer la variablité interannuelle, l'ensemble des notes ont été regroupées dans le Tableau 22.

Tableau 21 : Notes par métrique et indicateur ELFI dans les masses d'eau estuariennes françaises en 2010.

	DDIA	DMJ	DFW	DB	DT	DER	RT	ELFI
Bidassoa	0	0,25	-	0	0	0	0	0,04
Seine_amont	0	-	0,25	0	0	0	0	0,04
Seine_centrale	0,38	-	0	0	0	0	0	0,06
Gironde_centrale	0,25	0,13	-	0,25	0,25	0,5	0	0,23
Adour_aval	0,67	0,56	0,5	0,13	0,08	0	0,08	0,29
Adour_amont	0,63	-	0,25	0,25	0,25	0	0,5	0,31
Seine_aval	0,7	0,38	0	0,4	0,3	0,4	0,5	0,38
Garonne_fluvial_amont	0,13	-	0	0,75	0,5	1	0,25	0,44
Gironde_aval	0	0,38	-	0,63	0,5	0,75	0,5	0,46
Loire	0,5	0,81	0,5	0,42	0,54	0	0,67	0,49
Seudre	0,13	0,63	-	0,5	0,5	0,75	0,5	0,50
Morlaix	0,25	0,63	-	0,63	0,5	0,75	0,75	0,59
Sèvre_Niortaise	0,63	1	-	0,63	0,75	0	0,5	0,59
Risle	1	-	0,75	0,75	0,5	0,25	0,5	0,63
Dordogne_fluvial	0,38	-	0,25	0,88	0,75	1	0,5	0,63
Orne	0,75	0,63	-	0,63	0,5	0,5	0,75	0,63
Laïta	0,96	0,63	0	0,92	0,92	0,75	0,83	0,72
Charente	0,63	0,94	0,25	0,88	0,83	0,83	0,67	0,72
Grand_Rhône	0	0,75	-	1	1	1	1	0,79
Baie_des_Veys	0,88	1	-	1	0,75	0,75	1	0,90
Vilaine	1	1	-	0,88	1	0,5	1	0,90
Baie_du_Mont_St_Michel	1	0,75	-	1	1	1	0,75	0,92
Blavet	0,88	1	-	1	1	1	1	0,98

Malgré la variabilité interannuelle, les notes restent relativement stables d'une année sur l'autre car entre deux années consécutives les notes ne varient pas plus d'une classe de qualité. Néanmoins, pour la Somme, une très grande différence est observée entre la note obtenue en 2006 et celle obtenue en 2009. Cette différence s'explique par de très fortes densités de clupéidés (essentiellement des sprats) et de gobies en 2009. Pour les sprats, cela pourrait s'expliquer en partie par le fait que cette espèce vie en banc et qu'un chalutage au milieu d'un banc peut fortement influencer les densités capturées. Néanmoins, l'impact de ces captures exceptionnelles est limité par le fait que nous utilisons des valeurs log-transformées pour calculer la densité totale de poissons. Les zones échantillonnées peuvent également expliquer ces différences de densités entre 2006 et 2009. En effet, en 2006, le bateau utilisé avait un très faible tirant d'eau et des zones intertidales ont été pêchées à marée haute. En 2009, en raison du bateau utilisé, seul le chenal a été échantillonné et il y a peut-être eu un effet de concentration du poisson. Néanmoins, les échantillonnages prévus sur 3 années consécutives permettront de mieux appréhender et de lisser ces très fortes variations.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 22 : Notes de l'indicateur ELFI dans les masses d'eau estuariennes françaises échantillonnées entre 2005 et 2010.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Aber_Wrach			0,46			
Adour_amont					0,38	0,31
Adour_aval	0,15	0,08			0,3	0,29
Aulne			0,59			
Authie		0,69				
Aven			0,88			
Baie_des_Veys		0,67				0,90
Belon			0,88			
Bidassoa	0,27	0,29			0,43	0,04
Blavet			0,59		0,87	0,98
Canche		0,75				
Charente	0,52				0,67	0,72
Dordogne_fluvial				0,67	0,36	0,63
Elorn			0,96			
Fond de baie du Mont St Michel		1				0,92
Garonne_fluvial_amont					0,36	0,44
Garonne_fluvial_aval		0,92				
Gironde_amont	0,14					
Gironde_aval	0,15				0,4	0,46
Gironde_centrale	0,18				0,19	0,23
Goyen			0,65			
Grand_Rhone						0,79
Laita			0,77		0,5	0,72
Loire		0,73			0,51	0,49
Morlaix			0,5		0,75	0,59
Odet			0,21			
Orne		0,69				0,63
Pont_l'Abbé			0,67			
Risle		0,65				0,63
Scorff			0,67			
Seine_amont						0,04
Seine_aval		0,63				0,38
Seine_centrale						0,06
Seudre	0,25				0,46	0,50
Sevre_Niortaise			0,74		0,63	0,59
Somme		0,32			0,94	
Trieux			0,21			
Vilaine			0,86		1,00	0,90

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

9.2 En lagunes

Comme l'an passé, l'indice ELFI en lagunes est composée de trois métriques:
- densité de zooplanctonophages (DZ)
- densité de diadromes (DDIA)
- densité de prédateurs d'invertébrés benthiques (DIB).

Les notes obtenues pour chacune des lagunes sont présentées dans le tableau Tableau 23.

Tableau 23 : Récapitulatif des notes par métrique et pour l'indicateur poisson ELFI dans les lagunes françaises.

	DDIA	DIB	DZ	IP
Prévost	0.00	0.00	0.00	0.00
Diana	0.00	0.75	0.00	0.25
Thau	0.25	0.50	0.00	0.25
Urbino	0.00	0.75	0.00	0.25
Méjean	0.50	0.00	0.50	0.33
Salses-Leucate	0.75	0.00	0.25	0.33
Palo	0.25	1.00	0.00	0.42
Bages-Sigean	0.00	0.75	0.75	0.50
Biguglia	0.50	1.00	0.00	0.50
Or	0.63	0.38	0.75	0.58
Grand Bagnas	0.63	0.75	0.50	0.63
Vaccarès	0.50	0.75	0.75	0.67
Berre	0.75	0.50	1.00	0.75
La Palme	0.50	0.75	1.00	0.75

Afin de définir les EQRs (limites entre les différentes classes de qualité), une régression linéaire a été réalisée entre l'indicateur multimétrique ELFI et un indice global de pression (Figure 11), en ne retenant pas les 3 lagunes corses échantillonnées en 2009.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

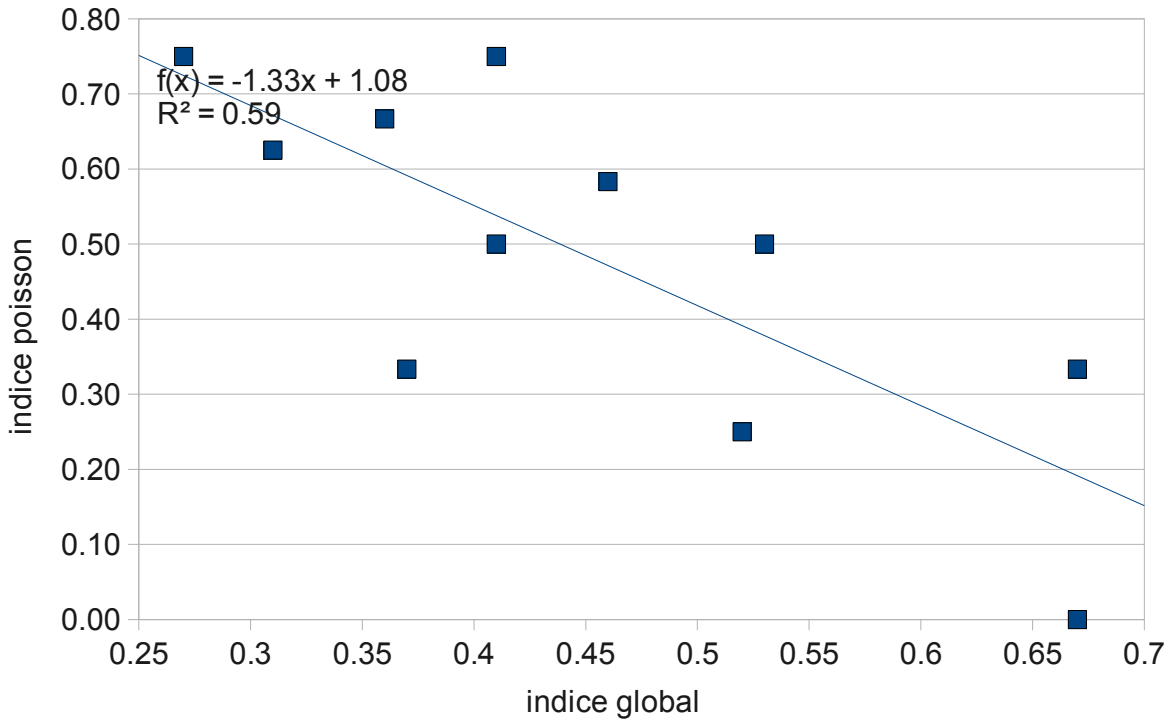


Figure 11 : Régression linéaire entre l'indicateur multimétrique ELFI et l'indice global de pression dans les lagunes.

L'équation de la courbe de régression a permis de définir des seuils sur l'indice ELFI. Vu le nombre de données plus restreint que pour les estuaires, il a été décidé d'utiliser des seuils un peu plus souple, le premier seuil correspondant à un indice global de pression de 0,2, puis les seuils étant placés tous les 0,2 (Tableau 24).

Tableau 24 : Limites des 5 classes de qualité pour l'indicateur poisson ELFI dans les lagunes.

Etat	ELFI
très bon	[0,81 - 1]
bon	[0,55 - 0,81[
moyen	[0,28 - 0,55[
médiocre	[0,02 - 0,28[
mauvais	[0 - 0,02[

Dans l'état actuel, l'indice ELFI est assez bien corrélé à l'indice global de pression quand les trois lagunes corses ne sont pas prises en compte dans le jeu de données. Par contre il semble assez peu adapté à ces 3 lagunes. Il est essentiel à l'avenir d'approfondir l'analyse pour savoir si cela provient (i) d'une spécificité naturelle de ces trois lagunes, (ii) d'un mauvais calcul de l'indice de pression ou (iii) d'une forte variabilité naturelle, en particulier interannuelle, des métriques pas prise en compte dans l'indicateur du fait du jeu de données. Il est également important de noter que l'indicateur présent ne peut être considéré comme validé, et sera probablement amené à évoluer quand les résultats des campagnes 2010/2011 seront intégrées.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

10 Quantification des incertitudes autour du diagnostic pour les lagunes méditerranéennes

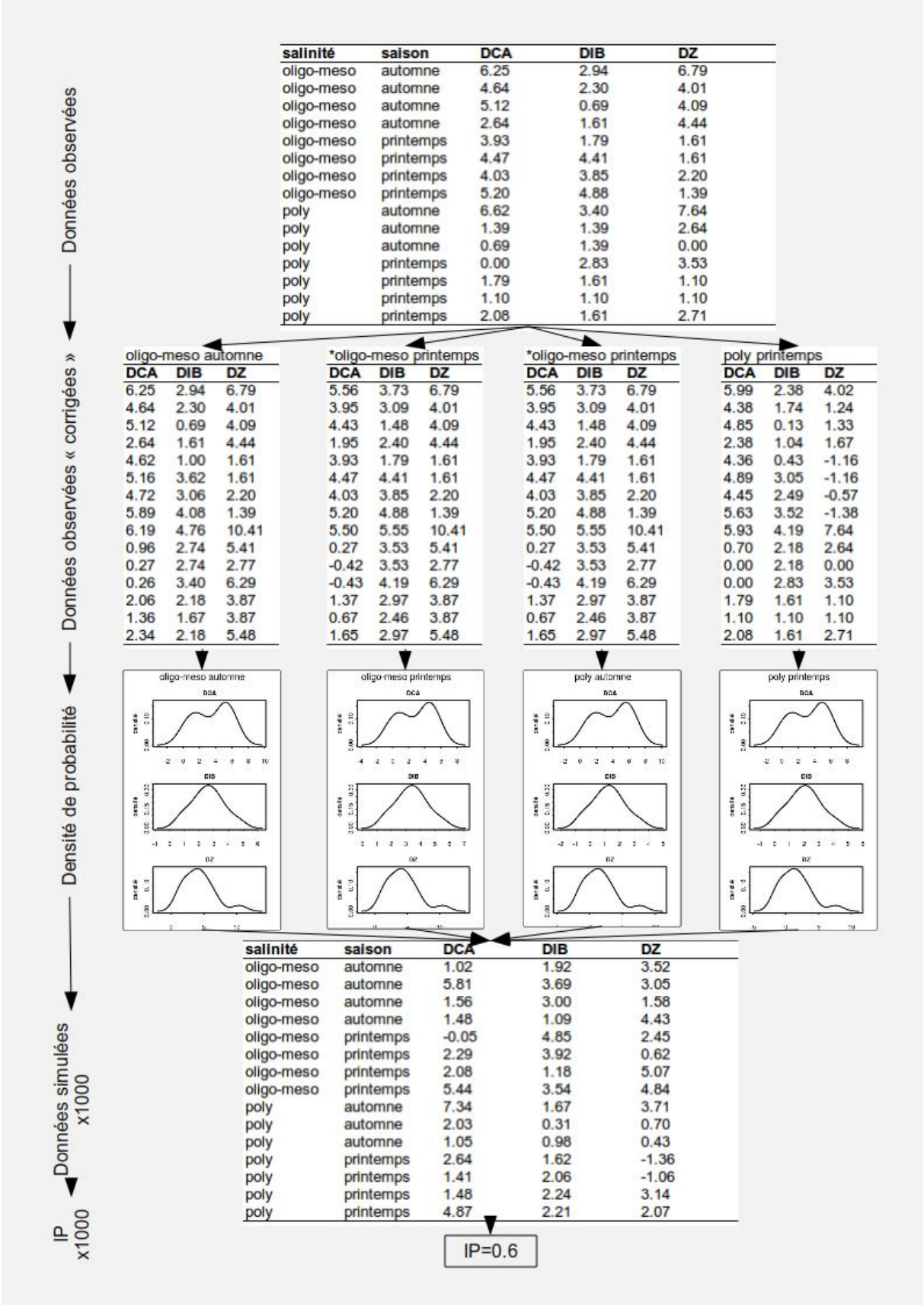
L'indicateur ELFI tel qu'il est construit actuellement permet de fournir un diagnostic sur l'état écologique des masses d'eau de transition. Toutefois, il apparaît important de fournir aux gestionnaires une mesure de l'incertitude entourant ce diagnostic. Deux méthodes ont ainsi été développées, la première applicable immédiatement mais présentant certaines limites, et une deuxième plus complète et permettant de prendre en compte la connaissance des experts, mais nécessitant encore quelques perfectionnements.

