



HAL
open science

Perfectionnements et ajustements de l'indicateur poisson pour les eaux de transition

C. Delpech, Mario Lepage

► **To cite this version:**

C. Delpech, Mario Lepage. Perfectionnements et ajustements de l'indicateur poisson pour les eaux de transition. [Rapport de recherche] irstea. 2009, pp.29. hal-02592705

HAL Id: hal-02592705

<https://hal.inrae.fr/hal-02592705>

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.

Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008

Domaine : Faire progresser les savoirs

Action : Développement de l'indicateur « poisson » pour les eaux de transition et intercalibration européenne

Perfectionnements et ajustements de l'indicateur poisson pour les eaux de transition

Auteurs :

Christine Delpech

Mario Lepage

Localisation :

Unité Ecosystèmes Estuariens et
Poissons Migrateurs Amphihalins
Groupement de Bordeaux

Mars 2009

Sommaire

Contexte.....	2
1. Redondances et cohérences des métriques	6
1.1. Corrélations des valeurs des métriques	6
1.2. Redondances des scores entre métriques.....	9
1.2.1. Corrélation de rang de Spearman	10
1.2.2. Analyse en composante principale.....	11
2. Critères d'agrégation des scores	12
2.1. Comparaison de différentes méthodes.....	12
2.2. Pondération.....	14
3. Définition des seuils des 5 classes de qualité.....	15
3.1. Ecart par rapport à la référence	16
3.1.1. Note maximale comme référence	16
3.1.2. Méthode des quintiles.....	17
3.2. Modélisation des seuils par rapport à une pression anthropique.....	18
3.2.1. Modélisation du très bon état en absence de pression anthropique	18
3.2.1.1. Indice de pression de pollution dans un estuaire non impacté par cette pression	18
3.2.1.2. Indice de pression d'occupation des sols dans une lagune non impactée par cette pression	20
3.2.1.3. Valeur de l'indice poisson dans un site non impacté	20
3.2.2. Seuils séparant les autres classes	22
4. Sensibilité de l'indicateur poisson aux perturbations anthropiques.....	25
Conclusion et perspectives.....	27
Références	28

Contexte

Dans le cadre du programme Liteau II, une démarche a été développée pour la construction d'un indicateur multi-métriques basé sur la composante ichtyologique visant à évaluer l'état écologique des masses d'eau de transition estuariennes et lagunaires (Rapport Liteau II - Girardin *et al.* 2009). L'approche adoptée (Figure 1), de type pression-impact (Wasson *et al.* 2005), a consisté à modéliser la variabilité de divers descripteurs du peuplement (métriques) en fonction de pressions anthropiques tout en tenant compte de paramètres décrivant la variabilité du protocole d'échantillonnage et des caractéristiques physiques du système qui sont susceptibles d'influer sur la structure des peuplements de poissons dans les estuaires et les lagunes (Elliott and Dewailly 1995; Elliott and Hemingway 2002; Lobry *et al.* 2003; Pombo *et al.* 2005).

Vingt-deux métriques candidates susceptibles de traduire la diversité et les fonctionnalités importantes des masses d'eau de transition ont été présélectionnées et calculées à l'échelle du trait de chalut dans les estuaires et à l'échelle de la station de pêche dans les lagunes. Leur réponse face à différents types de pressions anthropiques a été testée. Le détail des étapes de présélection des métriques et d'évaluation à dire d'experts du comportement de chaque métrique face à une augmentation du niveau de pression est décrit dans le Rapport Liteau II (Girardin *et al.* 2009).

Le postulat de départ est que les résultats observés sur la structure et les abondances du peuplement de poisson à travers les pêches de contrôle de surveillance sont le reflet de la qualité des habitats dans lesquels vivent les espèces. La qualité des habitats dépend du niveau des pressions anthropiques de différentes natures qui s'exercent sur eux. Il est donc important de qualifier ce niveau de pression et d'identifier, pour certains aspects du fonctionnement de l'écosystème, quelles sont les pressions pour lesquelles nous pouvons identifier une réponse de l'écosystème et du peuplement de poisson. Puisque les estuaires et lagunes étudiés sont des systèmes que l'on peut considérer comme multi stress, la part d'explication apportée par chaque type de pression prise individuellement est recherchée. Bien sûr, il est nécessaire de trouver des pressions quantifiables pour l'ensemble des masses d'eau, c'est à dire que l'information existe déjà même dans le cas où elle est nulle. Parmi les différentes pressions identifiées et quantifiées sur les eaux de transition estuariennes, la pression décrivant le niveau de pollution, calculée à partir des données du Réseau National d'Observation (bio), apparaît comme celle ayant le plus d'effet sur les métriques. Dans les lagunes, c'est la pression des activités et aménagements des zones rivulaires (pression d'occupation des sols) qui explique le mieux la variabilité des métriques candidates car nous ne disposons pas de données fiables sur les pollutions (PCB, HAP, métaux lourds) en lagune (pas de campagne RNO (bio) récente), de nouvelles données sur les habitats ont été accumulées en cours d'année mais ne font pas encore partie des analyses réalisées à ce stade. Ces travaux sont présentés dans un deuxième rapport (Cottet and Lepage 2009).

Des métriques ont été retenues pour la construction de l'indicateur poisson lorsque leur réponse face à la pression anthropique était conforme à celle que nous attendions (Tableau 1 et Tableau 2). Une méthodologie a également été élaborée pour calculer des seuils robustes entre trois classes de qualité pour les métriques de densités à l'aide de simulations (Courrat *et al.* 2009).

Les travaux conduits dans le cadre du programme Liteau II ont ainsi permis de valider 4 métriques pour les estuaires (densité totale, densité de migrateurs amphihalins, densité des espèces benthiques et densité de juvéniles marins), et 3 métriques pour les lagunes (densité de migrateurs amphihalins, densité des espèces benthiques et densité des espèces

zooplanctonophages). De nouvelles métriques candidates pour les lagunes ont été recherchées et sont présentées dans Cottet and Lepage (2009).

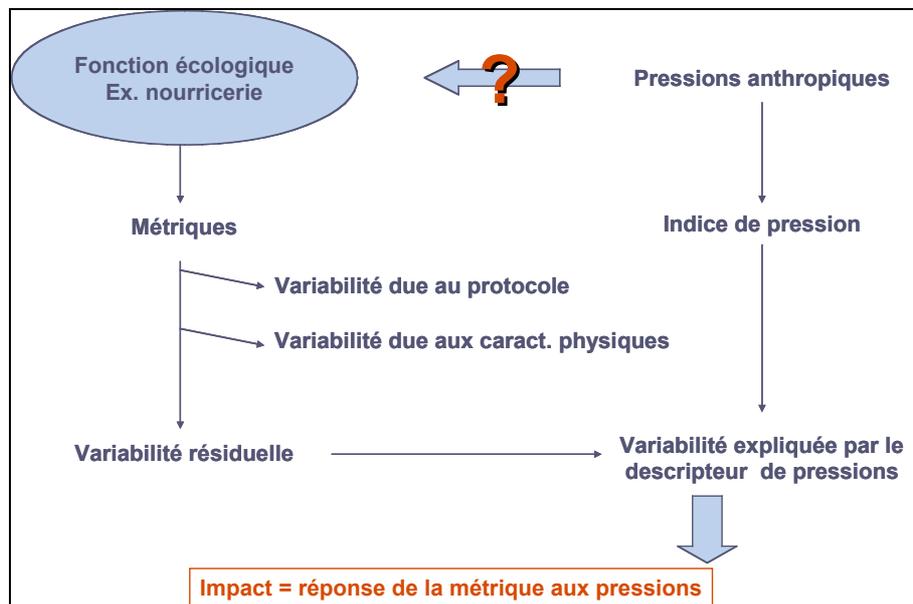


Figure 1 : Présentation de la démarche d'analyse statistique. D'après Courrat *et al.* (2009)

Tableau 1 : Résumé des meilleurs modèles obtenus pour expliquer la variabilité de chaque métrique candidate dans les estuaires des façades Atlantique et Manche. Significativité des descripteurs du protocole et environnementaux et leur part de variabilité expliquée, et effet de la pression de pollution. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

Métriques candidates	Descripteurs du protocole et environnementaux					Effet de la pression de pollution (part de variabilité expliquée par la pression)
	Saison	Salinité	Superficie de l'estuaire	Ecorégion	% de variabilité expliquée	
<i>Métriques descriptives</i>						
1. Richesse taxonomique (RT)		***	***	***	22,64	-*** (2,54)
2. Densité totale			***	***	18,27	-*** (5,61)
<i>Métriques de diversité fonctionnelle</i>						
<u>Guildes écologiques</u>						
3. Nombre d'espèces CA	**	***	***	***	28,44	-*** (2,73)
4. Densité absolue d'espèces CA		***	***	***	24,74	-*** (9,79)
5. Nombre d'espèces ER	**	***			6,88	NS
6. Densité absolue d'espèces ER	**	***	***	***	31,58	-* (0,66)
7. Nombre d'espèces FW	***	***	*	*	54,62	-*** (7,87)
8. Densité absolue d'espèces FW		*			7,92	NS
9. Nombre d'espèces MJ		***	***	***	27,07	-*** (3,87)
10. Densité absolue d'espèces MJ	*		***	***	11,27	-*** (7,13)
11. Nombre d'espèces MS		***	***	***	18,47	NS
12. Densité absolue d'espèces MS	***	*	***		39,71	+*** (1,49)
<u>Guildes trophiques</u>						
13. Nombre d'espèces Z		***	*		10,65	NS
14. Densité absolue d'espèces Z		***	***	***	28,60	NS
15. Nombre d'espèces IB		*	**	***	8,63	-*** (2,14)
16. Densité absolue d'espèces IB		***	***	***	21,08	-*** (6,14)
17. Nombre d'espèces F			**		9,01	NS
18. Densité absolue d'espèces F	***				71,16	NS
19. Nombre d'espèces O	*	***	***		24,23	-* (0,78)
20. Densité absolue d'espèces O		***	***	***	34,66	-** (3,02)
<u>Guilde de position</u>						
21. Nombre d'espèces B		***	***	***	12,08	-*** (1,64)
22. Densité absolue d'espèces B		***	***	***	21,01	-*** (6,11)

CA : espèces migratrices amphihalines ; ER : espèces résidentes ; FW : espèces dulçaquicoles ; MJ : juvéniles marins ; MS : migrants marins saisonniers ; Z : espèces zooplanctonophages ; IB : espèces prédatrices d'invertébrés benthiques ; O : espèces omnivores ; B : espèces benthiques.