10.1 Première méthode

Afin de quantifier les incertitudes autour d'un diagnostic, on procède généralement à un rééchantillonnage, c'est-à-dire qu'on regarde ce que deviendrait le diagnostic si on ne regardait qu'une sous-partie des données disponibles. En répétant cette opération plusieurs fois, on a une idée de la variabilité du diagnostic en fonction des données que l'on prend en compte. Un problème pour mettre en œuvre cette méthode dans notre cas est que l'on dispose pour les lagunes méditerranéennes de données limitées, et que les possibilités de rééchantillonner sont faibles. Par conséquent, au lieu de se limiter à un rééchantillonnage, on a choisi dans un premier temps de simuler de nouvelles données, augmentant ainsi le nombre de possibilités pour un rééchantillonnage ultérieur.

Pour ce faire, les données observées sur une lagune sont « traitées » à partir des modèles pression-impacts pour « convertir » une donnée observée dans un cas (on appelle cas le croisement d'une saison et d'une classe de salinité) en données virtuellement observées dans tous les cas possibles (par exemple une observation à l'automne en polyhalin peut-être convertie en une observation virtuelle à l'automne en oligo-mésohalin, au printemps en oligo-halin et au printemps en polyhalin). En partant ainsi de 16 (par exemple) opérations de pêche sur une lagune, on crée ainsi virtuellement 16 observations par cas. Pour ces 16 observations par cas, on trace un histogramme et on ajuste une densité de probabilité à l'aide d'une estimation par noyau (kernel density estimation). On peut ensuite simuler des données dans ces densités de probabilité, permettant ainsi de recréer des jeux d'observations virtuelles (ici on en recrée 1000 par lagunes) présentant la même structure que le jeu de données initial (même nombre de données par cas), puis appliquer l'indicateur ELFI sur ces jeux virtuels. Le principe est résumé sur le diagramme suivant (Figure 12).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref



salinité	saison	DCA	DIB	DZ
oligo-meso	automne	6.25	2.94	6.79
oligo-meso	automne	4.64	2.30	4.01
oligo-meso	automne	5.12	0.69	4.09
oligo-meso	automne	2.64	1.61	4.44
oligo-meso	printemps	3.93	1.79	1.61
oligo-meso	printemps	4.47	4.41	1.61
oligo-meso	printemps	4.03	3.85	2.20
oligo-meso	printemps	5.20	4.88	1.39
poly	automne	6.62	3.40	7.64
poly	automne	1.39	1.39	2.64
poly	automne	0.69	1.39	0.00
poly	printemps	0.00	2.83	3.53
poly	printemps	1.79	1.61	1.10
poly	printemps	1.10	1.10	1.10
poly	printemps	2.08	1.61	2.71

oligo-meso automne

DCA	DIB	DZ
6.25	2.94	6.79
4.64	2.30	4.01
5.12	0.69	4.09
2.64	1.61	4.44
4.62	1.00	1.61
5.16	3.62	1.61
4.72	3.06	2.20
5.89	4.08	1.39
6.19	4.76	10.41
0.96	2.74	5.41
0.27	2.74	2.77
0.26	3.40	6.29
2.06	2.18	3.87
1.36	1.67	3.87
2.34	2.18	5.48

*oligo-meso printemps

DCA	DIB	DZ
5.56	3.73	6.79
3.95	3.09	4.01
4.43	1.48	4.09
1.95	2.40	4.44
3.93	1.79	1.61
4.47	4.41	1.61
4.03	3.85	2.20
5.20	4.88	1.39
5.50	5.55	10.41
0.27	3.53	5.41
-0.42	3.53	2.77
-0.43	4.19	6.29
1.37	2.97	3.87
0.67	2.46	3.87
1.65	2.97	5.48

*oligo-meso printemps

DCA	DIB	DZ
5.56	3.73	6.79
3.95	3.09	4.01
4.43	1.48	4.09
1.95	2.40	4.44
3.93	1.79	1.61
4.47	4.41	1.61
4.03	3.85	2.20
5.20	4.88	1.39
5.50	5.55	10.41
0.27	3.53	5.41
-0.42	3.53	2.77
-0.43	4.19	6.29
1.37	2.97	3.87
0.67	2.46	3.87
1.65	2.97	5.48

poly printemps

DCA	DIB	DZ
5.99	2.38	4.02
4.38	1.74	1.24
4.85	0.13	1.33
2.38	1.04	1.67
4.36	0.43	-1.16
4.89	3.05	-1.16
4.45	2.49	-0.57
5.63	3.52	-1.38
5.93	4.19	7.64
0.70	2.18	2.64
0.00	2.18	0.00
0.00	2.83	3.53
1.79	1.61	1.10
1.10	1.10	1.10
2.08	1.61	2.71

salinité	saison	DCA	DIB	DZ
oligo-meso	automne	1.02	1.92	3.52
oligo-meso	automne	5.81	3.69	3.05
oligo-meso	automne	1.56	3.00	1.58
oligo-meso	automne	1.48	1.09	4.43
oligo-meso	printemps	-0.05	4.85	2.45
oligo-meso	printemps	2.29	3.92	0.62
oligo-meso	printemps	2.08	1.18	5.07
oligo-meso	printemps	5.44	3.54	4.84
poly	automne	7.34	1.67	3.71
poly	automne	2.03	0.31	0.70
poly	automne	1.05	0.98	0.43
poly	printemps	2.64	1.62	-1.36
poly	printemps	1.41	2.06	-1.06
poly	printemps	1.48	2.24	3.14
poly	printemps	4.87	2.21	2.07

Figure 12 : Schéma récapitulant le principe de la méthode de quantification de l'incertitude

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Cette méthode a été appliquée aux 14 lagunes échantillonnées dans le cadre de la DCE (Figure 13).

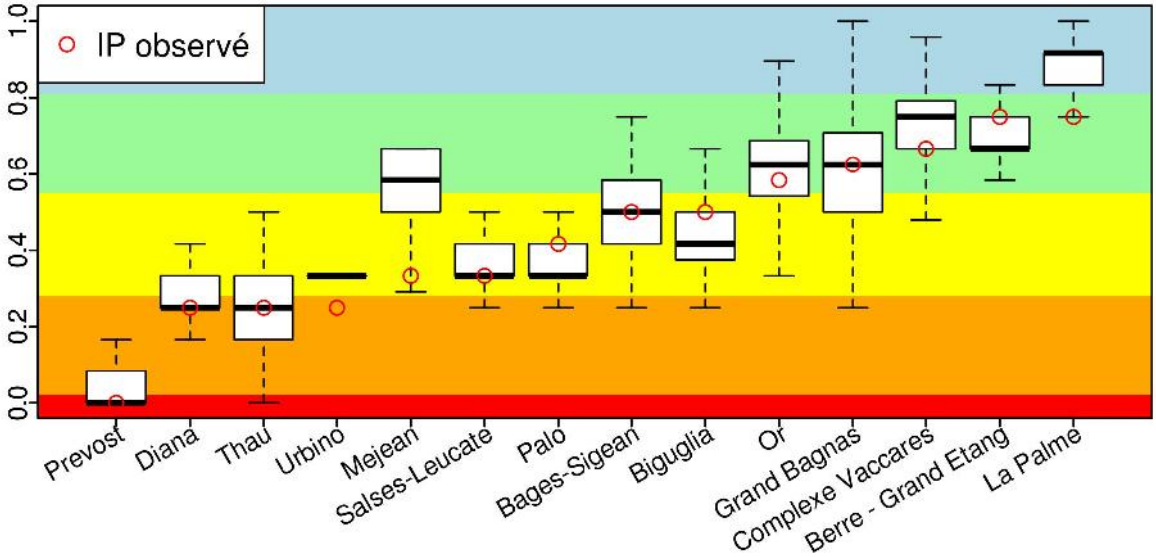


Figure 13 : Mesure de l'incertitude autour du diagnostic fourni par l'indicateur ELFI pour les lagunes méditerranéennes avec la première méthode

La méthode a donc permis de fournir une mesure approximative de l'incertitude autour des notes fournies par l'indicateur ELFI. Cela permet de montrer que dans une grande majorité des cas, l'intervalle de confiance autour d'une note serait compris dans une ou deux classes de qualité, ce qui est relativement raisonnable.

Cette méthode est une première approche qui permet de (i) fournir dans une certaine mesure une idée de l'incertitude autour du diagnostic, (ii) de voir la pertinence de l'espacement des EQRs vu l'incertitude autour des notes. Cependant, elle présente certaines limites. Tout d'abord, elle repose sur des données simulées et non pas observées, ce qui peut présenter certains risques. De plus, cette méthode est adaptée aux modèles pression-impacts de type gaussien avec transformation en ln(x+1), elle n'est par contre pas utilisable dans le cas de modèle delta ou de glm poisson, et n'est donc notamment pas transposable en l'état à l'indicateur ELFI en estuaires.

10.2 Seconde méthode

Toujours dans l'optique de proposer au gestionnaire une mesure de l'incertitude en plus du diagnostic brut, une seconde méthode est en cours de développement. Cette méthode, basée sur une approche bayésienne, a le triple avantage de :

- permettre une combinaison objective des métriques composant l'indicateur, en prenant en compte à la fois leurs sensibilités à la pression considérée et leur variabilité naturelle
- permettre de prendre en compte de façon objective des connaissances préalables sur les masses d'eau, et notamment la connaissance des experts

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

- de fournir une mesure de l'incertitude entourant le diagnostic en donnant une probabilité que la masse d'eau considérée appartienne à chacune des classes de qualité considérée.

En annexe de ce rapport, un manuscrit présente de façon détaillée cette méthode et présente un cas d'application aux lagunes méditerranéennes (cf. Annexe II - A Bayesian framework to objectively combine metrics when developing stressor specific multimetric indicator).

Cette méthode est donc particulièrement intéressante. Cependant un travail reste à réaliser avant qu'elle soit complètement opérationnelle. Tout d'abord, la méthode actuelle ne permet de prendre en compte qu'un indice de pression, un travail est donc en cours pour étendre la méthode à l'utilisation de plusieurs indices de pression. En outre, un travail va être entrepris pour proposer une méthode robuste d'intégration de la connaissance expert.

Bibliographie

Andral B. and Tomasino C. 2007. Réseau intégrateurs biologiques RINBIO 2006. RST.DOP/LER-PAC/07-24: 100pp.

Andral B., Stanisiere J. Y., Sauzade D., Damier E., Thebault H., Galgani F. and Boissery P. 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. Mar Pollut Bull, 49: 704-712.

Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R., Monnier, D., 1999. Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal stream. Hydrobiologia 400, 155-166.

Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66, 84-96.

Bouchoucha M., Battut J., Laugier T. and Derolez V. 2010. Définition d'une base de données des pressions sur les lagunes méditerranéennes françaises. Convention ONEMA Ifremer 2010: 28pp.

Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Hydrobiologia 575, 141.

CBD, 2004. Decision VII/30: Strategic plan: future evaluation of progress. The 2010 Biodiversity Target: A Framework for Implementation. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity Kuala Lumpur, Malaysia, 9–20 and 27 February, 2004. Montreal: Secretariat of the CBD, pp. 345–355.

Coates, S.A., Colclough, S.R., Robson, M.A., Harrison, T.D., 2004. Development of an estuarine classification scheme for the Water Framework Directive. Phases 1 & 2 -

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Transitional fish component. R&D Technical Report E1-131/TR. Bristol: Environment Agency, p. 55.

Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Delpech, C., Pasquaud, S., Massé, J., Girardin, M., Lepage, M., Le Pape, O., 2008. Indicateurs ichtyologiques pour l'état des masses d'eau de transition dans le cadre de la DCE – Méthodologie. Cemagref de Bordeaux et Laboratoire d'Ecologie Halieutique Agrocampus Rennes, dans le cadre du programme Liteau II du Ministère en charge de l'Environnement, p. 17 p + annexes.

Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O., 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. Estuarine, Coastal and Shelf Science 81, 179-190.

DCE, 2000. Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000. Official Journal of European Community L327, 1–72.

Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010a. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. Marine Pollution Bulletin 60, 908–918.

Delpech, C., Drouineau, H., Lepage, M., 2010b. Amélioration des performances de la méthode ELFI pour l'évaluation de la qualité des eaux de transition. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2009, Cestas, p. 95.

Delpech, C., Lepage, M., 2009. Perfectionnements et ajustements de l'indicateur poisson pour les eaux de transition. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008, Cestas, p. 29.

Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. Marine Pollution Bulletin 54, 640–645.

Galgani F., Senia J., Guillou J., Laugier T., Munaron D., Andral B., Guillaume B., Coulet E., Boissery P., Brun L. and Bertrandy M. 2009. Assessment of the environmental quality of french continental mediterranean lagoons with oyster embryo bioassay. Arch Environ Contam Toxicol, 57: 540-551.

Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boët, P., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Laffargue, P., Le Pape, O., Lobry, J., Parlier, E., Pasquaud, S., 2009. Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition. Programme Liteau II, Rapport scientifique de fin de contrat, Cemagref, Cestas, p. 50.

Krebs, C.J., 1999. Ecological Methodology, 2nd ed. Addison-Wesley Educational Publishers, California, USA.

Lepage, M., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Girardin, M., Boët, P., Gonthier, P., 2008. Appui scientifique et méthodologique à la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau dans les eaux de transition. Rapport final Convention MEDAD-Cemagref, étude n° 120, Bordeaux, p. 121.

Lepage, M., Girardin, M., Parlier, E., Boët, P., Lan Chow Wing, O., Bertrand, G., Gonthier, P., 2007. Développement d'outils d'évaluation et de suivi de l'état écologique des eaux de

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

transition à partir des peuplements de poissons. Convention Cemagref- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Direction de l'eau), in: Bordeaux, C.G.d. (Ed.), Etude n°112, p. 95.

Nicolas, D., Lobry, J., Lepage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86, 137-147.

Pauly, D., Palomares, M.L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D., Wallace, S., 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 51-62.

Pauly, D., Watson, R., 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences 360, 415-423.

Pennington, M., 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. Biometrics 39, 281-286.

Scherrer, B., 1984. Biostatistique, Chicoutimi, Québec.

Uriarte, A., Borja, A., 2009. Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82, 214-224.

WFD - Guidance document No. 14, Guidance document on the Intercalibration Process 2008-2011. Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). p. 55.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Partie 2 : Intercalibration européenne.

1 Groupe Coast

Une réunion du groupe COAST s'est tenue à ISPRA les 21 et 22 janvier 2010. Cette réunion rassemblait tous les responsables des éléments de qualité biologique des différents GIG. Le Cemagref y était en tant que responsable du groupe d'experts poisson pour les eaux de transition du GIG MED. Il s'agissait de la première réunion inter-gig où a été présentée la guidance pour la deuxième phase de l'intercalibration. Une information particulière concernant le projet WISER a également été faite.

Une deuxième réunion du groupe COAST a été tenue du 9 au 11 novembre 2010 à Larnaca (Chypre) pour discuter de la validité des indicateurs à retenir pour l'intercalibration. En effet, certains indicateurs ne sont toujours pas DCE compatibles et la commission demande que ces indicateurs soient exclus l'exercice d'intercalibration pour éviter un prolongement de l'exercice. Dans le cas des poissons dans les eaux de transition, nous sommes face à deux situations différentes en région NEA et en région MED. Les travaux sur les estuaires de NEA sont beaucoup plus avancés car tous les pays ont maintenant un indicateur au point, même si des améliorations sont encore en cours. Pour les eaux de transition en MED, les pays les plus avancés sont la France et l'Italie, la Grèce possède maintenant un indicateur toujours en développement mais qui commence à fournir des résultats. La France est le seul pays à avoir appliqué sa méthode sur un large échantillon de masses d'eau. L'Italie applique sa méthode sur la lagune de Venise découpée en 7 masses d'eau et les grecs travaillent sur deux lagunes seulement. L'Espagne n'a, pour l'instant, développée aucune méthode et se propose d'adopter soit la méthode française soit la méthode italienne mais les experts doivent tenter d'appliquer les deux méthodes sur leurs lagunes pour s'assurer d'une bonne adéquation entre leurs types de lagunes et les méthodes proposées. Un atelier d'une demie journée a été consacré à des exemples de méthodes d'harmonisation des EQR pour l'exercice d'intercalibration. Tous les exemples partent de l'utilisation d'une base de données commune et relativement importante pour les calculs mais dans les eaux de transition, en GIG NEA ou en GIG MED, les bases de données communes sont très limitées du fait que chaque équipe utilise des engins de pêche différent et des stratégies d'échantillonnage différentes. Les bases de données communes sont issues des campagnes d'intercalibration réalisées en commun en Irlande, en France et en Allemagne pour le GIG NEA et en Espagne et en France pour le GIG MED.

2 GIG-NEA

En début d'année 2010, un tableau récapitulatif présentant une évaluation à dire d'expert de la Weser qui avait été échantillonnée en octobre 2009 a été fourni (Tableau 25). Ce tableau sera à rapprocher des résultats obtenus pour chaque indicateur poisson calculé à partir des données collectées lors de la campagne de 2009.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Une réunion a eu lieu à Londres les 6 et 7 juillet 2010 entre les différents experts du GIG-NEA travaillant sur la composante poisson en eaux de transition. L'objectif principal de cette réunion était que chaque pays présente la méthodologie qu'il utilise pour évaluer la qualité et l'état écologique des masses d'eau de transition (MET) dans le cadre de la DCE. Il était également prévu que chaque pays présente les résultats obtenus avec leur indicateur pour l'exercice d'intercalibration effectué sur la Weser (Allemagne) en 2009. Un bilan de cette réunion est présenté en annexe.

Tableau 25 : Dire d'experts pour les trois zones halines de l'estuaire de la Weser et appréciation pour l'estuaire complet.

Expert judgement	Salinity zone	Jan Breine	Zwanette Jager	Mario Lepage	Adam Waugh	Steve Colclough	Maria Cano-Parra	Jörg Scholle
Salinity zones	Oligo	Poor	---	Poor	poor / moderate	poor / moderate	---	poor or inferior
	Meso	Poor	moderate	moderate	poor / moderate	poor / moderate	moderate *	moderate
	Poly	Moderate	moderate	moderate / good	poor / moderate	poor / moderate	---	moderate
complete TW Weser		moderate with a tendency to poor	moderate	moderate	poor / moderate	poor / moderate	moderate or inferior *	moderate

3 GIG-MED

Une réunion du GIG MED a eu lieu à Rome les 22 et 23 février 2010 pour faire le point sur l'état d'avancement des différents groupes du GIG. Des consignes ont été données concernant la rédaction du Milestone 2 qui a été transmis en ce qui concerne le groupe poisson, le 21/03/2010.

Un nouvel exercice d'intercalibration a eu lieu en octobre sur les lagunes corses de Diana et Urbino. Nos partenaires grecs et italiens étaient présents, mais les représentant officiel espagnol n'a pu se joindre à l'exercice. Cet exercice a malgré tout permis une nouvelle comparaison de nos méthodes, après celle réalisée l'an dernier à Mar Menor en Espagne, sur des masses d'eau de plus petites dimensions et avec un niveau de pression très faible. Un compte-rendu du dernier exercice est présenté en annexe.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

ANNEXES

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Annexe I - Seuils calculés pour les métriques retenues en estuaires.

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité de poissons migrateurs (DDIA) en fonction de l'indice de pression de pollution basé sur les métaux lourds.

				Scores				
écorégion	superficie	saison	salinité	0	1	2	3	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo		0,091	0,35	1,2	3,7
ATL	1-petit	automne	2-méso		0,10	0,37	1,2	3,4
ATL	1-petit	automne	3-poly		0,013	0,056	0,22	0,78
ATL	1-petit	printemps	1-oligo		0,18	0,64	2,1	6,1
ATL	1-petit	printemps	2-méso		0,19	0,64	1,9	5,3
ATL	1-petit	printemps	3-poly		0,027	0,11	0,42	1,4
ATL	2-grand	automne	1-oligo		0,47	1,4	3,9	10
ATL	2-grand	automne	2-méso		0,45	1,3	3,3	8,3
ATL	2-grand	automne	3-poly		0,093	0,32	1,0	2,9
ATL	2-grand	printemps	1-oligo		0,80	2,3	5,9	15
ATL	2-grand	printemps	2-méso		0,72	1,9	4,9	12
ATL	2-grand	printemps	3-poly		0,17	0,56	1,7	4,5
MAN	1-petit	automne	1-oligo		0,16	0,60	2,0	6,2
MAN	1-petit	automne	2-méso		0,18	0,61	1,9	5,5
MAN	1-petit	automne	3-poly		0,024	0,10	0,39	1,4
MAN	1-petit	printemps	1-oligo		0,31	1,1	3,4	9,8
MAN	1-petit	printemps	2-méso		0,32	1,0	3,1	8,3
MAN	1-petit	printemps	3-poly		0,049	0,20	0,73	2,4
MAN	2-grand	automne	1-oligo		0,8	2,3	6,1	16
MAN	2-grand	automne	2-méso		0,71	2,0	5,1	13
MAN	2-grand	automne	3-poly		0,16	0,55	1,7	4,7
MAN	2-grand	printemps	1-oligo		1,3	3,5	9,1	23
MAN	2-grand	printemps	2-méso		1,1	2,9	7,4	18
MAN	2-grand	printemps	3-poly		0,29	0,93	2,7	7,1

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité des juvéniles marins (DMJ) en fonction de l'indice de pression de pollution basé sur les métaux lourds.

				Scores				
écorégion	superficie	saison	salinité	0	1	2	3	4
ATL	1-petit	automne	2-méso	0,074	0,58	2,9	10	
ATL	1-petit	automne	3-poly	0,049	0,40	2,0	7,1	
ATL	1-petit	printemps	2-méso	0,19	1,3	5,6	18	
ATL	1-petit	printemps	3-poly	0,12	0,88	3,9	12	
ATL	2-grand	automne	2-méso	0,82	2,7	7,4	20	
ATL	2-grand	automne	3-poly	0,55	1,8	5,0	13	
ATL	2-grand	printemps	2-méso	1,5	4,5	12	32	
ATL	2-grand	printemps	3-poly	1,0	3,1	8,3	22	
MAN	1-petit	automne	2-méso	0,045	0,40	2,5	10	
MAN	1-petit	automne	3-poly	0,030	0,27	1,7	6,6	
MAN	1-petit	printemps	2-méso	0,12	1,0	4,9	17	
MAN	1-petit	printemps	3-poly	0,079	0,6	3,4	12	
MAN	2-grand	automne	2-méso	0,72	2,5	7,3	20	
MAN	2-grand	automne	3-poly	0,48	1,7	4,9	13	
MAN	2-grand	printemps	2-méso	1,4	4,4	12	32	
MAN	2-grand	printemps	3-poly	0,92	3,0	8,2	22	

Cette métrique DMJ a été jugée non pertinente pour les zones oligohalines, ce qui explique l'absence de seuils calculés pour cette zone.

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité de poissons d'eau douce (DFW) en fonction de l'indice de pression basé sur les concentrations en métaux lourds.

				Scores		
écorégion	superficie	saison	salinité	0	2	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo	0,39	1,42	
ATL	1-petit	printemps	1-oligo	0,26	0,99	
ATL	2-grand	automne	1-oligo	0,74	2,26	
ATL	2-grand	printemps	1-oligo	0,53	1,74	
MAN	1-petit	automne	1-oligo	0,39	1,42	
MAN	1-petit	printemps	1-oligo	0,26	0,99	
MAN	2-grand	automne	1-oligo	0,74	2,26	
MAN	2-grand	printemps	1-oligo	0,53	1,74	

Cette métrique DFW a été calculée spécifiquement pour les zones oligohalines.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons benthiques (DB) en fonction de l'indice de pression de pollution.

				Scores				
écorégion	superficie	saison	salinité	0	1	2	3	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo	0,73	1,3	1,9	2,5	
ATL	1-petit	automne	2-méso	1,4	2,0	2,6	3,2	
ATL	1-petit	automne	3-poly	1,1	1,7	2,3	2,9	
ATL	1-petit	printemps	1-oligo	0,73	1,3	1,9	2,5	
ATL	1-petit	printemps	2-méso	1,4	2,0	2,6	3,2	
ATL	1-petit	printemps	3-poly	1,1	1,7	2,3	2,9	
ATL	2-grand	automne	1-oligo	0,54	1,1	1,7	2,3	
ATL	2-grand	automne	2-méso	1,2	1,8	2,4	3,0	
ATL	2-grand	automne	3-poly	0,89	1,5	2,1	2,7	
ATL	2-grand	printemps	1-oligo	0,54	1,1	1,7	2,3	
ATL	2-grand	printemps	2-méso	1,2	1,8	2,4	3,0	
ATL	2-grand	printemps	3-poly	0,89	1,5	2,1	2,7	
MAN	1-petit	automne	1-oligo	0,73	1,3	1,9	2,5	
MAN	1-petit	automne	2-méso	1,4	2,0	2,6	3,2	
MAN	1-petit	automne	3-poly	1,1	1,7	2,3	2,9	
MAN	1-petit	printemps	1-oligo	0,73	1,3	1,9	2,5	
MAN	1-petit	printemps	2-méso	1,4	2,0	2,6	3,2	
MAN	1-petit	printemps	3-poly	1,1	1,7	2,3	2,9	
MAN	2-grand	automne	1-oligo	0,54	1,1	1,7	2,3	
MAN	2-grand	automne	2-méso	1,2	1,8	2,4	3,0	
MAN	2-grand	automne	3-poly	0,89	1,5	2,1	2,7	
MAN	2-grand	printemps	1-oligo	0,54	1,1	1,7	2,3	
MAN	2-grand	printemps	2-méso	1,2	1,8	2,4	3,0	
MAN	2-grand	printemps	3-poly	0,89	1,5	2,1	2,7	

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité totale de poissons (DT) en fonction de l'indice de pression de pollution basé sur les métaux lourds.