Tableau 2 : Résumé des meilleurs modèles obtenus pour expliquer la variabilité de chaque métrique candidate dans les lagunes méditerranéennes. Significativité des descripteurs du protocole et environnementaux et leur part de variabilité expliquée, et effet de la pression d'occupation des sols. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

Métriques candidates	Descripteurs du protocole et environnementaux					Effet de la pression d'occupation des sols (part de variabilité expliquée par la pression)
	Saison	Salinité	Superficie de la lagune	Connectivité	% de variabilité expliquée	
<i>Métriques descriptives</i>						
1. Richesse taxonomique (RT)		***			8,00	NS
2. Densité totale	*	***			17,82	+* (1,42)
<i>Métriques de diversité fonctionnelle</i>						
<u>Guildes écologiques</u>						
3. Nombre d'espèces CA		*			3,07	NS
4. Densité absolue d'espèces CA	***	***	*		20,26	-*** (4,05)
5. Nombre d'espèces ER	**	***	***	**	18,61	+** (2,12)
6. Densité absolue d'espèces ER		***	***	***	32,86	+*** (2,44)
7. Nombre d'espèces FW		***	***	***	77,93	-*** (9,85)
8. Densité absolue d'espèces FW	*	**			31,68	NS
9. Nombre d'espèces MJ		***	**		14,32	-** (3,28)
10. Densité absolue d'espèces MJ	*			***	11,72	NS
11. Nombre d'espèces MS			**		3,71	NS
12. Densité absolue d'espèces MS	***	***			27,34	NS
<u>Guildes trophiques</u>						
13. Nombre d'espèces Z						NS
14. Densité absolue d'espèces Z	**	***	**	***	20,98	+*** (10,6)
15. Nombre d'espèces IB	**	***			9,26	NS
16. Densité absolue d'espèces IB	***	***			33,32	-** (1,89)
17. Nombre d'espèces F			***	***	23,26	NS
18. Densité absolue d'espèces F				*	8,76	NS
19. Nombre d'espèces O		***	*		28,90	NS
20. Densité absolue d'espèces O	***	***			26,22	-* (1,04)
<u>Guilde de position</u>						
21. Nombre d'espèces B	*		*	*	7,95	NS
22. Densité absolue d'espèces B	***	***	*		25,61	-*** (3,35)

CA : espèces migratrices amphihalines ; ER : espèces résidentes ; FW : espèces dulçaquicoles ; MJ : juvéniles marins ; MS : migrants marins saisonniers ; Z : espèces zooplanctonophages ; IB : espèces prédatrices d'invertébrés benthiques ; O : espèces omnivores ; B : espèces benthiques.

Dans la continuité des travaux de Liteau II, le présent rapport décrit les étapes nécessaires à l'amélioration de l'indicateur poisson pour le rendre plus fiable et plus robuste :

- vérification des éventuelles redondances entre métriques,
- validation des critères d'agrégation des scores,
- définition des seuils des 5 classes de qualité,
- vérification de la sensibilité de l'indice aux perturbations.

Nous ne prétendons pas ici régler la question de la fiabilité des indices multi-métriques mais nous apportons une suite logique d'étapes à franchir pour l'obtention d'un outil fiable et opérationnel.

1. Redondances et cohérences des métriques

Les métriques composant un indicateur multi-métriques doivent chacune fournir une information spécifique concernant la qualité écologique du système. Les métriques redondantes ou fortement corrélées doivent être considérées comme superflues puisqu'elles n'apportent pas d'information supplémentaire pour autant que les corrélations soient bien établies. Il est donc important de tester ces corrélations entre chaque métrique. Ces tests peuvent se faire à deux niveaux. En effet, une première analyse des corrélations est conduite sur les valeurs des métriques elles-mêmes calculées à l'échelle du trait de chalut ou de la station de pêche. La deuxième analyse porte sur les scores obtenus pour chaque estuaire ou lagune.

1.1. Corrélations des valeurs des métriques

L'analyse des corrélations (r , coefficient de corrélation de Pearson) a été effectuée, séparément entre estuaires et lagunes, pour toutes les métriques initialement retenues du fait de leur réponse significative face à la pression anthropique (métriques notées en vert dans les Tableau 1 et Tableau 2).

o Estuaires

Dans les estuaires, de fortes corrélations (>97%) ont été obtenues entre les densités de 3 guildes distinctes : les espèces résidentes (ER), les espèces benthiques (B) et les espèces prédatrices d'invertébrés benthiques (IB) (Figure 2). Une forte corrélation (94%) est également observée entre les nombres d'espèces des deux dernières guildes citées précédemment (B et IB). Ceci s'explique en partie par le fait que 70% des espèces prédatrices d'invertébrés benthiques sont des espèces benthiques et que 60% des espèces résidentes sont également benthiques.

Des corrélations plus modérées (entre 83 et 86%) ont été observées entre les trois métriques de densités citées précédemment et la métrique de densité totale. Elles montrent la forte proportion des espèces benthiques (représentées ici par les guildes ER, B et IB) dans les peuplements de poissons des estuaires.

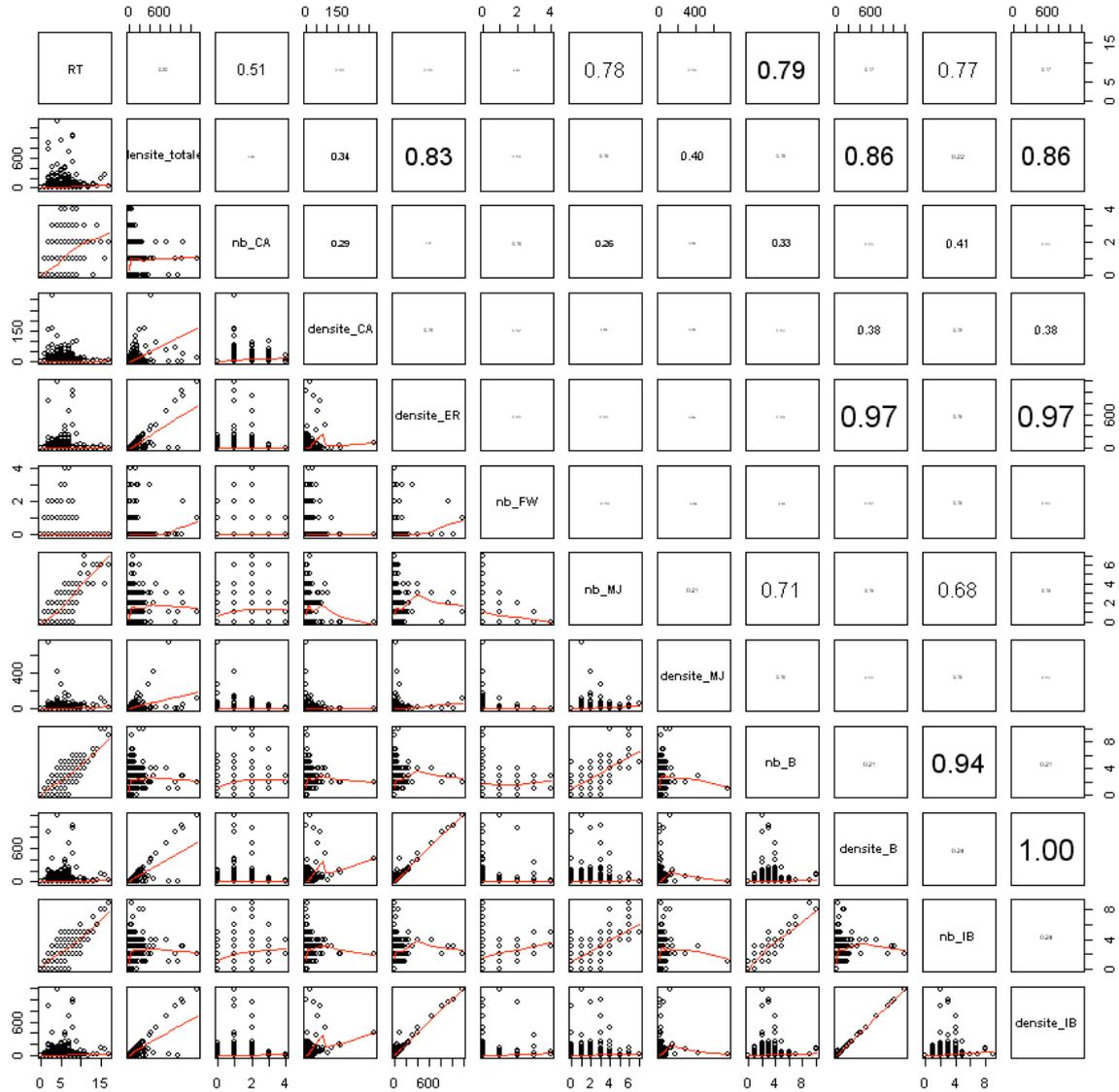


Figure 2 : Diagramme de dispersion permettant de visualiser les corrélations entre les métriques retenues pour les estuaires des façades Atlantique et Manche. Les coefficients de corrélation de Pearson sont indiqués dans la partie supérieure droite avec une taille de police proportionnelle.

Cependant, graphiquement, ces corrélations semblent fortement influencées par quelques points isolés (appelés outliers). Ces points correspondent à des traits de chalut contenant des abondances particulièrement élevées de *Pomatoschistus minutus*. Cette espèce appartient aux 3 guildes des espèces résidentes, benthiques et prédatrices d'invertébrés benthiques, et des abondances exceptionnellement élevées de cette espèce peuvent expliquer les forts taux de corrélation entre les densités de ces 3 guildes ainsi que ceux obtenus avec la densité totale de poisson. De nouveaux tests de corrélations ont donc été effectués en retirant du jeu de données les neuf traits de chalut contenant des abondances particulièrement élevées de *Pomatoschistus minutus*. Les coefficients de corrélation obtenus entre la densité totale et les densités de poissons appartenant à chacune des 3 guildes (ER, B et IB) sont nettement plus faibles, respectivement 0,53, 0,61 et 0,62 (Figure 3). Ceci montre que les abondances élevées de *Pomatoschistus minutus* relevées dans seulement quelques traits de chalut (9 traits sur 734)

influencent fortement les taux de corrélations. Sans ces traits de chalut exceptionnels, la métrique de densité totale est donc moins corrélée avec les 3 métriques de densités d'espèces résidentes, benthiques et prédatrices d'invertébrés benthiques.

Après retrait des traits de chalut contenant de fortes abondances de *Pomatoschistus minutus*, les taux de corrélations calculés entre les densités d'espèces résidentes et les densités d'espèces B et IB sont plus faibles (respectivement 0,88 et 0,87) mais restent relativement élevés. Malgré ces fortes corrélations, la métrique concernant la densité d'espèces résidentes reflète l'abondance des espèces accomplissant l'ensemble de leur cycle biologique dans les estuaires et apporte donc une information très différente sur la qualité des masses d'eau. Il semble pertinent, à ce stade de l'analyse, de ne pas exclure cette métrique de l'indicateur.

Les métriques de densités des espèces B et IB restent très corrélées même après suppression des traits de chalut exceptionnels (Figure 3). En raison des fortes redondances observées aussi bien sur les nombres d'espèces que sur les densités, il semble donc judicieux de faire un choix entre les deux guildes B et IB d'autant plus que ces deux guildes apportent le même type d'information (qualité du substrat). Nous avons choisi de conserver les métriques relatives aux espèces B plutôt que celles relatives aux espèces IB car elles s'avèrent plus facile à mesurer.

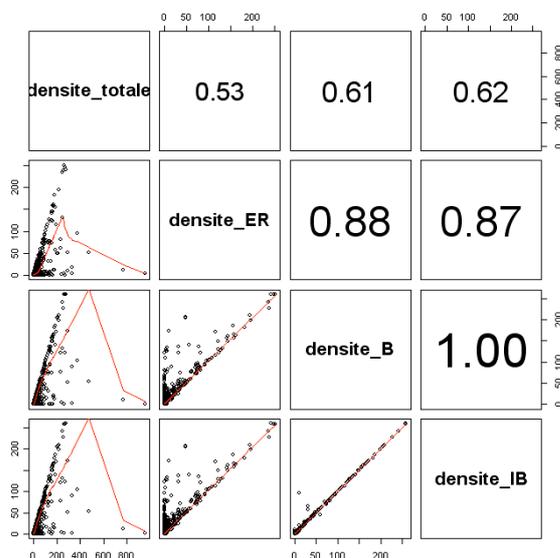


Figure 3 : Dispersion des valeurs et tests de corrélation de Pearson effectués après retrait des outliers (points isolés) du jeu de données.

○ Lagunes

Tout comme dans les estuaires, une forte corrélation (98%) est observée entre les métriques de densité des espèces benthiques et des espèces prédatrices d'invertébrés benthiques dans les lagunes méditerranéennes (Figure 4). La métrique de densité des espèces IB ne sera donc pas conservée dans l'indicateur pour éviter des redondances avec la métrique de densité des espèces B.

Une corrélation relativement forte (91%) est également enregistrée entre les densités des espèces résidentes et des espèces zooplanctonophages (Z). Il aurait été intéressant d'étudier les éventuelles corrélations entre les scores obtenus pour ces métriques. Cependant la méthodologie utilisée pour le calcul des seuils n'a pas permis de fournir des seuils robustes pour la métrique de densité des espèces ER (aussi bien dans les lagunes que dans les estuaires). Cette métrique n'est donc pas incorporée dans l'indicateur et ne présente pas de risque de redondance.

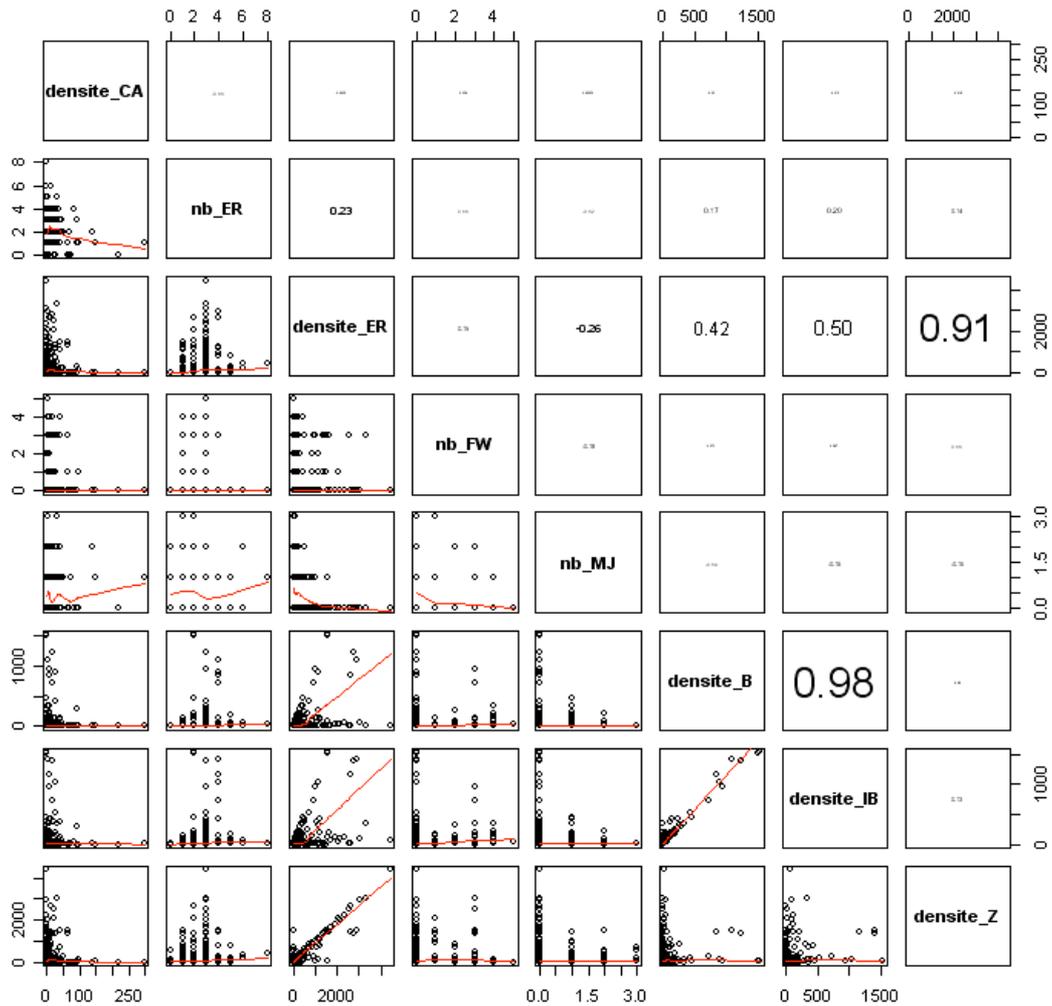


Figure 4 : Diagramme de dispersion permettant de visualiser les corrélations entre les métriques retenues pour les lagunes méditerranéennes. Les coefficients de corrélation de Pearson sont indiqués dans la partie supérieure droite avec une taille de police proportionnelle.

1.2. Redondances des scores entre métriques

Après avoir étudié les corrélations entre les valeurs des métriques, il est important de vérifier, entre chaque métrique composant l'indicateur, les corrélations entre les scores obtenus pour les différentes masses d'eau (Hughes *et al.* 1998; Breine *et al.* 2004). La méthode de calcul des seuils n'a pas permis de discerner de seuils robustes pour les métriques exprimées en nombre d'espèces à cause des faibles variations de cette métrique, ni pour les métriques de densité des espèces résidentes. Ce sont donc 4 métriques qui ont été retenues pour composer l'indicateur poisson dans les estuaires (densité totale de poissons, densité des espèces CA, densité des espèces MJ et densité des espèces B) et 3 métriques pour l'indicateur dans les lagunes (densité des espèces CA, densité des espèces B et densité des espèces Z).

L'analyse des redondances entre les scores obtenus pour ces métriques a été effectuée en utilisant deux méthodes : un test des corrélations de rang de Spearman (Hughes *et al.* 1998; Roth *et al.* 1998; Breine *et al.* 2004) et une Analyse en Composante Principale (ACP) (Kestemont *et al.* 2000; Breine *et al.* 2004).

1.2.1. Corrélations de rang de Spearman

Afin d'étudier ces corrélations, un test non paramétrique a été choisi en raison du faible nombre de masses d'eau (13 estuaires et 11 lagunes) et de la distribution des valeurs non conforme à une loi normale. Ce test est réalisé entre chaque paire de métrique mais également entre chaque métrique et l'indice final obtenu. Cet indice final est une moyenne non pondérée des notes de chacune des métriques (voir paragraphe 1.2.2. Critères d'agrégation des scores). Afin de vérifier si une métrique est concordante avec les autres, un test de corrélation est également effectué entre la métrique en question et l'indice calculé sans cette métrique (metric-remainder correlation, Breine et al. (2004)). Il s'agit, par exemple, de calculer la corrélation entre les notes dans chaque estuaire pour la métrique de densité CA et l'indice poisson calculé avec uniquement les métriques de densité totale, densité B et densité MJ.

○ Estuaires

Les quatre métriques sont fortement et positivement corrélées à l'indice final. De plus, les corrélations significatives entre chacune des métriques et l'indice respectivement calculé sans la métrique en question montrent que ces quatre métriques sont concordantes entre elles.

Des corrélations relativement fortes et très significatives sont observées entre les notes des métriques de densité des espèces CA et densité des espèces B d'une part, et densité des espèces MJ et densité totale de poisson d'autre part (Tableau 3). Les métriques de densité des espèces MJ et densité totale sont également faiblement corrélées avec la métrique de densité des espèces CA.

Cependant, nous pouvons expliquer en partie ces fortes corrélations. Parmi les migrateurs amphihalins (CA), guildes composée par les espèces « anguille, mulot porc, flet, éperlan, alose vrai, alose feinte, saumon et truite de mer, lamproie marine et lamproie fluviatile », les espèces qui ont été les plus souvent capturées sont de loin l'anguille et le flet. Le flet représente à lui seul 60% des captures de poissons migrateurs amphihalins et est également une espèce benthique. Cette dominance du flet, au sein des captures de migrateurs amphihalins, est à la fois une caractéristique des peuplements ichtyologiques dans les estuaires français, mais est également due aux méthodes d'échantillonnage favorisant la capture des espèces benthodémersales aux dépens des espèces pélagiques. La forte corrélation entre les métriques de densités de CA et B est donc en grande partie expliquée par les très fortes abondances de flet dans nos relevés ichtyofaunistiques.

Les fortes corrélations entre les notes obtenues pour les métriques de densité totale et de densité de juvéniles marins (MJ) sont moins évidentes à expliquer. En effet, les juvéniles marins représentent à eux seuls 25% des captures totales mais ne sont pas les plus représentés (les espèces résidentes forment 35% des captures totales). Des analyses supplémentaires à l'aide de matrices de confusion et du coefficient de concordance de Kappa seront nécessaires pour faire la part des choses et juger de la pertinence de conserver ces 2 métriques.

Tableau 3 : Coefficients de corrélation de Spearman (τ) calculés entre chaque métrique composant l'indice dans les estuaires, et entre chaque métrique et l'indice multi-métriques, et l'indice calculé sans la métrique. *, **, * la corrélation est significative respectivement au seuil de 5%, 1%, 0,1%.**

	Densité CA	Densité B	Densité MJ	Densité totale	Indice construit sans la métrique
Densité CA	1				0,84***
Densité B	0,82***	1			0,62*
Densité MJ	0,61*	0,44	1		0,78**
Densité totale	0,61*	0,48	0,88***	1	0,72**
Indice	0,90***	0,83***	0,81***	0,82***	

○ *Lagunes*

Les coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre chaque métrique dans les lagunes sont très faibles (Tableau 4). Il n'y a aucune corrélation significative entre les 3 métriques constituant l'indicateur dans les lagunes méditerranéennes, ce qui indique que chaque métrique apporte une information bien distincte. Ceci est vérifié par des corrélations faibles et non significatives entre l'indice construit sans une métrique et les notes obtenues pour la métrique en question.