				Scores				
écorégion	superficie	saison	salinité	0	1	2	3	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo	1,4	1,8	2,3	2,7	
ATL	1-petit	automne	2-méso	2,0	2,5	2,9	3,4	
ATL	1-petit	automne	3-poly	1,7	2,1	2,6	3,0	
ATL	1-petit	printemps	1-oligo	1,4	1,8	2,3	2,7	
ATL	1-petit	printemps	2-méso	2,0	2,5	2,9	3,4	
ATL	1-petit	printemps	3-poly	1,7	2,1	2,6	3,0	
ATL	2-grand	automne	1-oligo	1,4	1,8	2,3	2,7	
ATL	2-grand	automne	2-méso	2,0	2,5	2,9	3,4	
ATL	2-grand	automne	3-poly	1,7	2,1	2,6	3,0	
ATL	2-grand	printemps	1-oligo	1,4	1,8	2,3	2,7	
ATL	2-grand	printemps	2-méso	2,0	2,5	2,9	3,4	
ATL	2-grand	printemps	3-poly	1,7	2,1	2,6	3,0	
MAN	1-petit	automne	1-oligo	1,8	2,2	2,7	3,1	
MAN	1-petit	automne	2-méso	2,4	2,9	3,3	3,8	
MAN	1-petit	automne	3-poly	2,1	2,5	3,0	3,4	
MAN	1-petit	printemps	1-oligo	1,8	2,2	2,7	3,1	
MAN	1-petit	printemps	2-méso	2,4	2,9	3,3	3,8	
MAN	1-petit	printemps	3-poly	2,1	2,5	3,0	3,4	
MAN	2-grand	automne	1-oligo	1,8	2,2	2,7	3,1	
MAN	2-grand	automne	2-méso	2,4	2,9	3,3	3,8	
MAN	2-grand	automne	3-poly	2,1	2,5	3,0	3,4	
MAN	2-grand	printemps	1-oligo	1,8	2,2	2,7	3,1	
MAN	2-grand	printemps	2-méso	2,4	2,9	3,3	3,8	
MAN	2-grand	printemps	3-poly	2,1	2,5	3,0	3,4	

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de densité de poissons résidents (DER) en fonction de l'indice de pression sur l'habitat et le vivant.

				Scores	
écorégion	superficie	saison	salinité	0	2	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo	2,6	3,2	
ATL	1-petit	automne	2-méso	3,6	4,3	
ATL	1-petit	automne	3-poly	3,7	4,3	
ATL	1-petit	printemps	1-oligo	1,9	2,5	
ATL	1-petit	printemps	2-méso	3,0	3,6	
ATL	1-petit	printemps	3-poly	3,0	3,6	
ATL	2-grand	automne	1-oligo	1,3	2,0	
ATL	2-grand	automne	2-méso	2,4	3,0	
ATL	2-grand	automne	3-poly	2,4	3,0	
ATL	2-grand	printemps	1-oligo	0,64	1,3	
ATL	2-grand	printemps	2-méso	1,7	2,3	
ATL	2-grand	printemps	3-poly	1,7	2,4	
MAN	1-petit	automne	1-oligo	3,2	3,8	
MAN	1-petit	automne	2-méso	4,3	4,9	
MAN	1-petit	automne	3-poly	4,3	4,9	
MAN	1-petit	printemps	1-oligo	2,5	3,1	
MAN	1-petit	printemps	2-méso	3,6	4,2	
MAN	1-petit	printemps	3-poly	3,6	4,2	
MAN	2-grand	automne	1-oligo	2,0	2,6	
MAN	2-grand	automne	2-méso	3,0	3,7	
MAN	2-grand	automne	3-poly	3,1	3,7	
MAN	2-grand	printemps	1-oligo	1,3	1,9	
MAN	2-grand	printemps	2-méso	2,4	3,0	
MAN	2-grand	printemps	3-poly	2,4	3,0	

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Valeurs des seuils obtenus pour la métrique de richesse taxonomique (RT) en fonction de l'indice de pression basé sur les concentrations en métaux lourds.

				Scores		
écorégion	superficie	saison	salinité	0	2	4
ATL	1-petit	automne	1-oligo	0,16	0,35	
ATL	1-petit	automne	2-méso	0,40	0,58	
ATL	1-petit	automne	3-poly	0,42	0,61	
ATL	1-petit	printemps	1-oligo	0,16	0,35	
ATL	1-petit	printemps	2-méso	0,40	0,58	
ATL	1-petit	printemps	3-poly	0,42	0,61	
ATL	2-grand	automne	1-oligo	0,34	0,53	
ATL	2-grand	automne	2-méso	0,58	0,77	
ATL	2-grand	automne	3-poly	0,60	0,79	
ATL	2-grand	printemps	1-oligo	0,34	0,53	
ATL	2-grand	printemps	2-méso	0,58	0,77	
ATL	2-grand	printemps	3-poly	0,60	0,79	
MAN	1-petit	automne	1-oligo	0,16	0,35	
MAN	1-petit	automne	2-méso	0,40	0,58	
MAN	1-petit	automne	3-poly	0,42	0,61	
MAN	1-petit	printemps	1-oligo	0,16	0,35	
MAN	1-petit	printemps	2-méso	0,40	0,58	
MAN	1-petit	printemps	3-poly	0,42	0,61	
MAN	2-grand	automne	1-oligo	0,34	0,53	
MAN	2-grand	automne	2-méso	0,58	0,77	
MAN	2-grand	automne	3-poly	0,60	0,79	
MAN	2-grand	printemps	1-oligo	0,34	0,53	
MAN	2-grand	printemps	2-méso	0,58	0,77	
MAN	2-grand	printemps	3-poly	0,60	0,79	

La richesse taxonomique (nombre d'espèces) par trait de chalut est divisée par le logarithme de la surface échantillonnée.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Annexe II - A Bayesian framework to objectively combine metrics when developing stressor specific multimetric indicator

Drouineau, H[*1]; Lobry J[1], Delpech, C[1]; Bouchoucha, M[2]; Mahévas, S[3]; Courrat, A[1]; Pasquaud, S[1]; Lepage, M[1]
Addresses:
1 Cemagref - UR EPBX - EPBX
50 av. de Verdun, Gazinet
33612 CESTAS Cedex – FRANCE

2 Ifremer - Laboratoire Environnement-Ressources
ZP de Bregaillon
BP n° 330 - 83507 La Seyne sur Mer - FRANCE

3 Ifremer - Département EMH
rue de l'Ile d'Yeu
44311 Nantes Cedex 03 – FRANCE

Abstract
In the context of the European Water Framework Directive, monitoring programs and related indicators have been developed to assess anthropogenic pressures impacts on various components of aquatic ecosystems.
The construction of a multimetric indicator usually relies on six steps. However, while great precautions are taken when selecting and calculating the core metrics (second and third step), few attention is generally paid to the fourth step; which consists in combining the core metrics in a multimetric indicator and is often more subjective. In this context, we developed a bayesian framework to build multimetric indicators. First, pressure-impact statistical models are developed to quantify the impact of pressure on various fish metrics. Then outputs of these models are used to compute probabilities of being at a certain anthropogenic pressure level given new observations, by statistically and objectively combining the core metrics.
This approach appears consistent with the concept of stressor specific multimetric indicator: a routine measure of metrics on the fish assemblage to detect the effect of anthropogenic pressures. Moreover, the approach enables to quantify uncertainty and to incorporate objectively expert knowledge. The method is applied as illustrative example to demonstrate how traditional fish monitoring programs developed in the Water Framework Directive context may be used to assess the quality of French transitional waters with respect to a proxy of anthropogenic pressure.

keywords: multimetric fish-based indicator, Bayesian method, pressure-impact models, Water Framework Directive, anthropogenic pressure, monitoring program, transitional waters.

* corresponding author : hilaire.drouineau@cemagref.fr
tel: +33 (0)5 57 89 27 08 fax: +33 (05)5 57 89 08 01

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Introduction

Multimetric fish-based indicators are often used to assess the ecological quality of aquatic ecosystems (Hughes and Oberdorff, 1999). Ideally, they are based on a set of non-redundant core metrics measured on fish assemblages. The main interest of such a tool is to provide an assessment that integrates several aspects of the fish assemblages through the different core metrics (Karr and Chu, 1999). Moreover, multimetric indicators are often considered as better indicators of ecological quality than any of the individual metrics selected for their construction (Deegan *et al.*, 1997; Hughes *et al.*, 1998; Karr and Chu, 1999). A specific class of multimetrics indicator, called stressor-specific multimetrics indicator by Hering *et al.* (2006), is designed to detect the impact of a specific stressor on the ecosystem.

This approach has been widely used in the context of the Water Framework Directive (European Water Framework Directive 2000/60/EC; WFD) to detect the impact of anthropogenic pressures on riverine and estuarine fish assemblages (Borja *et al.*, 2004; Breine *et al.*, in Press; Breine *et al.*, 2007; Coates *et al.*, 2007; Delpech *et al.*, 2010; Franco *et al.*, 2009; Martinho *et al.*, 2008; Pont *et al.*, 2009; Pont *et al.*, 2006; Uriarte and Borja, 2009).

Hering *et al.* (2006) presented a "cook-book" to develop multimetric indicators that distinguishes 6 main steps: (i) selection of the form of the multimetric indicator (general or stressor specific), (ii) metric selection, (iii) metric calculation, (iv) multimetric indicator generation by combining the different metrics, (v) setting class boundaries and (vi) results interpretation. One of the main difficulties rests in step (iv): the indicator should objectively combine the different metrics and, in the case of a stressor specific indicator, it should take into account the sensitivity of the metric to the stressor. Additionally, a measure of uncertainty should be calculated as recommended by the WFD (European Communities, 2004).

Several approaches have been proposed to combine the core metrics. Delpech *et al.* (2010), for example, scored each metric independently; the final score being the average of the individual scores. Breine *et al.* (2007) proposed a statistical method to minimise type I and type II classification error. Pont *et al.* (2006) used reference sites to build a theoretical distribution of metrics in a reference state and developed a probabilistic framework to combine the metrics measured on other sites by calculating probabilities to belong to the reference distribution.

The aim of this paper is to propose a new approach that provides an original Bayesian framework to combine objectively the different metrics. The approach is based on two steps. First, pressure-impact models similar to those developed by Courrat *et al.* (2009) and Delpech *et al.* (2010) are developed. They enable objective selection and calculation of core metrics (steps (ii) and (iii) in Hering *et al.* (2006)). Then, outputs of the models are used to compute probabilities of the ecosystem experiencing particular anthropogenic pressures levels by applying the Bayesian framework. In this step, metrics were combined taking into account their sensitivity to the stressor and their variability. By providing a measure of uncertainty as required in the WFD context (European Communities, 2004) this method represents a great improvement with respect to existing methods, and is a great advance regarding the fourth step described by Hering *et al.* (2006) for the construction of multimetric indicators. As an illustrative example, the method is applied to French Mediterranean lagoons, classified as transitional waters for the WFD.

Material and methods

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Methods: description of the original approach

- First step: selection of candidate metrics using pressure-impact models

The idea when building a multimetric stressor-specific indicator is to select metrics among a list of candidate metrics and to combine them in an indicator to detect a gradient of stressor (Hering *et al.*, 2006). To build the indicator, a dataset with various candidate metrics (for example fish densities, number of species...) in columns measured on several fishing operations (in rows) is generally available. A measure or a proxy of the stressor is also required to check the correlations between the indicator and the stressor (Hering *et al.*, 2006).
Pressure-impact approach (Courrat *et al.*, 2009; Delpech *et al.*, 2010) consists in developing pressure-impact statistical models by fitting generalized linear models (GLMs) that describe the impact of the stressor on the different candidate metrics, taking into account other covariates such as the variability due to the sampling procedure or to environmental characteristics. This approach is relevant to select candidate metrics since only metrics that are significantly impacted by the stressor are selected. The GLMs can be written on the matrix form:

(1) $g^{(j)}\left(E\left(M^{(j)}\right)\right) = \alpha^{(j)} \cdot X + \beta^{(j)} \cdot Pr$

with $g^{(j)}\left(E\left(M^{(j)}\right)\right)$ the link transformed (function $g^{(j)}$) expected value of the j-th metric, $\alpha^{(j)}$ the regression parameters for covariables, X the model matrix for the covariables, $\beta^{(j)}$ the regression parameter for the stressor and Pr the vector of stressor values.

Candidate metrics for which $\beta^{(j)}$ are significantly different from zero, *i.e.* significantly impacted by the stressor, are potentially relevant metrics to include in the indicator.

- Second step: computing probabilities of pressure levels given observed metrics

The aim of a stressor specific multimetric fish-based indicator is to evaluate the level of a specific stressor by observing metrics describing the fish assemblage given particular stressor-metric relationships (Hering *et al.*, 2006). To fulfil this objective, the present method uses the pressure-impact statistical models described above incorporating their results in a Bayesian framework. Applying the Bayes theorem makes possible to calculate the probability that a waterbody is in an ecological quality class given the fish data. GLMs likelihood functions are used to convert fish observations into probability densities; so that metrics can be combined on a common scale. Probability densities account for both the uncertainty of the model (through variance functions of the GLMs) and the sensitivity of the metric to the stressor (through the values of regression parameters).