Tableau 4 : Coefficients de corrélation de Spearman (τ) calculés entre chaque métrique composant l'indice dans les lagunes et entre chaque métrique et l'indice multi-métriques, et l'indice calculé sans la métrique. *, **, * la corrélation est significative respectivement au seuil de 5%, 1%, 0,1%.**

	Densité CA	Densité B	Densité Z	Indice construit sans la métrique
Densité CA	1			0,28
Densité B	0,20	1		0,19
Densité Z	0,22	0,10	1	0,32
Indice	0,70*	0,66*	0,61*	

1.2.2. Analyse en composante principale

L'analyse en composante principale (ACP) permet également de vérifier la redondance entre les différentes métriques constituant l'indicateur poisson. L'ACP est aussi un bon moyen de vérifier la cohérence de ces métriques ainsi que de détecter les métriques à faibles réponses qui n'apportent que peu d'informations par rapport aux autres métriques (Breine *et al.* 2004). Les deux premiers axes de l'ACP effectuée entre les métriques retenues en estuaire expliquent respectivement 76% et 16% de la variabilité totale (Figure 5a). Les quatre métriques sont fortement corrélées à la partie négative de l'axe 1. Les métriques de densité des espèces CA et B sont fortement corrélées entre elles et faiblement corrélées à la partie positive de l'axe 2. Inversement, les métriques de densité totale et de densité MJ, fortement corrélées entre elles, sont faiblement corrélées à la partie négative de l'axe 2. Nous obtenons ainsi des résultats équivalents aux relations qui ont été montrées avec les tests de corrélation de Spearman. De plus, l'orientation commune des variables vers la partie négative de l'axe 1 et leur forte contribution à cet axe indique une forte cohérence des métriques entre elles.

Les deux premiers axes de l'ACP effectuée entre les métriques retenues en lagunes expliquent respectivement 48% et 30% de la variabilité totale (Figure 5b). La métrique de densité CA est fortement corrélée à la partie négative de l'axe 1 tandis que les deux autres métriques (densité B et Z) sont autant corrélées à l'axe 1 qu'à l'axe 2, respectivement partie négative et positive. Ces résultats montrent, tout comme les tests de corrélation, la divergence entre ces 3 métriques.

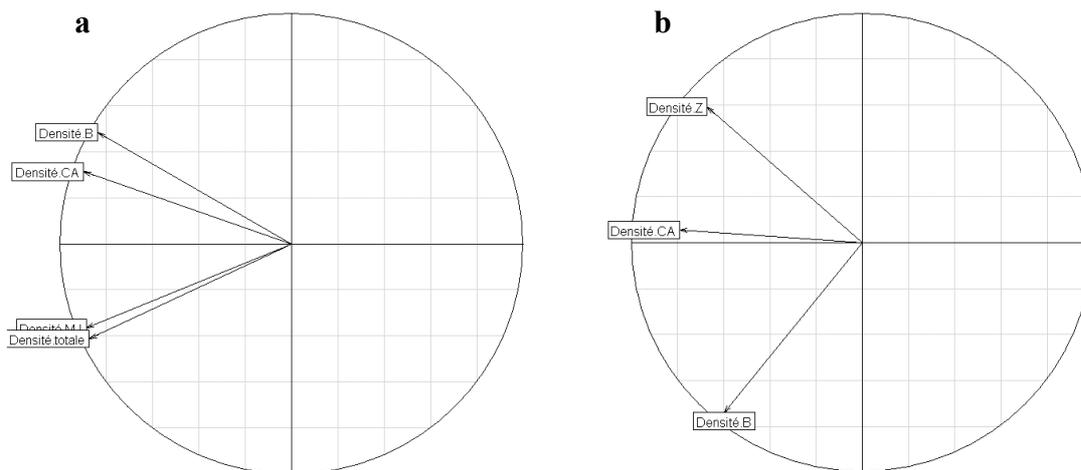


Figure 5 : Analyse en composante principale (cercle des corrélations) des notes obtenues pour chacune des métriques conservées dans l'indicateur poisson pour les estuaires (a) et pour les lagunes (b).

La proximité des variables avec le cercle des corrélations, autant pour les estuaires que pour les lagunes, indique que toutes les métriques apportent une information importante. Dans le cas contraire, il aurait été pertinent de retirer les métriques à faible réponse de l'indicateur car elles n'apportent que peu d'informations par rapport aux autres (Breine *et al.* 2004).

2. Critères d'agrégation des scores

L'agrégation des scores (ou notes) de chaque métrique en un indicateur multi-métriques est une étape importante dans la construction de tels indices. Cette combinaison peut se faire selon différentes méthodes. Les deux méthodes les plus communément utilisées dans les indicateurs multi-métriques relatifs à la composante ichtyologique sont la moyenne des scores (Roth *et al.* 1998; Belpaire *et al.* 2000; Breine *et al.* 2004; Breine *et al.* 2007) et leur somme, généralement lorsque la gamme de variation des scores diffère d'une métrique à l'autre (Deegan *et al.* 1997; Hughes *et al.* 1998; Borja *et al.* 2004; Harrison and Whitfield 2004; Pont *et al.* 2006). L'utilisation d'une médiane peut également être envisagée. Elle présente l'avantage de ne pas être influencée par des valeurs isolées. Une autre méthode possible consiste à attribuer à l'indice la valeur la plus mauvaise parmi les valeurs des différentes métriques. Cette méthode est celle prévue par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - Directive 2000/60/EC) pour qualifier l'état d'une masse d'eau de surface en prenant la valeur la plus mauvaise de son état écologique et de son état chimique (règle du « One out, All out »).

2.1. Comparaison de différentes méthodes

Pour comparer ces différentes méthodes, les valeurs de l'indice poisson dans les estuaires (Figure 6) et dans les lagunes (Figure 7) sont calculées selon trois méthodes différentes :

- moyenne,
- médiane,
- attribution de la plus mauvaise valeur.

La somme n'a pas été testée car les métriques varient dans la même gamme de valeur. La somme sera donc proportionnelle à la moyenne et mènera aux mêmes résultats que ceux apportés par une moyenne.

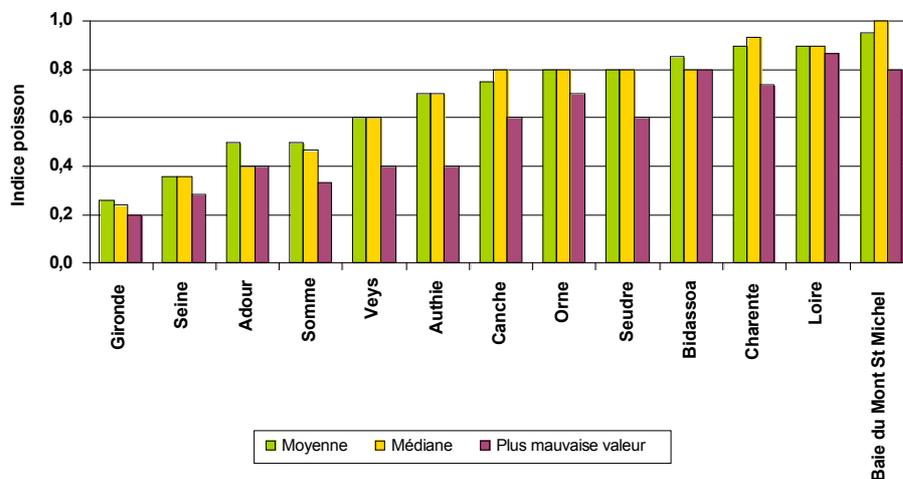


Figure 6 : Comparaison des notes obtenues pour l'indice poisson dans les estuaires en fonction de différentes méthodes d'agrégation des notes par métriques.

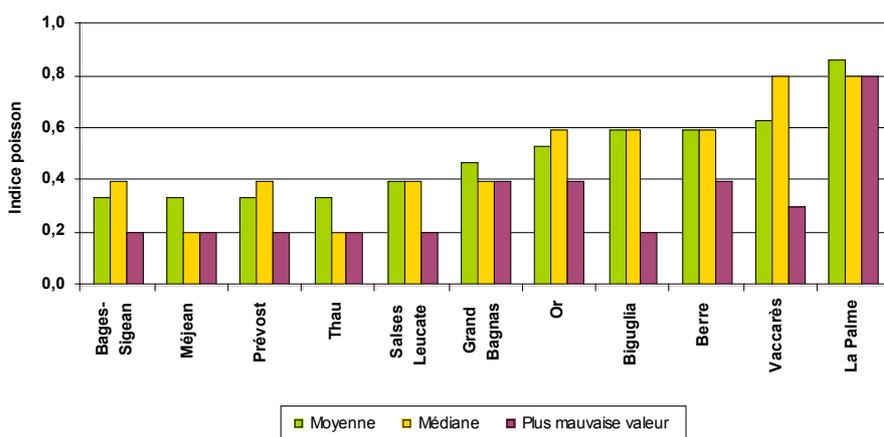


Figure 7 : Comparaison des notes obtenues pour l'indice poisson dans les lagunes en fonction de différentes méthodes d'agrégation des notes par métriques.

La moyenne et la médiane donnent des résultats très similaires autant dans les estuaires que dans les lagunes. Ceci peut s'expliquer par la gamme de variation relativement réduite des valeurs de l'indice (entre 0 et 1) et donc la faible probabilité de rencontrer des valeurs isolées par rapport aux autres. Les plus grandes différences s'observent dans les lagunes de Méjean et Thau pour lesquelles une métrique a une valeur relativement supérieure aux deux autres entraînant une hausse de la moyenne, ainsi que pour la lagune de Vaccarès pour laquelle une métrique a une valeur relativement faible par rapport aux deux autres entraînant une baisse de la moyenne.

La médiane est généralement utilisée en statistiques pour sa faculté à ne pas être influencée par des valeurs isolées. Cependant, pour la construction de notre indicateur, une médiane reviendrait à accorder moins d'importance aux métriques qui apportent une information différente des autres. Par exemple, si pour une masse d'eau, toutes les métriques ont une excellente note à l'exception d'une, qui a une mauvaise note, alors l'information apportée par cette dernière métrique sera minorée avec une médiane. De ce fait, l'utilisation d'une médiane pour l'agrégation des différentes métriques dans l'indicateur poisson n'est pas pertinente.

Pour les masses d'eau dont les notes diffèrent peu d'une métrique à l'autre (par exemple la Loire, la Gironde ou La Palme), l'attribution de la plus mauvaise valeur produit un indice presque identique à celui obtenu avec la moyenne ou la médiane. Cependant, pour certaines masses d'eau, telles que l'Authie ou Biguglia, les notes sont très différentes d'une métrique à l'autre ou l'une des notes est très inférieure aux autres. L'attribution de la plus mauvaise valeur à l'indice entraîne alors une sous évaluation de la qualité de ces masses d'eau. Cette méthode ne semble donc pas judicieuse.

En raison de ces différents résultats, **la moyenne** apparaît comme la méthode la plus pertinente pour synthétiser de façon équitable l'information apportée par chacune des métriques.

2.2. Pondération

Lorsqu'une moyenne est utilisée pour combiner les résultats des différentes métriques, il est également possible de pondérer chaque métrique, même si peu d'auteurs ont recours à cette pratique. L'une de ces méthodes consiste à réaliser une analyse en composante principale (ACP) et à pondérer les métriques en fonction de leur contribution aux deux principaux axes (Kestemont *et al.* 2000).

Les résultats des ACPs précédemment effectuées (Figure 5) ont été analysés en termes de contribution aux principaux axes. Les Tableau 5a et Tableau 5b représentent la contribution des variables (métriques) aux deux premiers axes factoriels des ACPs réalisées respectivement pour les estuaires et lagunes. Comme il a déjà été décrit dans la section 1.2.2, les métriques retenues en estuaires contribuent fortement à l'axe 1 alors que pour les lagunes, la métrique de densité CA contribue fortement à l'axe 1 et les deux autres métriques contribuent presque autant à l'axe 1 et 2.

Tableau 5 : Contribution de chaque métrique aux deux premiers axes factoriels de l'ACP réalisée entre les métriques constituant l'indicateur poisson en estuaire (a) et de l'ACP réalisée entre les métriques constituant l'indicateur poisson en lagunes (b).

a	axe 1	axe 2	b	axe 1	axe 2
Densité CA	-0,90	0,31	Densité CA	-0,79	0,05
Densité B	-0,84	0,48	Densité B	-0,60	-0,74
Densité MJ	-0,89	-0,36	Densité Z	-0,67	0,59
Densité totale	-0,87	-0,41			

Les contributions de chaque métrique sur l'axe 1 ont été divisées par la racine carrée de la variance expliquée par l'axe 1 constituant ainsi un « facteur de pondération ». Puis l'indicateur poisson a été calculé en procédant à une moyenne pondérée par ce facteur.

Dans les estuaires comme dans les lagunes, l'indice pondéré n'est pas significativement différent de l'indice non pondéré (test de Wilcoxon) fait que les contributions des métriques sur l'axe 1 varient peu de l'une à l'autre. La pondération des métriques en fonction de leur contribution n'apporte donc pas d'informations supplémentaires.

La méthode d'agrégation consistant à une **moyenne non pondérée des notes** des différentes métriques s'avère donc être la plus pertinente et est donc adoptée pour la construction de l'indicateur poisson dans les estuaires et dans les lagunes.

3. Définition des seuils des 5 classes de qualité

L'agrégation des notes des différentes métriques retenues a donc permis d'obtenir une note allant de zéro à un pour chaque masse d'eau estuarienne (Tableau 6) et lagunaire (Tableau 7). Pour obtenir les EQR (Ecological Quality Ratio), il est nécessaire de calculer l'écart à la référence pour établir 5 classes de qualité allant du très bon au mauvais état ; ceci afin de qualifier l'état écologique de chaque masse d'eau selon les exigences de la DCE (Directive 2000/60/EC). La définition de cet état « dit » de référence est une étape essentielle pour qualifier le très bon état (Karr 1981; Oberdorff *et al.* 2002; Harrison and Whitfield 2004). En général, l'état de référence correspond à une masse d'eau non impactée par des activités anthropiques ou à une situation historique non dégradée. Mais il peut aussi être défini à l'aide de modèles prédictifs ou sur avis d'experts.

Le seuil séparant le très bon du bon état ainsi que celui séparant le bon état de l'état moyen sont les plus importants et joueront un rôle essentiel notamment dans les prises de décisions des mesures et aménagements à conduire afin de préserver ou améliorer l'état des masses d'eau dans l'objectif d'atteindre au minimum le bon état d'ici fin 2015. Plusieurs méthodes existent pour définir les seuils séparant ces 5 classes. Différentes méthodes ont été testées et comparées afin de définir le procédé le plus adapté à l'indicateur poisson.

Tableau 6 : Notes obtenues par métrique pour chaque masse d'eau estuarienne et note de l'indice poisson résultant de la moyenne non pondérée des notes des différentes métriques.

	Densité CA	Densité B	Densité MJ	Densité totale	Indice poisson
Baie du Mont Saint Michel	1,00	1,00	0,80	1,00	0,95
Loire	0,93	0,93	0,87	0,87	0,90
Charente	1,00	0,73	0,87	1,00	0,90
Bidassoa	1,00	0,80	0,80	0,80	0,85
Orne	0,90	0,80	0,70	0,80	0,80
Canche	0,80	0,60	0,80	0,80	0,75
Seudre	1,00	0,80	0,60	0,60	0,75
Authie	0,60	0,40	0,80	1,00	0,70
Baie des Veys	0,60	0,80	0,60	0,40	0,60
Adour aval	0,80	0,40	0,40	0,40	0,50
Risle	0,60	0,60	0,20	0,60	0,50
Somme	0,47	0,33	0,73	0,47	0,50
Seine aval	0,20	0,20	0,60	0,40	0,35
Gironde aval	0,60	0,20	0,20	0,20	0,30
Gironde centrale	0,20	0,30	0,20	0,40	0,28
Gironde amont	0,40	0,20	0,20	0,20	0,25

Tableau 7 : Notes obtenues par métrique pour chaque lagune et note de l'indice poisson résultant de la moyenne non pondérée des notes des différentes métriques.

	Densité CA	Densité B	Densité Z	Indice poisson
La Palme	1,00	0,80	0,80	0,87
Vaccarès	0,30	0,80	0,80	0,63
Berre	0,80	0,40	0,60	0,60
Biguglia	0,60	1,00	0,20	0,60
Or	0,40	0,60	0,60	0,53
Grand Bagnas	0,60	0,40	0,40	0,47
Salses Leucate	0,60	0,20	0,40	0,40
Bages-Sigean	0,20	0,40	0,40	0,33
Méjean	0,20	0,20	0,60	0,33
Prévost	0,40	0,40	0,20	0,33
Thau	0,20	0,60	0,20	0,33

3.1. Ecarts par rapport à la référence

Une des méthodes les plus couramment utilisées pour définir les seuils est de prendre des écarts constants par rapport à la référence (Coates *et al.* 2007). Ainsi, le seuil du très bon état est défini comme un écart de 20% par rapport à la référence ; celui du bon état comme un écart de 40% ; etc.

3.1.1. Note maximale comme référence

Dans le cadre du programme Liteau II (Girardin *et al.* 2009), la valeur prise comme référence était égale à la note maximale de l'indice (c'est à dire 1). Cette note équivaut à l'obtention de la note maximale pour chacune des métriques divisée par le nombre de métrique. Il n'est donc pas aberrant de prendre cette valeur comme référence. Les seuils obtenus, calculés comme des écarts par rapport à cette référence, sont donc tous équidistants (Tableau 8).

Tableau 8 : Seuils définis dans les estuaires et lagunes par rapport à une référence égale à la note maximale.

Etat	mauvais	médiocre	moyen	bon	très bon
Indice poisson	[0 - 0,20[[0,20 - 0,40[[0,40 - 0,60[[0,60 - 0,80[[0,80 - 1]
couleur associée					

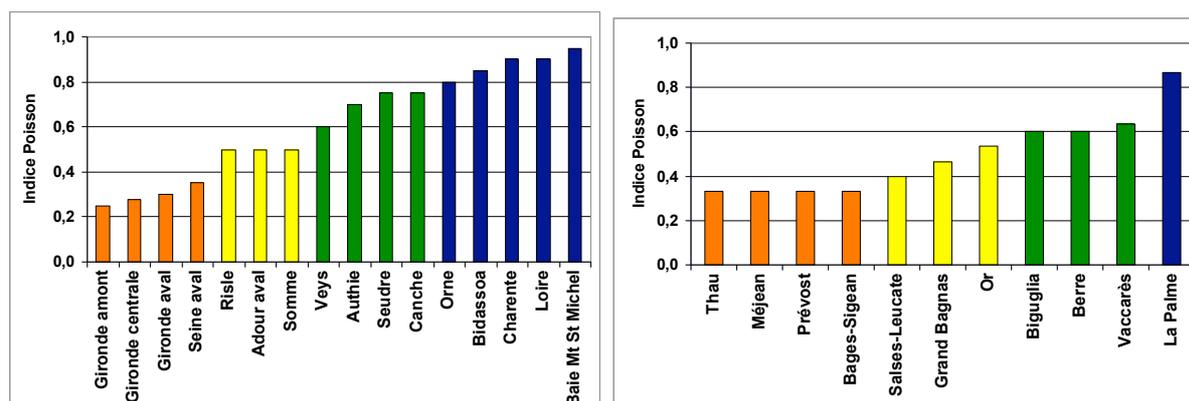


Figure 8 : Etat de qualité obtenu pour chaque masse d'eau estuarienne et lagunaire en prenant comme référence la note maximale.

Dans les lagunes, seule La Palme est classée en très bon état (Figure 8), ce qui semble pertinent car cette lagune apparaît comme l'une des plus préservées (Lepage *et al.* 2008). Cependant, pour les estuaires, le classement de la Bidassoa en très bon état apparaît aberrant en raison du fort endiguement de ces berges et des pertes d'habitat que cela entraîne.

Concernant les masses d'eau classées en bon état, l'Authie et la Canche sont des estuaires particulièrement peu impactés par des activités humaines. La lagune de Vaccarès est fortement endiguée mais les crises dystrophiques sont inexistantes dans ce complexe d'étangs contrairement à beaucoup d'autres lagunes car il est peu eutrophique (Lepage *et al.* 2008). Néanmoins, les classements des lagunes de Biguglia et Berre en bon état sont discutables en raison des perturbations que sont susceptibles d'entraîner les phénomènes d'eutrophisation sur Biguglia et la forte urbanisation et industrialisation des zones rivulaires de la lagune de Berre.

De nombreux indices basés sur la composante ichtyologique ont adopté ce système de séparation fixe des 5 classes de qualité (Borja *et al.* 2004; Harrison and Whitfield 2006). Cette méthode est simple et facile à appliquer mais ne permet pas de refléter réellement l'état

écologique du système, comme stipulé dans la DCE (Uriarte and Borja 2009). De plus, le classement des masses d'eau, obtenu avec cette méthode, comporte quelques incohérences avec nos connaissances de l'état écologique de ces systèmes et nécessite donc des améliorations.

3.1.2. Méthode des quintiles

Une autre méthode souvent utilisée pour définir la référence est la méthode « dite » des quintiles (Breine *et al.* 2007; Coates *et al.* 2007). La référence est calculée par rapport à la distribution des valeurs de l'indice poisson et est égale à la moyenne du quintile supérieur de cette distribution. Les seuils des 5 classes de qualité correspondent, comme précédemment, à des écarts successifs de 20, 40, 60 et 80% par rapport à cette valeur de référence.

Pour les masses d'eau estuariennes, le quintile supérieur de la distribution des valeurs de l'indice poisson est égal à 0,85 et la moyenne des valeurs situées dans ce quintile est égale à 0,90. La valeur considérée comme référence dans les estuaires grâce à cette méthode est donc égale à 0,90.

Pour les lagunes, le quintile supérieur de la distribution des valeurs de l'indice poisson est égal à 0,60 et la moyenne des valeurs situées dans ce quintile est égale à 0,68. La valeur considérée comme référence dans les lagunes grâce à cette méthode est donc égale à 0,68.

Les seuils calculés par rapport à ces valeurs de référence dans les estuaires et dans les lagunes sont respectivement décrits Tableau 9 et Tableau 10.

Tableau 9 : Seuils définis dans les estuaires selon la méthode des quintiles.

Etat	mauvais	médiocre	moyen	bon	très bon
Indice poisson	[0 - 0,18[[0,18 - 0,36[[0,36 - 0,54[[0,54 - 0,72[[0,72 - 1]
couleur associée					

Tableau 10 : Seuils définis dans les lagunes selon la méthode des quintiles.