The probability that the pressure level Pr is comprised within a given range $[p_1,p_2]$ given I new fishing operations (denoted $1,...,i,...,I$), which corresponds to an a posteriori probability in a Bayesian framework, is:

(2) $p\left(p_1 \le Pr < p_2 \mid M^{(1)} = \left\{m_1^{(1)},...,m_n^{(1)}\right\},...,M^{(J)} = \left\{m_1^{(J)},...,m_n^{(J)}\right\}\right)$

with $m_i^{(j)}$ observed values of the metric j (from 1 to J) during fishing operation i (from 1 to n).

The probability is equal to (cf. Annex):

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

$$(3)\quad p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\iint_{\alpha\,\beta} \int_{p_1}^{p_2} \left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \cdot f_{A,B}(\alpha,\beta) \right] dp \cdot d\alpha \cdot d\beta}{\iint_{\alpha\,\beta} \int_{p_{min}}^{p_{max}} \left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \cdot f_{A,B}(\alpha,\beta) \right] dp \cdot d\alpha \cdot d\beta}$$

with $[p_{min}, p_{max}]$ the domain of definition of the stressor. $f_{M^{(j)}|Pr,A,B}\left(p, m_i^{(j)}, \alpha, \beta\right)$ is the density of probability of an observation given the matrix model and the regression parameters. It corresponds to the likelihood of an observation in the GLMs, so that it can be directly calculated as an output of the pressure-impact models (McCullagh and Nelder, 1989). $f_{A,B}(\alpha,\beta)$ corresponds to a prior on the distribution of the regression parameters. Regression parameters' estimates follow a multinomial distribution when fitting a model by maximum likelihood (such as GLMs), consequently a multinormal (or multistudent for small datasets) prior using GLMs estimates and corresponding variance-covariance matrix Σ can be used: $\{A,B\} \sim N\left(\left\{\hat{\alpha}, \hat{\beta}\right\}, \Sigma\right)$. $f_{Pr}(p)$ is the equivalent of a prior in a Bayesian framework and enables to include expert knowledge.

In the absence of precise knowledge, uninformative uniform prior may be used and if standard error of regression parameters estimates are small compared to the GLMs dispersion parameters, equation 3 can be approximated by:

$$(4)\quad p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\int_{p_1}^{p_2} \left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \right] dp}{\int_{p_{min}}^{p_{max}} \left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \right] dp}$$

However any expert knowledge or meta-analysis results can be used to build more informative priors on the stressor, and priors on the regression parameters can be easily incorporated if estimation error are significant compared to observation errors.

By using this formula, the probability of being in any range of stressor can be easily calculated.

Illustrative example

In this illustrative example, the method is applied to generate a multimetric fish-based indicator for detecting anthropogenic pressure in lagoons.

- Fish data and anthropogenic pressure index

Fourteen lagoons along the French Mediterranean coast are considered in this study (Table 1, Fig. 1). Lagoons were described by two physical factors (Table 1) that have proved to have a decisive effect on fish assemblages in lagoons:

Surf: total surface area (km²)

Sect: channels cross-sectional area 1, 2, 3... (m²)

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

A dataset with 348 fishing operations carried out in the context of the Water Framework Directive was available. Fishing operations were conducted in spring and autumn using fyke nets in shallow water (between 0.5m and 2.5m).
Each captured fish was identified at the species level, and then assigned to different functional guilds according to Delpech *et al.* (2010).

An anthropogenic pressure index was estimated using an approach similar to Courrat *et al.* (2009) and Delpech *et al.* (2010). A principal component analysis (PCA) was carried out on mean concentrations of four heavy metals (Cd, Zn, Cu, Pb) and one organic contaminant (S16HAPs) provided by the RINBIO biointegrator network set up by IFREMER (Andral *et al.*, 2004) in twelve of the lagoons (data were not available for Biguglia and Grand Bagnas - Fig. 1). All contaminants showed a strong correlation with the first axis of the PCA which represents 55% of the total variance. We thus used lagoons coordinates on this axis as a measure of contamination (Fig. 2). As suggested in Courrat *et al.* (2009) and Delpech *et al.* (2010) for French estuarine areas, we considered contamination as a proxy of global anthropogenic pressure in each lagoon.

The RINBIO network also provides quality thresholds for each contaminant. Therefore it was possible to determine the thresholds of five quality classes on our anthropogenic pressure index by projecting the contaminant thresholds on the PCA factorial map (Fig. 2, Table 2). Considering this method, the twelve lagoons were in the two best quality classes.

- Candidate metrics and pressure-impact models

Several metrics were calculated for each fishing operation (Table 3): total abundance, total species richness, total number of fishes per guild, number of distinct species per guild. Total number of fishes were log-transformed (log(x+1)) to limit the influence of outliers (fishing events with high catches). Metrics were computed at the fishing operation level rather than at a larger scale in order to take into account the metric variability due to sampling protocol (Courrat *et al.*, 2009; Delpech *et al.*, 2010).

GLMs were built for each metric (Table 3). A stepwise backward procedure was used to select the most relevant and parsimonious models based on the corrected Akaike Information Criterion (AICc), which is for small datasets (Burnham and Anderson, 2002). Such pressure-impact models were fitted on data from the twelve lagoons monitored by the RINBIO network.

- Multimetric indicator generation and probabilities computation

Graphical analysis of the residuals was carried out to check that GLMs assumptions were respected. In that case, standardised residuals of deviance were normally distributed (McCullagh and Nelder, 1989) so Pearson's correlation coefficients are appropriate to analyse residuals independence between core metrics.

After checking metric correlations, all 348 fishing operations from all the 14 lagoons (including lagoons in which pressure index was not available) were used to compute the probability that each lagoon belong to each stressor quality class using equation 4.

Results obtained with the above described dataset are presented here only as an illustrative example on possible outputs of the method given a plausible use in a WFD context.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Results

Selection of core metrics

In the illustrative example presented here, four metrics responded as expected to an increase of the anthropogenic pressure index (Table 4). Values of estimated regression parameters for the pressure index were low (Table 4) but significantly different from 0. Both abundance metrics (*TD* and *DM*) and species richness metrics (*SR* and *NM*) were significantly "impacted" by the pressure index. Moreover, both pressure-impact models at the functional group level (*DM* and *NM*) and at the fish assemblage levels (*TD* and *SR*) were significant.

Graphical analysis of the residuals confirmed that GLMs assumptions were respected. Correlation analysis tests theoretically rejected the independence assumptions. However, Pearson's correlation coefficients for the three metrics *TD*, *DM* and *SR* were very low (inferior to 0.24) and independence can be reasonably assumed.

Since standard-errors were small compared to observation errors and no expert knowledge was available, equation 4 rather than equation 3 was used to compute probabilities of being in a given pressure range.

Ecological quality assessment

For each of the 14 surveyed lagoons, the posterior probability to be in each of the five quality classes given the observed fish metrics were computed using equation 4 (Fig. 3). Moreover, the fish indicator was very discriminant: for all lagoons, the most probable ecological quality class was superior >60%, except for Berre where we could not distinguish between good and very good classes.

Results were also analysed metric by metric (Fig. 4). For example, observed *TD* was relatively low in Or but high in Vaccarès compared to what was expected given the anthropogenic pressure index. Results at the core metrics level also illustrate that diagnostics based on a single metric are much more variable than results of the multimetric indicator; some individual metrics indicating medium or poor quality in some lagoons (for example, *DM* and *RT* in Biguglia).

Discussion

Comments related specifically to the illustrative example

The ecological quality of 14 French Mediterranean lagoons was assessed as an illustrative example and further analysis should be carried out to improve the current application before using this multimetric fish indicator for management. More specifically, the present pressure index should be improved. Indeed, there was no available measure for oligohaline lagoons, and values for other lagoons were not really discriminant: they were all in the two best quality classes according to the pressure index leading to a dataset without much contrast. Moreover, available data were still limited (though they will increase with the implementation of WFD routine surveys) so it was necessary to use the same fishing observations for both GLMs construction and probabilities calculations (except for Biguglia and Grand Bagnas) whereas theoretically, the dataset used to build pressure-impact models should be distinct from the dataset used in the Bayesian calculation. Consequently, this paper will focus on the method used to build the indicator rather than on the illustrative example. So, specific results on lagoons or classification will not be discussed. However, with few modifications, the method will be relevant to assess the ecological status of those water bodies.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Methodological aspects

The approach proposed by Delpech *et al.* (2010) based on pressure-impact statistical models is especially relevant to describe the impact of a specific stressor such as anthropogenic pressure, on fish assemblages. However, the method to generate the multimetric indicator by combining the core metrics was rather subjective and did not provide any uncertainty quantification (Brind'Amour and Lobry, 2009). The aim of this paper was to propose a method to construct multimetric indicators that provide an objective scheme for combining metrics based on a Bayesian framework. The first step is to develop pressure-impact GLMs (Courrat *et al.*, 2009; Delpech *et al.*, 2010) or any other models (general additive models, mixed models...) that provides a likelihood measure. GLMs outputs are then used to calculate probabilities that a water body belongs to an ecological quality class from fish observations. The present method presents some similarities with Bayesian discriminant analysis (Geisser, 1964; Keehn, 1965) since both methods compute probabilities of being in one pre-defined. However, our approach relies on the construction of pressure-impact models in a first step, that allows a great variability on the form of the distribution of the metric given the pressure and the regression model, and to easily account for environmental covariates. Moreover, this first step provides valuable information at the metric level that can be analysed in the light of ecological concepts (e.g. (Nicolas *et al.*, 2010a; Nicolas *et al.*, 2010b) for examples with fish data on estuaries), rather than building discriminant functions that are only based on a statistical criterion and are often less flexible.

One of the main advantages of the method is that it combines core metrics taking into account both (i) the sensitivity of the metric to the stressor through the regression parameter in the pressure-impact statistical model and (ii) the uncertainty of the statistical model through the variance function of the GLMs included in the likelihood computation (equation 4). Furthermore, while Delpech *et al.* (2010) couldn't include any metric based on species richness in their final multimetric indicator because they were not powerful discriminant metrics, the present method can include them and incorporate their weak, though perhaps important, discriminant ability in the collective. The method also provides a measure of uncertainty by computing posterior probabilities that the water body is in each pre-defined quality class (Fig. 3). This uncertainty estimation is especially important for managers and is required by the WFD (European Communities, 2004). This particular aspect is probably the greatest advantage of this method.

Moreover, in this approach, the problem is considered in a different way to what is usually done. Generally, pressure indices are used to predict expected fish assemblages metrics values at various pressure levels in order to estimate metric thresholds (Courrat *et al.*, 2009; Delpech *et al.*, 2010). In the present approach, the method is similar in a first step (development of pressure-impact statistical models), but then the problem is reversed by trying to predict a level of pressure from fish metrics so that it is possible to define a priori pressure thresholds. This approach seems much more relevant in an operational monitoring context when stakeholders have to take appropriate management decisions based upon the latest observations of ecological state.

Multimetric indicator are more robust than a single metric because of the high variability of biological measures which tend to cancel when combined (Hughes *et al.*, 1998; Karr and Chu, 1999). This is illustrated by the higher variability of the results when providing a diagnostic for each metric (Fig. 4) compared to the results when applying the global multimetric indicator (Fig. 3).

Some lagoons were misclassified by the fish-based indicator with respect to the pressure index. Three main reasons may explain this result: (i) the natural variability of biological

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

measures (however the sampling procedure is designed to minimize this aspect), (ii) pressure index was not perfectly relevant since it is only a proxy of global anthropogenic pressures or (iii) lagoons are more or less resilient with respect to anthropogenic pressure. The two last points are especially interesting. The fish indicator for Or Lagoon is pessimistic compared to the pressure index because *TD* is low compared to the pressure-impact model prediction, *i.e.* it seems that Or is especially sensitive to an increase of pressure or that pressure index was underestimated. On the other hand, the fish indicator provides a more pessimistic diagnostic for Vaccarès than the pressure index because *TD* is high compared to what is predicted by the pressure-impact model, possibly because Vaccarès is less sensitive or because the pressure index was overestimated for this lagoon. Consequently, the indicator tends to penalize lagoons which are more sensitive to pressure and/or to consistently deal with pressure index misspecification, which is consistent with the precautionary approach.

Another advantage of the Bayesian approach relies on the possibility to include prior knowledge in the indicator. Expert knowledge or results of independent analysis can be used to build informative prior. That knowledge is difficult to incorporate in traditional methods. Yet, it is interesting to include it by building *a priori* pressure density distribution which would influence the results (equation 3).

Moreover, in the absence of previous expert knowledge and when standard-errors of the GLMs are small compared to dispersion as it is in the illustrative example, equation 4 can be used rather than equation 3. Since equation 4 consists in a single integral, it is possible to compute the probabilities using usual numerical integration algorithm. However, in most situations, this solution will not be possible, and Bayesian inference algorithm, such as Gibbs Samplings will be appropriate. In that case, the use of traditional Bayesian diagnostic tools will of course be necessary to check relevance of the results, and more specifically the convergence of the algorithm.

Finally, the present method is completely generic and can be implemented in many situations, as long as it is possible to build pressure-impact GLMs (enough data, sufficient knowledge on determinant abiotic factors...). Any kind of metrics can be included in the indicator: density, numbers, proportion (GLM with binomial family) or other metrics as soon as likelihood of new observations given a pressure can be calculated. Consequently, it may be applied for many other stressor-specific indicators, especially indicators developed in the WFD context. However, a difference with traditional indicators is that in our approach, quality classes boundaries are defined on the pressure index, rather than on the metrics in usual indicators, and consequently, ecological quality ratio (EQR, the WFD defined EQR as a ratio between the actual level of an indicator and the reference level of the indicator) does not have exactly the same meaning than in other indicators. However, this approach is more consistent with the initial objective of a multimetric indicator, *i.e.* assessing levels of pressure by analysing metrics, and more consistent with the approach recommended in the annexes III and IV of the WFD guidance document (European Communities, 2009).

Acknowledgements

We want to acknowledge Dr Patrick Lambert and Dr Daniel Duplisea for fruitful discussions on the method. We also would like to thank the Rhone-Mediterranean and Corsica Water Agency for their collaboration and their support in the data collection. This work is part of the WISER European project (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery) funded by the European Union under the 7th Framework Programme, Theme 6 (Environment including Climate Change) (contract No. 226273), http://www.wiser.eu.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

References

Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., Boissery, P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. Mar. Pollut. Bull. 49: 704-712.

Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. Mar. Pollut. Bull. 48: 209-218.

Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F., Van den Bergh, E., Maes, J., in Press. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). Mar. Pollut. Bull.

Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Hydrobiologia. 575: 141.

Brind'Amour, A., Lobry, J., 2009. Assessment of the ecological status of coastal areas and estuaries in France, using multiple fish-based indicators: a comparative analysis on the Vilaine estuary. Aquat. Living Resour. 22: 559-572.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information Theoretic Approach. Springer, New York.

Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., Robson, M., 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. Mar. Pollut. Bull. 55: 225-240.

Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O., 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 81: 179-190.

Deegan, L.A., Finn, J.T., Ayvazian, S.G., Ryder-Kieffer, C.A., Buonaccorsi, J., 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. Estuaries. 20: 601-617.

Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. Mar. Pollut. Bull. 60: 908-918.

European Communities, 2004. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). WFD CIS Guidance Document No7, European Communities, EC, Luxembourg, 153p.

European Communities, 2009. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). WFD CIS Guidance Document No14, European Communities, EC, Luxembourg, 55p.

Franco, A., Torricelli, P., Franzoi, P., 2009. A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. Mar. Pollut. Bull. 58: 1704-1717.

Geisser, S., 1964. Posterior odds for multivariate normal distributions. Journal of the Royal Society Series B: Methodological. 26: 69-76.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Hering, D., Feld, C., Moog, O., Ofenböck, T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. Hydrobiologia. 566: 311-324.

Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L., Larsen, D.P., 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 55: 1618-1631.

Hughes, R.M., Oberdorff, T., 1999.Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States, in: Simon, T.P. (Ed.), Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resource Quality Using Fish Communities, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 79–96.

Karr, J.R., Chu, E.W., 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC.

Keehn, D.G., 1965. A note on learning for Gaussian properties. IEEE Trans. on Information Theory. 11: 126-132.

Martinho, F., Viegas, I., Dolbeth, M., Leitão, R., Cabral, H., Pardal, M., 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: Performance evaluation under climatic instability. Mar. Pollut. Bull. 56: 1834-1843.

McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London.

Nicolas, D., Lobry, J., Le Pape, O., Boët, P., 2010a. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 88: 329-338.

Nicolas, D., Lobry, J., Lepage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010b. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 86: 137-147.

Pont, D., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Schmutz, S., 2009. A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western US Streams. Transactions of the American Fisheries Society. 138: 292-305.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., Schmutz, S., 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. Journal of Applied Ecology. 43: 70-80.

Uriarte, A., Borja, A., 2009. Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 82: 214-224.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Demonstration of the probability computation

The objective of a stressor specific multimetric index is to detect the effect of the stressor by observing some metrics on the fish assemblage. Consequently, we are interesting in computing the probability that the pressure is included in a certain range given *I* new fishing operations (denoted *1,...,i,...,I*):

(A1) $$p\left(p_1 \le Pr < p_2 \mid M^{(1)} = \left\{m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(1)}\right\},\ldots,M^{(J)} = \left\{m_1^{(J)},\ldots,m_n^{(J)}\right\}\right)$$

with $m_i^{(j)}$ the value of metric *j* measured in the *i*-th fishing operation, *n* the number of fishing operation, *J* the number of selected metrics.

We use the following notations

$M^{(j)}$: random variable representing metric *j* (from 1 to *J*)

$m_i^{(j)}$: value metric *j* in fishing operation *i* (from 1 to *n*)

Pr: random variable of the pressure index

p_1 *and* p_2: thresholds of an ecological quality class corresponding to thresholds on the pressure index

f_X: density function of random variable *X*

A and *B* random variables corresponding to the GLM regression parameters

By definition of a density function, we have

(A2) $$p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \int_{p_1}^{p_2} f_{Pr|M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)dp$$

with $f_{Pr|M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}$ the density function of the variable $Pr \mid M^{(1)},\ldots,M^{(J)}$. Given that a conditional density is equal to the ratio of the joint density function over the marginal density.

(A3) $$p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \int_{p_1}^{p_2} \frac{f_{Pr,M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)}{f_{M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)}dp = \frac{\int_{p_1}^{p_2} f_{Pr,M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)dp}{f_{M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)}$$

Because of the total conditional probability:

(A4) $$p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\int_{p_1}^{p_2} f_{Pr,M^{(1)},\ldots,M^{(J)}}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)dp}{\int_{p_{min}}^{p_{max}} f_{M^{(1)},\ldots,M^{(J)}|Pr}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right)\cdot f_{Pr}(p)dp}$$

with p_{min} and p_{max}, the minimum and maximum value of the pressure index.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Given that a conditional density is equal to the ratio of the joint density function over the marginal density.

$$\text{(A5)}\quad p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\int_{p_1}^{p_2} f_{M^{(1)},\ldots,M^{(J)}|Pr}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right) \cdot f_{Pr}(p)dp}{\int_{p_{min}}^{p_{max}} f_{M^{(1)},\ldots,M^{(J)}|Pr}\left(p, m_1^{(1)},\ldots,m_n^{(J)}\right) \cdot f_{Pr}(p)dp}$$

If the observations are independent:

$$\text{(A6)}\quad p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\int_{p_1}^{p_2}\left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p)\right]dp}{\int_{p_{min}}^{p_{max}}\left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p)\right]dp}$$

GLMs provides a measure of $f_{M^{(j)}|Pr,A,B}\left(p, m_i^{(j)}, \alpha, \beta\right)$, therefore we reformulate equation A6 as

$$\text{(A7)}\quad p(p_1 \le Pr < p_2 \mid M = m) = \frac{\int_\alpha \int_\beta \int_{p_1}^{p_2}\left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \cdot f_{A,B}(\alpha,\beta)\right]dp \cdot d\alpha \cdot d\beta}{\int_\alpha \int_\beta \int_{p_{min}}^{p_{max}}\left[\prod_i \prod_j f_{M^{(j)}|Pr}\left(p, m_i^{(j)}\right) \cdot f_{Pr}(p) \cdot f_{A,B}(\alpha,\beta)\right]dp \cdot d\alpha \cdot d\beta}$$

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tables

Table 1. Main characteristics of the different lagoon and number of fishing operations per season.

Surf: lagoon surface (km²). *Sect*: cross-sectional area of the inlets (m²).

			Number of fishing operations	
Lagoon	***Surf***	***Sect***	**Spring**	**Summer**
Bages-Sigean	38	600	12	15
Berre	133	517	15	15
Biguglia	14	3	8	8
Diana	5	61	8	10
Grand Bagnas	2	0	15	16
La Palme	5	25	16	16
Méjean	7	0	8	8
Or	33	15	7	8
Palo	1	10	8	8
Prévost	3	53	8	8
Salses-Leucate	54	367	23	29
Thau	69	237	30	15
Urbino	8	31	8	12
Vaccarès	102	15	7	7

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Table 2. Value of p_1, p_2, p_{min} and p_{max} for the 5 classes.

Pressure class	p_1	p_2	p_{min}	p_{max}
Very good	-6.00	0.65	-6.00	25.00
Good	0.65	6.72	-6.00	25.00
Medium	6.72	12.81	-6.00	25.00
Bad	12.81	18.90	-6.00	25.00
Very Bad	18.90	25.00	-6.00	25.00

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Table 3. List of selected candidate metrics and corresponding characteristics of the pressure-impact GLMs.

Type of metrics	Guilds	Definition	GLMs: Family, link function
Fish assemblage	SR	Total species richness	Poisson, log
	TD	Log(Total number of captured fishes +1)	Gaussian, identity
Ecological guilds	NMIG	Number of distinct migrant species	Poisson, log
	DMIG	Log(number of migrant fishes+1)	Gaussian, identity
	NFW	Number of distinct freshwater species	Poisson, log
	DFW	Log(number of freshwater fishes+1)	Gaussian, identity
	NMJ	Number of distinct marine juveniles species	Poisson, log
	DMJ	Log(number of marine juveniles fishes+1)	
	NMS	Number of distinct marine seasonal migrants species	Poisson, log
	DMS	Log(number of marine seasonal migrants fishes+1)	Gaussian, identity
	NM	Number of distinct marine species	Poisson, log
	DM	Log(number of marine fishes+1)	Gaussian, identity
Trophic	NIB	Number of distinct benthic invertebrate predators species	Poisson, log
	DIB	Log(number of benthic invertebrate predators fishes+1)	Gaussian, identity
	NF	Number of distinct fish feeders species	Poisson, log
	DF	Log(number of fish feeders fishes+1)	Gaussian, identity
Vertical distribution	NB	Number of distinct benthic species	Poisson, log
	DB	Log(number of benthic fishes+1)	Gaussian, identity

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Table 4. Kept candidate metrics and corresponding pressure-impact models, pressure index regression parameter and corresponding p-value

Metric	Model	Regression parameter	P-value
SR	*Sal_Class+Season+Pr*	-0.04	0.01
TD	*Sect+Pr*	-0.32	0.00
NM	*Sect+Surf+Pr*	-0.16	0
DM	*Pr*	-0.12	0.05

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Figures

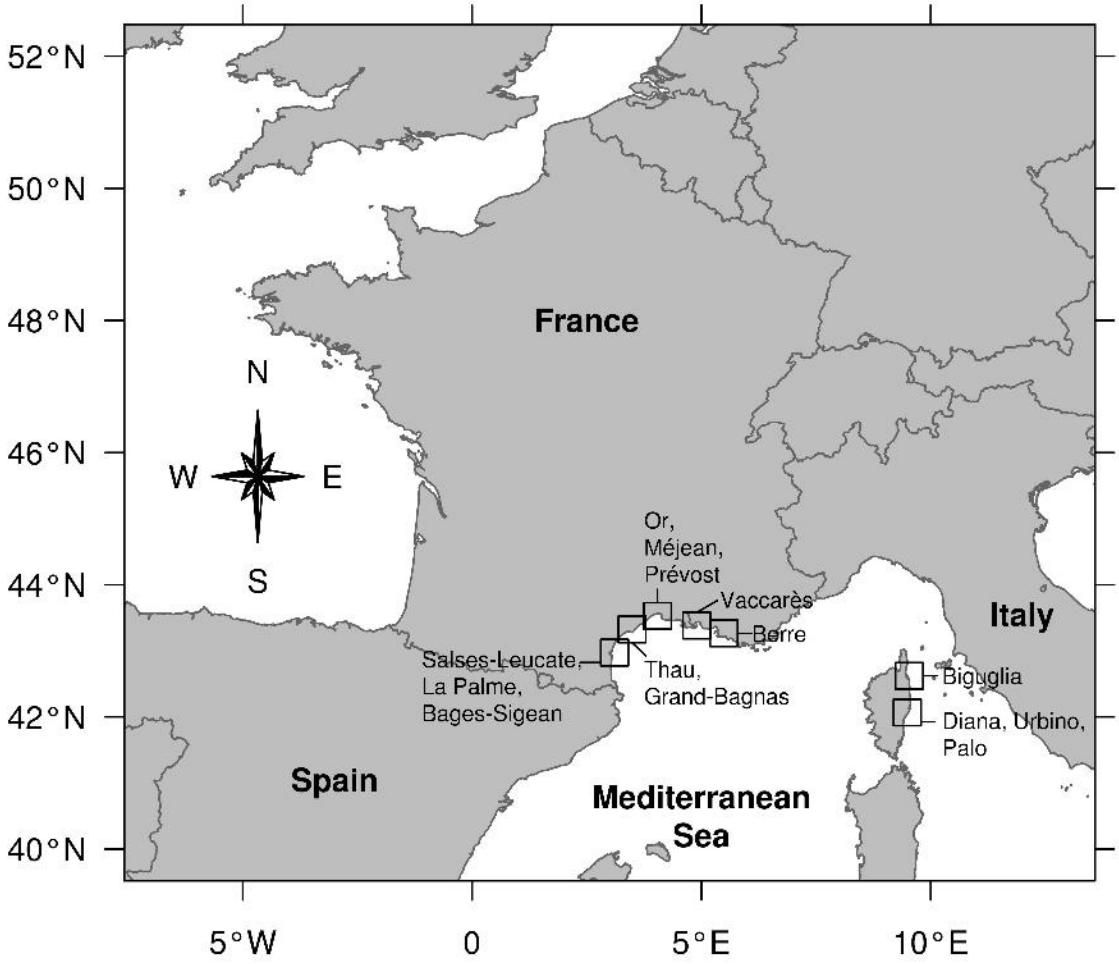


Fig. 1. Maps of the different lagoons considered in this study.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