Etat	mauvais	médiocre	moyen	bon	très bon
Indice poisson	[0 - 0,14[[0,14 - 0,27[[0,27 - 0,41[[0,41 - 0,54[[0,54 - 1]
couleur associée					

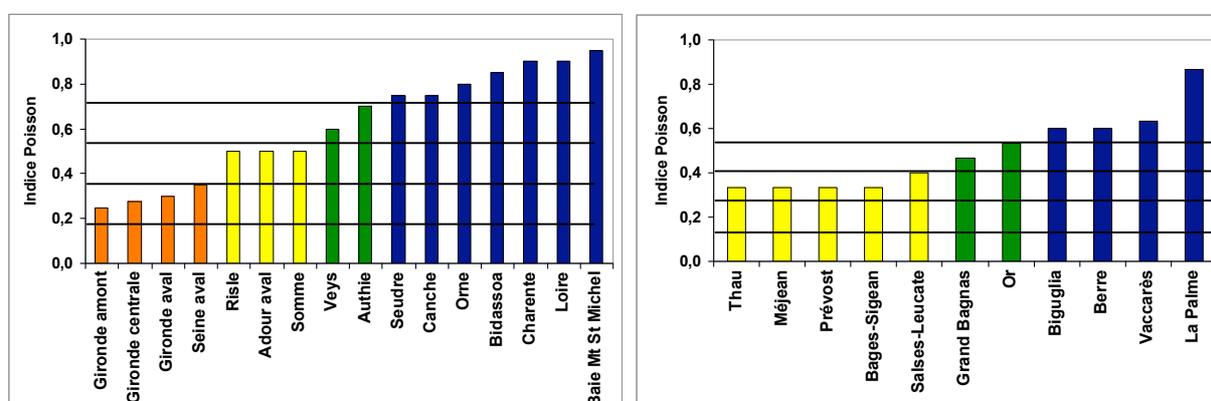


Figure 9 : Etat de qualité obtenu pour chaque masse d'eau estuarienne et lagunaire avec la méthode des quintiles.

La méthode des quintiles se base donc sur les notes des sites disponibles. Elle nécessite la présence d'un minimum de sites faiblement ou non dégradés, ainsi que la présence de sites très dégradés. Dans le cas de l'indicateur poisson, seuls 13 estuaires ont été évalués et parmi eux très peu sont faiblement perturbés. Seul l'Authie pourrait apparaître, selon certains experts, comme un estuaire suffisamment peu anthropisé pour représenter le bon, voire le très état.

Le calcul de la référence avec cette méthode des quintiles a entraîné un élargissement de la classe du très bon état par rapport à la méthode précédente, aussi bien pour les estuaires que pour les lagunes (Figure 9). Or, cette classe du très bon état paraissait déjà trop étendue pour les estuaires avec la méthode précédente (notamment par rapport à la Bidassoa). Toutes les lagunes précédemment classées en bon état sont classées en très bon état. Cependant, le classement en très bon état de la lagune de Biguglia ne semble pas pertinent du fait de son état d'eutrophisation préoccupant et des crises anoxiques qui sont susceptibles de toucher cet écosystème durant les périodes estivales (Lepage *et al.* 2008).

Concernant les masses d'eau classées en état moyen et médiocre, cette méthode fournit les mêmes résultats que précédemment dans les estuaires. Cependant, dans les lagunes, les masses d'eau précédemment classées en état médiocre ont été surclassées en état moyen avec cette méthode des quintiles. De même que les lagunes de Grand Bagnas et Or ont été surclassées en bon état.

Le faible nombre d'estuaires et de lagunes analysés ainsi que l'absence de sites « pristine » ou très dégradés rendent **cette méthode des quintiles inadaptée** pour définir les seuils de l'indicateur.

3.2. Modélisation des seuils par rapport à une pression anthropique

En l'absence d'estuaires et de lagunes non impactés par des activités anthropiques, l'utilisation d'indices de pressions anthropiques pour prédire la valeur de l'indice poisson en absence de pression semble une bonne alternative (Uriarte and Borja 2009). La même approche pression-impact utilisée pour étudier la réponse des métriques est donc employée vis-à-vis de l'indice poisson. En reprenant les mêmes indices de pressions anthropiques (indice de pollution dans les estuaires et indice d'occupation des sols dans les lagunes), nous avons modélisé la valeur que prendrait l'indice dans un site « non impacté » par ces pressions, que nous qualifierons de « site de référence ».

La première étape a donc été de déterminer quelle est la valeur de l'indice de pression dans un tel site non impacté.

3.2.1. Modélisation du très bon état en absence de pression anthropique

3.2.1.1. Indice de pression de pollution dans un estuaire non impacté par cette pression

L'indice de pression de pollution utilisé dans les estuaires est calculé à partir des valeurs médianes sur 6 années de divers polluants métalliques et organiques (se référer au rapport Liteau II (Girardin *et al.* 2009) pour les détails de calcul de cet indice). Par rapport à de tels polluants, la situation de référence (en l'absence d'activités humaines) correspond à des concentrations en métaux lourds égales à un bruit de fond géologique et à des concentrations en polluants organiques égales à zéro. Néanmoins, il est difficile d'obtenir des valeurs correspondant au bruit de fond géologique, d'autant plus que selon les études, les compartiments (sédiment, huître, moule etc) et les méthodes de mesure varient.

L'élaboration de l'indice de pression de pollution a été effectuée à partir des données du Réseau National d'Observation (RNO - données Ifremer - <http://www.ifremer.fr/envlit>). Ces données ont également été utilisées afin d'établir une condition de référence pour les polluants métalliques dans les estuaires. En effet, grâce à un réseau d'observation qui a pu assurer sa mission sur une longue durée, ces mesures effectuées depuis 1979 constituent le jeu de données le plus large et le plus fiable actuellement à notre disposition. Il nous permet d'avoir des valeurs de concentrations calculées avec les mêmes méthodes et sur les mêmes compartiments que l'indice de pression. Pour chacun des métaux lourds, la valeur de référence prise est la valeur de concentration la plus basse mesurée dans les estuaires français au cours des 28 dernières années (Tableau 11). Etant donné que des huîtres ou des moules ont été utilisées en fonction des masses d'eau, et que pour certains métaux le taux de bioaccumulation entre les 2 bivalves diffère, toutes les valeurs de concentrations ont été converties par rapport aux concentrations mesurées dans les moules. Pour les polluants organiques, l'état de référence est un état sans polluants organiques donc la concentration de référence prise est zéro.

Tableau 11 : Valeurs de référence pour les concentrations des polluants métalliques et organiques constituant l'indice de pression de pollution dans les estuaires. L'année et la masse d'eau pour lesquelles ces valeurs ont été observées sont également indiquées.

Polluant	Cadmium mg/kg sec	Cuivre mg/kg sec	Zinc mg/kg sec	Plomb mg/kg sec	Mercure mg/kg sec	HAP µg/kg sec	PCB µg/kg sec
Valeur de référence	0,09	0,67	6	0,1	0,01	0	0
Date de mesure	1986	2001	2006	1986	1995		
Masse d'eau	Aber- Benoit	Aulne	Vilaine	Aber- Benoit	Aber- Benoit		

L'indice de pression de pollution dans les estuaires a été calculé à l'aide des coordonnées factorielles des différentes variables (polluants) issues de l'ACP réalisée avec les valeurs médianes de concentrations sur la période 2000-2005. De ce fait, pour calculer la valeur de l'indice obtenue pour le site de référence décrit Tableau 11, les concentrations de référence ont été introduites dans l'ACP en tant « qu'individu supplémentaire ». Sa position par rapport aux autres estuaires dans le plan factoriel est visualisée par un point rouge (Figure 10). Rappelons que la partie positive de l'axe 1 est corrélée aux fortes concentrations en métaux lourds et la partie positive de l'axe 2 est corrélée aux fortes concentrations en polluants organiques. Il est donc logique de trouver le point de référence dans le quart Sud-Ouest du plan factoriel.

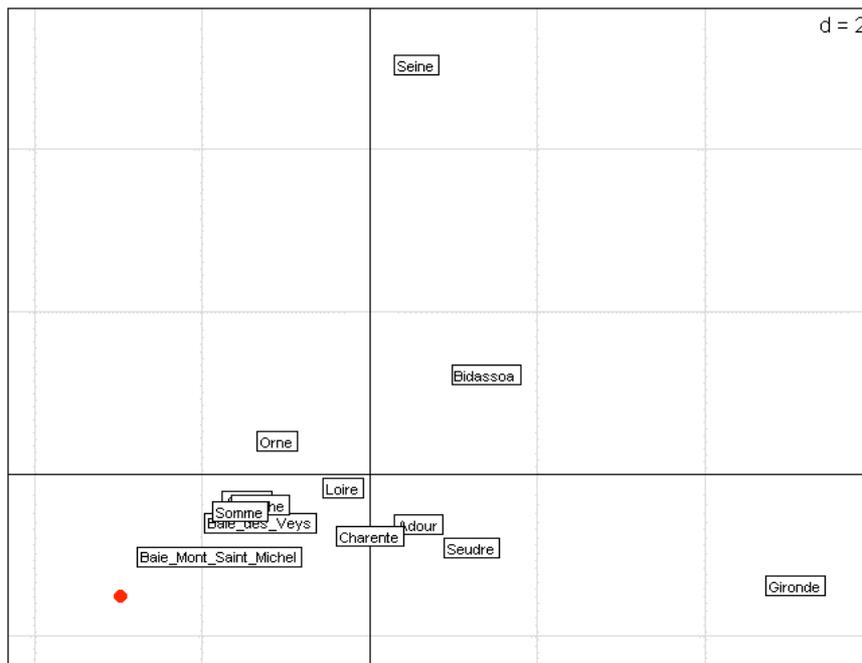


Figure 10 : Position des masses d'eau estuariennes et du site de référence (point rouge) dans le plan factoriel de l'ACP réalisée entre les valeurs médianes de concentrations en polluants métalliques et organiques.

Les coordonnées factorielles de ce point de référence sont -2,965 et -1,517 respectivement sur l'axe 1 et 2. L'indice de pollution est la somme centrée réduite de ces coordonnées. La valeur de l'indice de pollution de ce point de référence (site non impacté par cette pression) est alors égale à -1,86.

3.2.1.2. *Indice de pression d'occupation des sols dans une lagune non impactée par cette pression*

L'indice de pression d'occupation des sols dans les lagunes est calculé à partir des pourcentages de recouvrement de la zone rivulaire de 6 catégories de pression considérées comme défavorables pour le milieu aquatique, parmi les 15 catégories définies par le niveau II de Corinne Land Cover (CLC 2000 ; www.ifen.fr) (se référer au rapport Liteau II (Girardin *et al.* 2009) pour les détails de calcul de cet indice). Cet indice varie de zéro à un et la note minimale de zéro correspond à une absence des six catégories de pression néfastes pour le milieu aquatique dans un pourtour de 500 m autour de la masse d'eau. La valeur de l'indice d'occupation des sols sur un site non impacté par cette pression est donc égale à zéro.