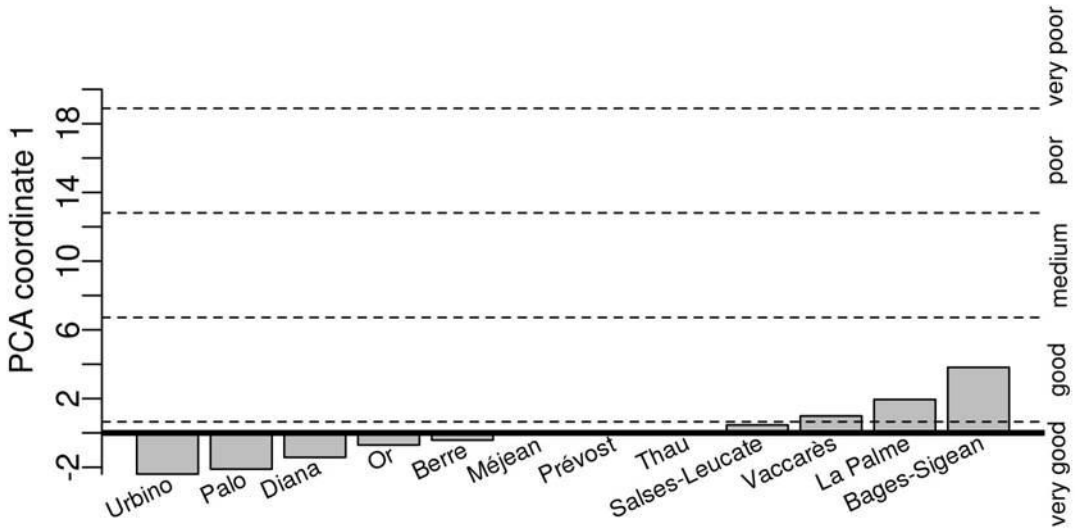


Fig. 2. Calculated anthropogenic pressure index for each lagoon (a high PCA coordinate implies a high level of pressure) and corresponding quality classes (“very good, “good”, “medium”, “poor”,”very poor”) thresholds (dotted lines).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

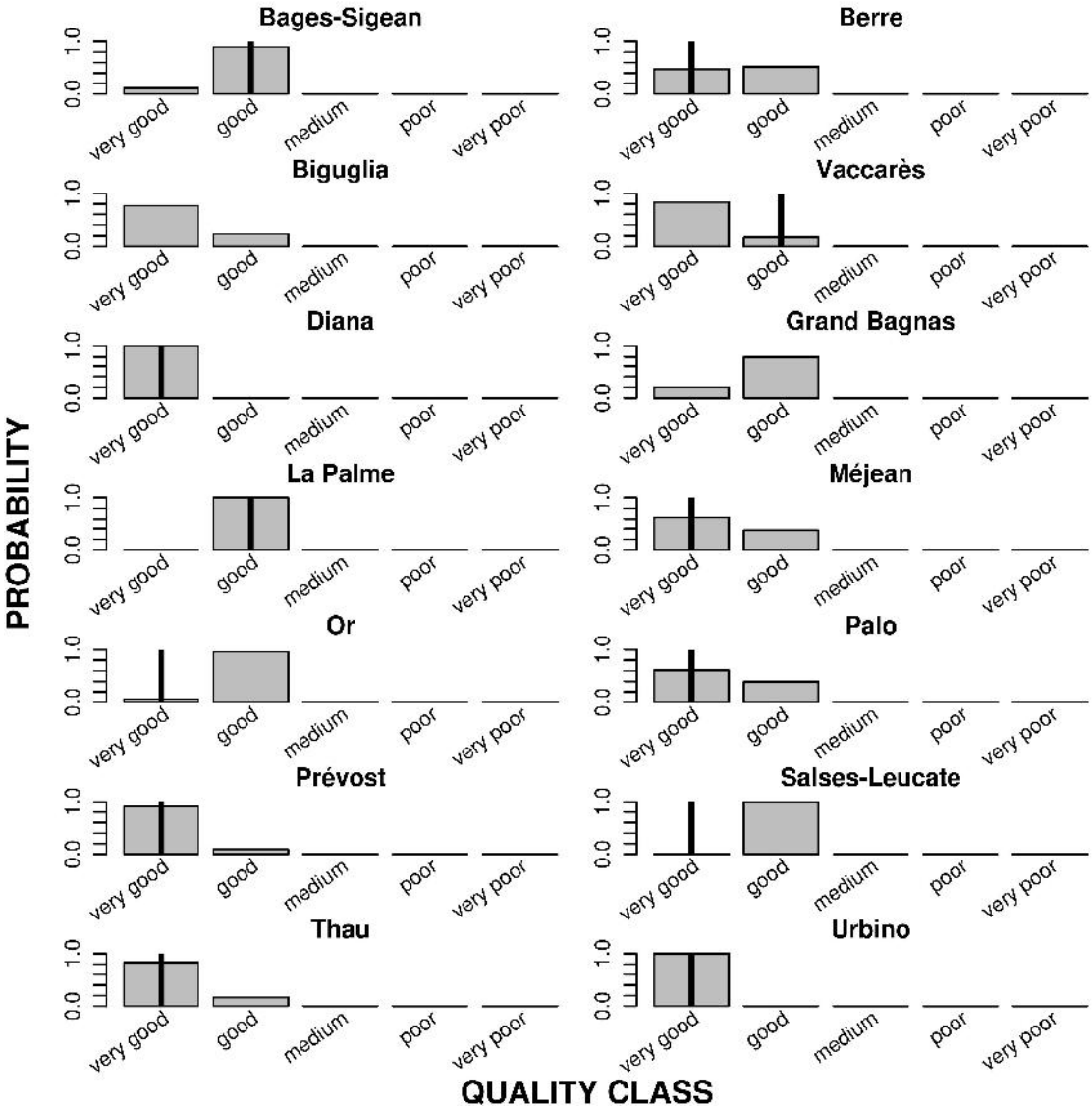


Fig. 3. Posterior probability to be in a quality class given the observations (barplot) and pressure index quality class (from RINBIO, vertical bold line).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

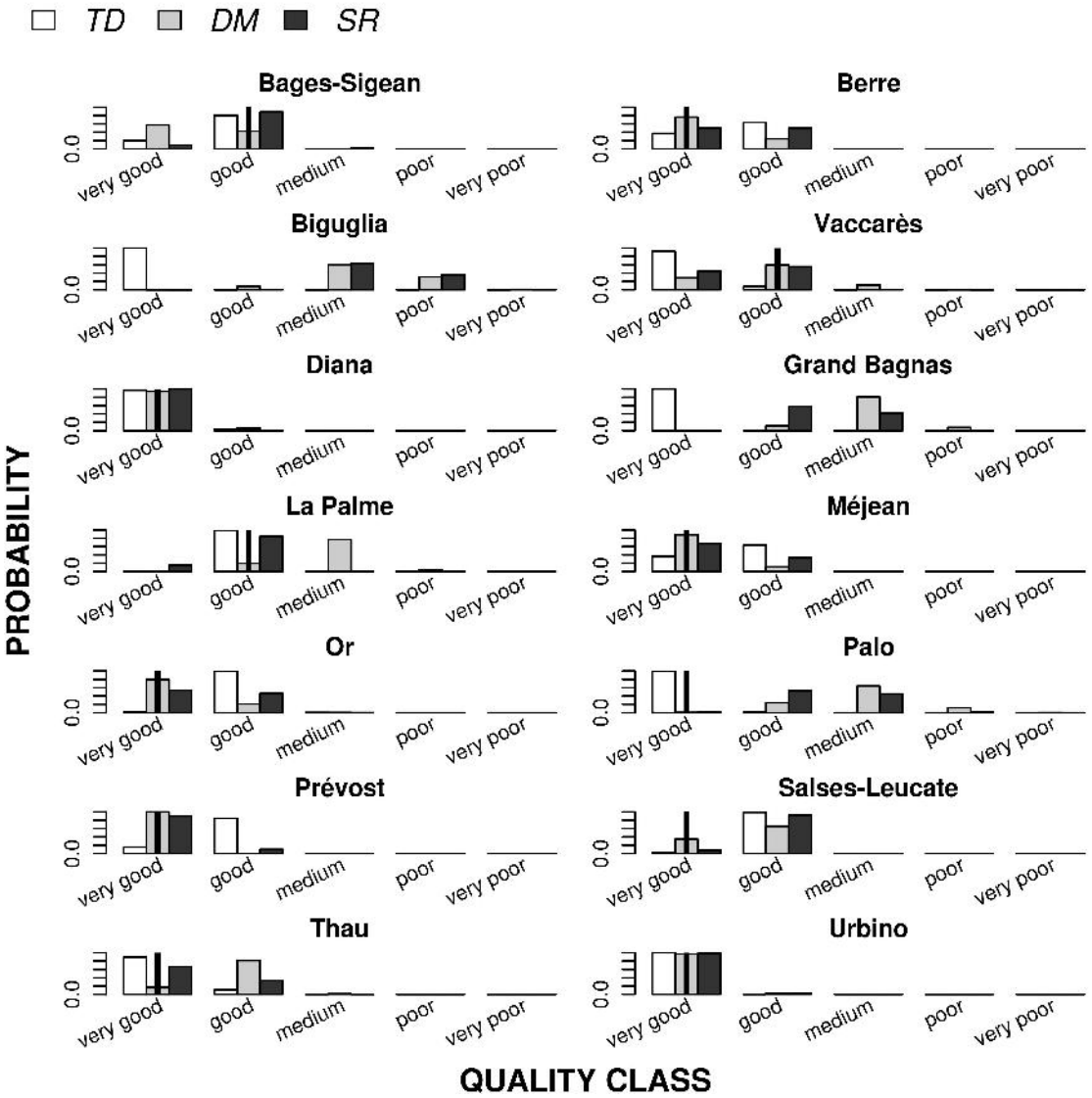


Fig. 4. Posterior probability to be in a quality class given *TD* (white bars), *DM* (light grey bars), *RT* (dark grey bars) considered individually, and pressure index quality class (from RINBIO, vertical bold line).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Annexe III -GIG-NEA meeting - Londres 6-7 Juillet 2010

Participants :

Steve Coates - UK (Chair)
Steve Colclough - UK
Adam Waugh - UK
Nikolaos ZAMPOUKAS - JRC - TW Intercalibration Coordinator
Andrew Harrison - ROI
Eva Mosch - Allemagne (De)
Jörg Scholle - Allemagne (De)
Hans Ruiter - Pays-Bas (NL)
Zwanette Jager - Pays-Bas (NL)
Jan Breine - Belgique (Be)
Christine Delpech - France (Fr)
Ángel Borja - Basque Country, Espagne (Sp)
Maria José Costa - Portugal (Pt)
Vanessa Fonseca - Portugal (Pt)
Adam Grochowski - Pologne (Baltic GIG)

Ce meeting consistait à réunir les membres du groupe d'intercalibration Nord-Est Atlantique (GIG-NEA) travaillant sur la composante poisson. L'objectif principal de cette réunion était que chaque pays présente la méthodologie qu'il utilise pour évaluer la qualité et l'état écologique des masses d'eau de transition (MET) dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Il était également prévu que chaque pays présente les résultats obtenus avec leur indicateur pour l'exercice d'intercalibration effectué sur la Weser (Allemagne) en 2009.

Après une rapide vérification de la liste des contacts dans chaque pays et un rappel des échéances finales (le rendu du rapport final d'intercalibration doit être fait pour l'été 2011), Nikolaos ZAMPOUKAS nous a exposé les exigences de la DCE en termes d'intercalibration :

- Masses d'Eau Fortement Modifiées

Il a bien insisté sur le fait que l'exercice d'intercalibration doit se faire sur des MET naturelles et non sur des Masses d'Eau Fortement Modifiées (MEFM). Pour les MEFM, les états membres doivent juger du bon potentiel, et ils décident si oui ou non ils les intercalibrent.
Il ne reconnait pas l'exercice sur la Weser comme valide car c'est une MEFM.
Un problème survient alors pour la Belgique, les Pays-Bas et l'Allemagne qui n'ont que des MEFM. Du coup, ils ne seraient pas obligés de participer aux exercices d'intercalibration ?

- Typologie

Il est nécessaire de définir une typologie commune afin de regrouper les MET.

De plus, il faudra intercalibrer chaque type ; d'où la nécessité de définir une typologie relativement simple avec un nombre modéré de types.

- Biological Quality Element

L'intercalibration doit est faite sur tous les BQE : pour les poissons en MET cela concerne la composition des espèces, les abondances, et les espèces sensibles.
Grosse discussion à propos des espèces sensibles qui pour l'instant n'étaient pas incluses :

- Quels sont les espèces sensibles ?
- Problème lorsque les engins de pêche ne permettent pas d'échantillonner ces espèces (exemple : Alose très mal échantillonnée au chalut à perche).
- Maria José Costa : Est-il possible de se servir des « données » d'autres programmes ou dire d'expert disant que ces espèces sensibles sont présentes dans la MET ou non.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Réponse Nikolaos : plutôt sceptique, attention au dire d'expert. Pour les autres données, il faut être sur que le programme coure sur le long terme.

- Les 3 étapes de l'exercice d'intercalibration:
Est-ce que la méthode est conforme ?
Est-ce que la méthode est appropriée pour l'exercice en cours ?
Est-ce que les données sont assez bonnes pour être incluses ?

Après cela, une discussion a eu lieu sur l'exercice effectué sur la Weser. En 2009, les différents pays étaient venus échantillonner sur cet estuaire en même temps ; chacun utilisant ses propres engins et protocoles. A dire d'expert, tous les pays classaient cette masse d'eau en état moyen voire médiocre. Il était demandé au pays de calculer leur indicateur « poisson » afin de voir s'ils corroboraient ou non les jugements à dire d'expert. J'ai présenté les valeurs de l'indicateur poisson français obtenus qui classe la Weser en état médiocre (limite moyen). Mais les autres pays n'ont pas fait de même.

Nikolaos ZAMPOUKAS est revenu sur le fait que c'est une MEFM et donc que l'exercice d'intercalibration n'est pas bon. De plus, vu que tous les pays la classe en état moyen, il ne voit pas l'intérêt de l'exercice. Il n'y a pas de gradient de qualité, donc on ne peut pas harmoniser les seuils entre les états moyen/bon et bon/très bon (ce qui est demandé par la DCE).

Chaque pays a présenté son protocole d'échantillonnage et les métriques qu'il utilise dans son indicateur poisson. Jörg Scholle a également présenté une rapide analyse de la variabilité des captures effectuées lors des échantillonnages sur la Weser en 2009 en fonction des pays.

On s'est mis d'accord sur la typologie à adopter. On a repris les typologies qui avaient été proposées lors de la réunion à Edinburg en 2008.

- typo1 : elle ne se base que sur la taille des estuaires (4 classes).
- typo2 : elle se base sur la taille des estuaires (4 classes) et sur le régime tidal (en 3 classes micro, méso, macrotidal).

Il est nécessaire d'avoir une typologie avec un minimum de types différents, la typologie la plus judicieuse est donc la typo 1.

Définition des bornes (en hectares) :
- TW1 : very small (<100 ha)
- TW2 : small (100-999 ha)
- TW3 : med (1000-5000 ha)
- TW4 : large (>5000 ha)

Un fichier recensant les estuaires de chaque pays, leur typologie et les échantillonnages effectués a été actualisé et est à compléter par chacun avant la fin du mois de Juillet 2010.

La structure d'un tableau commun pour recueillir les données de chacun a également été adoptée. Chaque pays s'engage à compléter et renvoyer ce tableau, pour la fin du mois de Juillet 2010, avec les données de pêche qui seront utilisées pour l'intercalibration.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Annexe IV - GIG-MED exercice d'intercalibration, étangs de Diana et Urbino

Liste des participants

Participant	Institut
France	
Mario Lepage	Cemagref
Hilaire Drouineau	Cemagref
Marc Bouchoucha	Ifremer
Yoann Baldi	Ifremer
Marion Ropert	Ifremer
Italie	
Anita Franco	Université de Venise
Piero Franzoi	Université de Venise
Federico Riccato	Lagunet - Université de Venise
Gianluca Franceschini	ISPRA
Grèce	
Manos Koutrakis	Fisheries Research Institute - National Agricultural Research Foundation
Argyrios Sapounidis	Fisheries Research Institute - National Agricultural Research Foundation
Dimitrios Lahouvaris	Fisheries Research Institute - National Agricultural Research Foundation
Murcia	
Angel Peréz-Ruzafa	Université de Murcia

Remarque: Le représentant officiel de l'Espagne, Nuno Caiola de l'IRTA n'a pas pu se joindre à l'exercice. Angel Peréz-Ruzafa n'est pas le représentant officiel de l'Espagne, et sa méthode n'est pas reconnue comme méthode officielle de l'Espagne.

Objectif

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), chaque pays membre concerné doit développer un indicateur poisson de qualité écologique des lagunes méditerranéennes. La DCE demande également de s'assurer de la cohérence des diagnostics fournis par les différents outils. Pour répondre à cette demande, les groupes d'expert poissons en eaux de transition organisent des campagnes d'intercalibration, au cours de laquelle chaque pays met

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

en œuvre son protocole d'échantillonnage et établit son diagnostic sur une même masse d'eau, permettant ainsi de vérifier la cohérence de ces diagnostics.

Déroulement de la mission

La campagne d'intercalibation s'est déroulée sur cinq jours, du lundi 18 au vendredi 22 octobre 2010. Du lundi au jeudi matin, chaque équipe a mise en œuvre son protocole de pêche. Trois stations ont été échantillonnées lundi après-midi et mardi par les grecs, italiens et murcian sur l'étang de Diana (figure 5), puis trois stations sur l'étang d'Urbino (figure 5) les mercredi et jeudi matin. Les français ont posé des capétchades dans deux des 3 stations d'Urbino et 2 des 3 stations de Diana, qui ont été relevées mardi, mercredi et jeudi à la mi-journée.

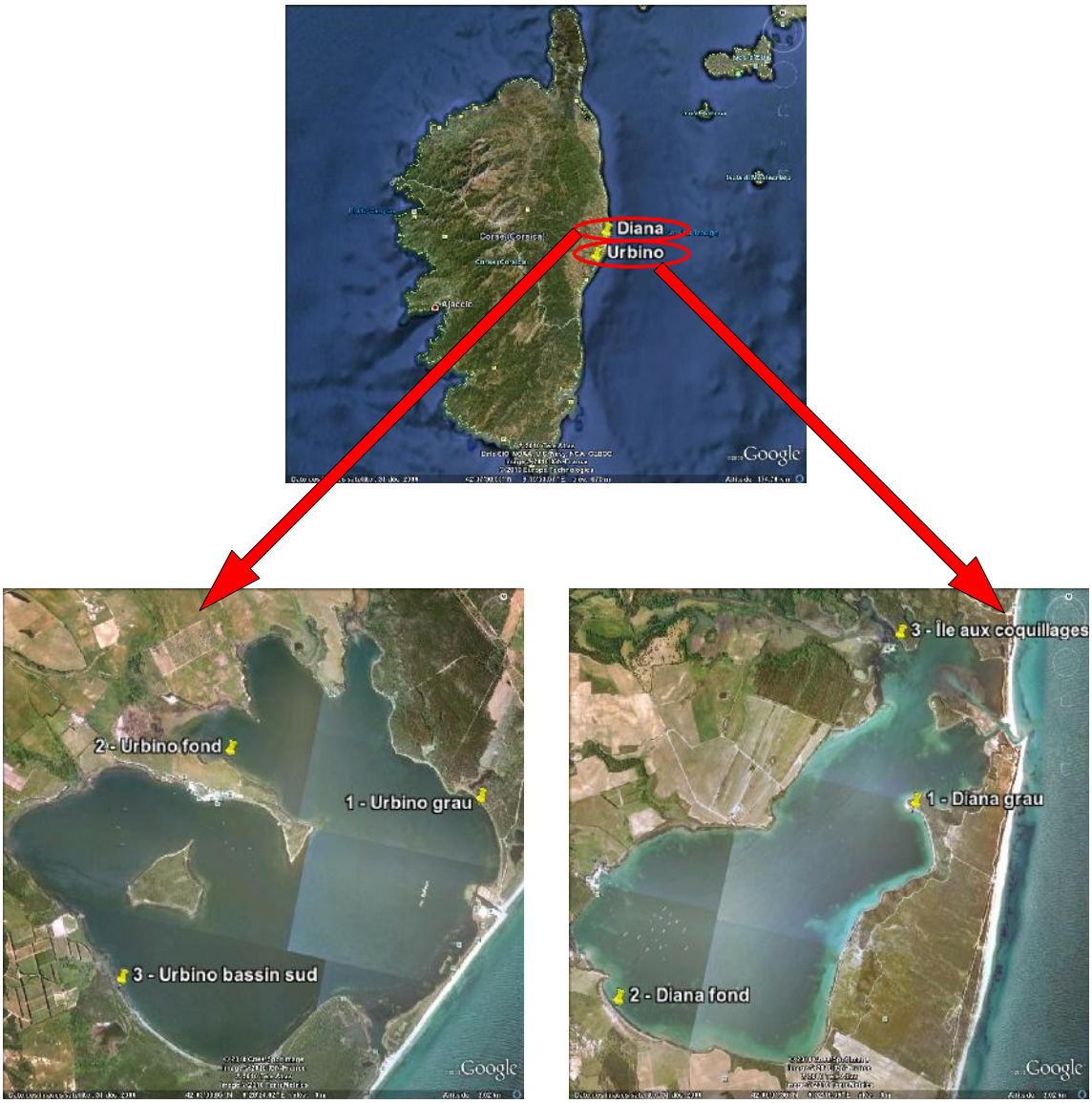


figure 5 : localisation des différentes stations échantillonnées sur les étangs de Diana (à gauche) et Urbino (à droite)

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Le jeudi après-midi était programmée une réunion visant à

- faire un point sur l'état d'avancement de l'intercalibration
- discuter de façon générale sur la construction des indicateurs et sur l'exercice d'intercalibration afin de respecter les demandes de la DCE
- programmer la suite du travail

Enfin, du fait de contraintes horaires, la plupart des participants ont du quitter la Corse, seuls les français se consacrant à un travail de tri des captures.

Compte rendu de la réunion de jeudi

Point d'avancement de l'intercalibration

Cet exercice est le deuxième réunissant les experts poissons pour les lagunes méditerranéennes, après l'exercice ayant eu lieu à Mar Menor (Espagne) en octobre 2009. Comme lors du dernier exercice, le représentant officiel espagnol n'était pas présent. Le développement de leur indicateur étant peu avancé, celui-ci envisage d'appliquer la méthode italienne ou la méthode française.

Plusieurs éléments ont été apportés à l'attention des participants. Premièrement, l'état d'avancement de l'intercalibration des indicateurs poissons pour les eaux de transition méditerranéennes a été classé en rouge dans le rapport du Milestone 3 (à préciser/corriger). Ceci s'explique par le fait que pour le moment, aucun pays n'a officiellement reconnu ni protocole d'échantillonnage, ni indicateur poissons.

D'autre part, il a été souligné qu'après cette seconde phase d'intercalibration, il n'y aurait pas de troisième phase; tous les indicateurs devant donc être intercalibrés en juin 2011?. Cependant, rien n'a encore été précisé sur ce qui se passerait pour les BQE non intercalibrés à cette date.

Enfin, il a été rappelé qu'une réunion GIG-MED et une réunion COAST devait avoir lieu prochainement. Un compte rendu de l'exercice d'intercalibration devrait être présenté.

Construction des indicateurs et intercalibration

Il a dans un premier temps été rappelé que le but de l'intercalibration était de démontrer une cohérence à l'échelle de la masse d'eau, cela n'impliquant pas nécessairement de cohérence à l'échelle de la station. Un travail à l'échelle de la station peut malgré tout s'avérer pertinent en cas de désaccord sur le diagnostic global, afin de déterminer si ces désaccords ne proviennent pas de types d'habitat particuliers.

Afin de fournir une note à l'échelle de la masse d'eau, des méthodes d'agrégation des résultats à l'échelle de la station est nécessaire. Une discussion a eu lieu sur ce sujet, il a en particulier été recommandé d'évaluer la robustesse de l'indicateur à ces méthodes.

D'autre part, il a été rappelé qu'une évaluation de l'incertitude autour des diagnostics étaient indispensables. Dans ce cadre, les méthodes bayésiennes telles que celle développée actuellement par la France, ou celle qui seront développées dans le cadre du projet WISER semblent être des solutions pertinentes.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Suite à donner au travail

Dans un premier temps, les données récoltées par les différents pays doivent être mises dans un format commun, qui devrait être le même que celui utilisé l'année précédente à Mar Menor. Cela devrait permettre à chaque équipe de réaliser un diagnostic en utilisant son jeu de données, mais également les jeux de données des autres équipes, afin de voir si les données récoltées sont semblables. Ce travail devra être réalisé avant le 17 décembre, date à laquelle une vidéoconférence sera organisée pour analyser les résultats.

En parallèle, un indice de pression sur les trois lagunes échantillonnées jusqu'ici (Mar Menor, Diana, Urbino) va être construit. Cet indice devrait permettre, en cas de désaccord entre les indicateurs poissons, de choisir quel indicateur semble le plus pertinent. Pour cela une base de données recensant divers indices de pressions récoltés par Marc Bouchoucha sur les lagunes de Diana et Urbino devrait être fourni au groupe, sous réserve d'un accord de l'ONEMA. Cette base sera complétée ensuite par Angel Pérez Ruzafa pour Mar Menor. A partir de cette grille, chaque expert devra ensuite fournir une note pression. Il a par ailleurs été rappelé qu'Isabelle Pardo, dans le cadre du GIG-MED, a fait des recommandations pour l'évaluation des pressions qui pourraient être utilisées par le groupe.

Enfin, le Grèce a proposé d'accueillir un nouvel exercice d'intercalibration en septembre 2011 . Quatre lagunes proches sont proposées : deux sont soumises à des pressions liées à la riziculture, une troisième à des pressions liées à l'urbanisation et une quatrième peu soumise à pression anthropique.

Conclusion

Cette réunion a permis de faire un état des lieux précis de l'avancement des travaux dans chacun des pays membres, et constitue une étape importante dans le processus d'intercalibration. Elle a également permis d'entretenir la dynamique du groupe, qui se réunira par vidéoconférence à la mi-décembre.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Cemagref
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.cemagref.fr