3.2.1.3. *Valeur de l'indice poisson dans un site non impacté*

Il s'agit maintenant de prédire quelle valeur prendrait l'indice poisson dans un estuaire non impacté par la pression de pollution et dans une lagune non impactée par la pression d'occupation des sols afin de fixer la limite entre le très bon état et le bon état.

o *Estuaires*

Les valeurs de l'indicateur poisson, obtenues dans les estuaires étudiés, ont été représentées en fonction de l'indice de pression de pollution (Figure 11). Plusieurs ajustements ont été testés (linéaire, exponentiel, polynomial). Le meilleur ajustement obtenu est une régression linéaire d'équation :

$$\text{Indice Poisson}_{\text{estuaire}} = -0,13539 * \text{Indice de Pollution} + 0,65786$$

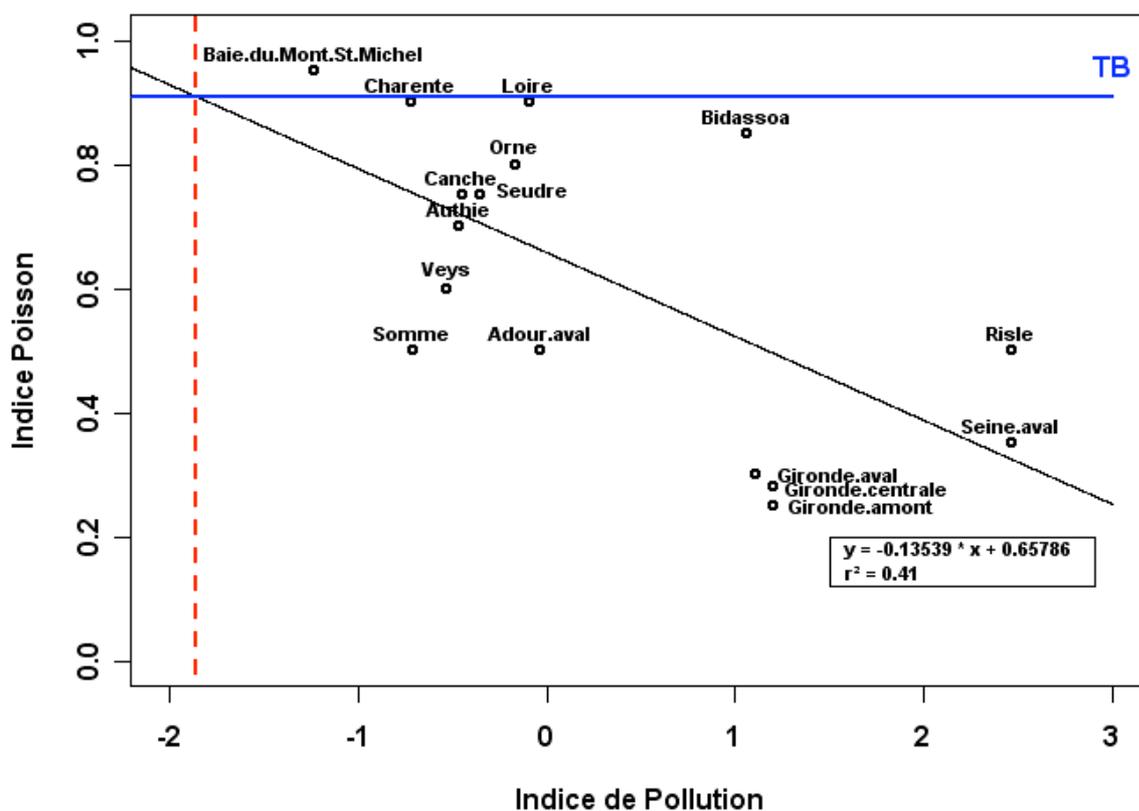


Figure 11 : Valeurs de l'indice poisson dans les estuaires en fonction de l'indice de pollution. La droite noire représente la droite de régression linéaire. La droite en pointillé rouge représente la valeur de l'indice de pollution pour un site non impacté par cette pression (-1,86). La droite bleue représente la limite du très bon état.

Le coefficient de détermination ($r^2=0,41$) est relativement faible et est significatif au seuil de 1% ($p= 0,0075$). Ceci s'explique par de fortes densités de poissons et donc de fortes valeurs des métriques dans des estuaires moyennement pollués tels que la Bidassoa ou la Loire, ainsi que par de faibles densités de poissons dans la Gironde et la Somme.

Pour la valeur de référence de l'indice de pollution calculée précédemment (-1,86), la valeur de l'indice poisson prédite par cet ajustement linéaire est de : 0,91. Cette valeur peut alors être considérée comme étant le seuil entre le très bon et bon état (Figure 11).

○ Lagunes

Les valeurs de l'indicateur poisson, obtenues dans les lagunes étudiées, ont été représentées en fonction de l'indice de pression d'occupation des sols (Figure 12). Plusieurs ajustements ont été testés (linéaire, exponentiel, polynomial). Le meilleur ajustement obtenu est une régression linéaire d'équation :

$$\text{Indice Poisson}_{\text{lagune}} = -0,7317 * \text{Indice d'occupation des sols} + 0,8180$$

Cependant, le coefficient de détermination ($r^2=0,22$) n'est pas significatif au seuil de 5% ($p=0,15$). L'indice de pression d'occupation des sols n'a pas d'effet significatif sur l'indicateur poisson calculé dans les lagunes. Ce constat corrobore le fait que cet indicateur n'est pas finalisé, et que la prise en compte de seulement trois métriques pour la construction de l'indice est insuffisante. Cette méthode ne permet donc pas, pour l'instant, de définir un

état de référence, ni les seuils des classes de qualité dans les lagunes. Néanmoins, de nouveaux ajustements seront re-testés lorsque de nouvelles métriques seront prises en compte et que, par conséquent, l'indicateur poisson sera plus robuste.

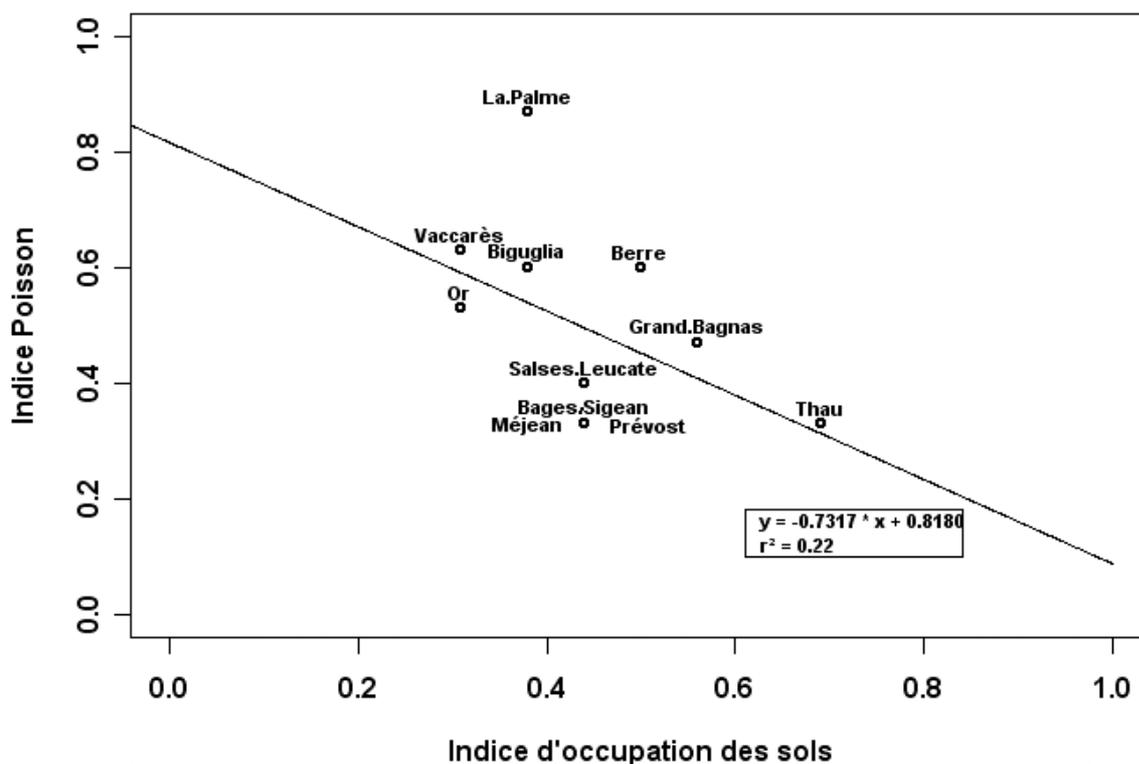


Figure 12 : Valeurs de l'indice poisson dans les lagunes en fonction de l'indice d'occupation des sols. La droite noire représente la droite de régression linéaire.

3.2.2. Seuils séparant les autres classes

La méthode décrite dans le paragraphe précédent a permis d'évaluer le seuil du très bon état en fonction d'un niveau de pression anthropique représentant un état non impacté. La détermination des seuils des 4 autres classes de qualité a été également effectuée à partir des valeurs de l'indice prédite par la droite de régression.

○ Estuaires

Les valeurs de l'indice de pression de pollution utilisées pour calculer les seuils des états bon, moyen et médiocre ont été choisies, à dire d'experts, de façon à représenter au mieux ce que nous connaissons de l'état de ces systèmes. Le seuil du bon état a été choisi de façon à ce que l'Authie soit classée en bon état car cette masse d'eau est l'une des moins anthropisées. Le seuil séparant l'état moyen du médiocre a été choisi de façon à différencier les masses d'eau les plus polluées (Gironde et Seine) des masses d'eau moyennement polluées. En effet, d'après les résultats issus de l'ACP réalisée entre les concentrations en polluants dans les différents estuaires (Figure 10), ces deux estuaires se distinguent très nettement des autres de part leurs concentrations très élevées en polluants métalliques (Gironde) et organiques

(Seine). Selon la DCE, le mauvais état est défini comme une altération grave des éléments de qualité et une absence des communautés de poissons normalement présentes dans le milieu sous des conditions non perturbées. Etant donné, qu'aucun de nos estuaires ne se trouve dans une telle situation, il est difficile de déterminer une valeur pour le seuil séparant l'état médiocre du mauvais état. Néanmoins, une valeur a été choisie de façon à créer des classes relativement proportionnelles entre elles. Ainsi, les valeurs de l'indice de pollution choisies sont respectivement 0, 2 et 4 pour qualifier les états bon, moyen et médiocre (Figure 13). Les indices poissons prédits par la droite de régression pour de telles valeurs sont respectivement 0,12, 0,39 et 0,66 (Tableau 12).

Tableau 12 : Seuils définis dans les estuaires selon la méthode de prédiction en fonction de la pression de pollution.

Etat	mauvais	médiocre	moyen	bon	très bon
Indice poisson	[0 - 0,12[[0,12 - 0,39[[0,39 - 0,66[[0,66 - 0,91[[0,91 - 1]
couleur associée					

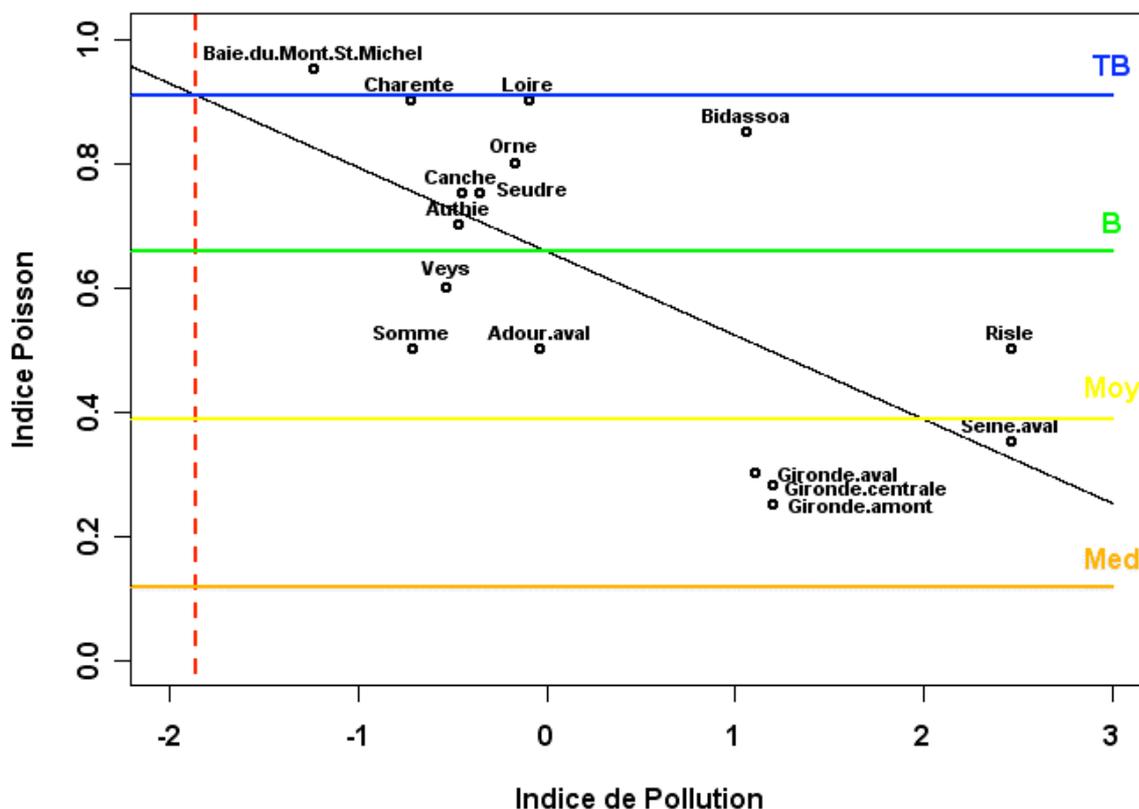


Figure 13 : Distinction des 5 classes de qualité dans les estuaires en fonction de la pression de pollution.

La classe du très bon état est réduite par rapport à celle obtenue avec les méthodes précédentes, ce qui semble plus pertinent. Seule la Baie du Mont St Michel est classée en très bon état (Figure 14). L'Authie et la Canche, estuaires les moins impactés par des activités humaines, sont classés en bon état. Cependant, la Bidassoa est également classée en bon état alors que cette masse d'eau est soumise à un très fort endiguement de ces berges. Les fortes valeurs des métriques dans la Bidassoa expliquent l'attribution d'une note élevée à cet estuaire.

Le classement des estuaires en état médiocre n'a pas changé par rapport à celui obtenu avec les autres méthodes. Les 3 masses d'eau de Gironde et la Seine aval sont toujours classées en état médiocre. Ceci est en partie dû au « pallier » qui sépare les valeurs de l'indicateur poisson obtenues pour la Seine et la Gironde des autres masses d'eau, et qui montre bien la différence de qualité de ces deux estuaires. La Risle, la Somme et l'Adour aval sont également toujours classés en état moyen, ce qui montre une relative consistance des classements obtenus pour les masses d'eau de qualité moyenne à médiocre quelque soit la méthode utilisée pour déterminer les seuils. Seule la Baie des Veys a été déclassée en état moyen par cette méthode alors qu'elle avait été classée en bon état précédemment. Ce déclassement peut s'avérer pertinent en raison de l'impact des pressions morphologiques qui touchent cette masse d'eau ; en particulier, la poldérisation de la Baie qui entraîne une accélération du comblement sédimentaire (Etat des lieux Seine-Normandie).

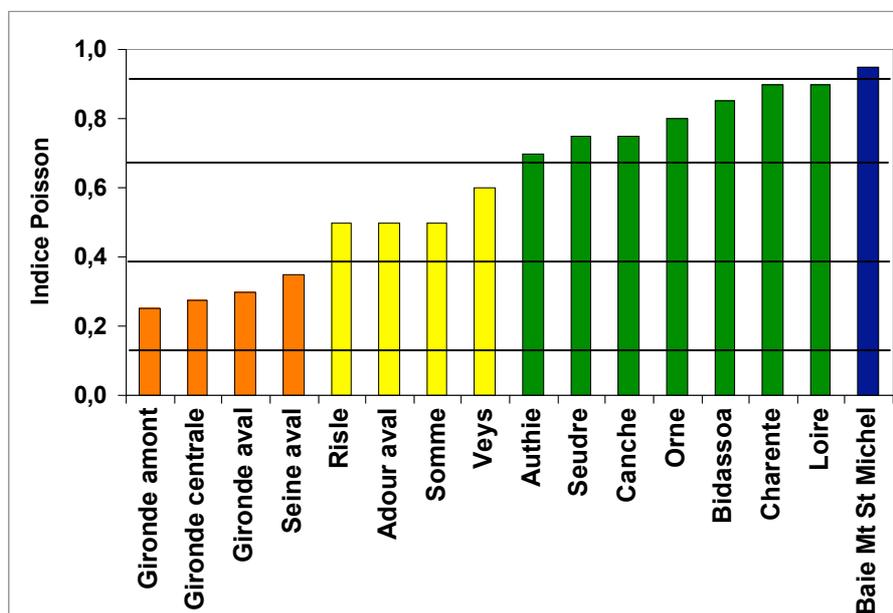


Figure 14 : Etat de qualité obtenu pour chaque masse d'eau estuarienne avec la méthode de prédiction en fonction de l'indice de pression de pollution.

La définition des seuils séparant les différentes classes de qualité et le classement des masses d'eau qui en découle sont des étapes cruciales dans l'élaboration d'indicateurs fiables et robustes. Le calcul des seuils des 5 classes de qualité en fonction d'un indice de pression anthropique donne des résultats relativement bien concordants avec nos connaissances de l'état des estuaires. Cette méthode apparaît comme la plus pertinente et la plus robuste pour définir les classes de qualité de l'indicateur poisson en estuaires. Dans le cas des lagunes, cette méthode n'a pas pu être testée mais la démarche pression-impact est une méthode robuste et devra être à nouveau testée lorsque l'indicateur poisson sera d'avantage finalisé.

Néanmoins, des ajustements supplémentaires seront nécessaires afin de fiabiliser le diagnostic. Notamment, une évaluation des risques de mauvais classements peut nous amener à adapter ces seuils afin de limiter aussi bien les risques de sur-classement que les risques de sous-classement des masses d'eau de transition. De plus, un ajustement de ces seuils au cours d'un travail d'intercalibration sera nécessaire afin d'évaluer la cohérence du diagnostic fourni par notre indicateur avec des indices similaires construits via diverses méthodes dans d'autres

masses d'eau de transition (Martinho *et al.* 2008). En effet, des réponses divergentes des différents indices peuvent conduire à un doute quant aux bonnes démarches à adopter en termes de gestion.

4. Sensibilité de l'indicateur poisson aux perturbations anthropiques

Tout comme la réponse des métriques, qui a été testée au moyen d'une approche pression-impact, la capacité de réponse de l'indicateur face aux pressions anthropiques doit être testée (Pont *et al.* 2006; Uriarte and Borja 2009).

Les régressions effectuées précédemment entre l'indicateur poisson dans les estuaires et l'indice de pression de pollution, ainsi qu'entre l'indicateur poisson dans les lagunes et l'indice de pression d'occupation des sols, ont montré des niveaux relativement faibles de corrélation. Néanmoins, ces indices de pressions ne traduisent qu'un aspect de l'ensemble des pressions liées aux activités humaines pouvant avoir des effets néfastes sur les communautés de poissons. Afin de vérifier la sensibilité de l'indicateur poisson face à un panel plus global de pressions affectant les poissons des milieux de transition, les résultats de l'indicateur poisson ont été confrontés à un indice regroupant trois catégories de pressions. Cet indice global de pressions a été calculé à partir des indices de pression de pollution, de pression sur l'habitat et le vivant et de pression d'occupation des sols. Cet indice global de pression n'est pas exhaustif mais permet de synthétiser les principales pressions anthropiques auxquelles sont soumises les masses d'eau de transition.

○ Estuaires

La variation de l'indicateur poisson dans les estuaires en fonction de l'indice global de pression a été analysée (Figure 15). Le meilleur ajustement est une courbe exponentielle d'équation : $Indice\ Poisson_{estuaire} = 1,72 \cdot e^{(-2,62 \cdot Indice\ global\ de\ pression)}$. Cependant, le coefficient de détermination est faible et non significatif ($r^2=0,31$). Il signifie que l'indice global de pression n'explique que 31% de la variabilité de l'indicateur poisson dans les estuaires.

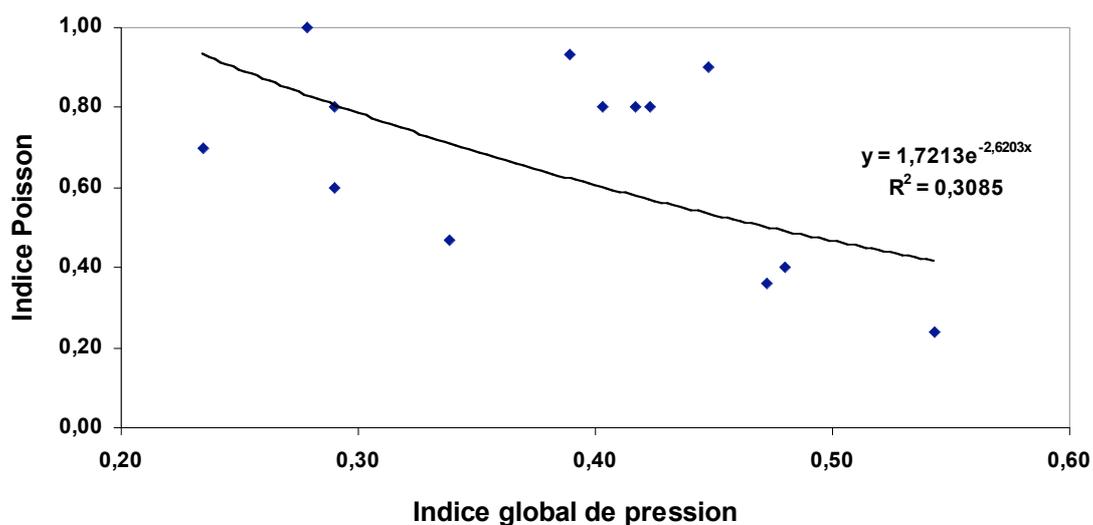


Figure 15 : Variation de l'indicateur poisson dans les estuaires en fonction de l'indice global de pressions anthropiques.

Un test de corrélation des rangs de Spearman a également été effectué. Le taux de corrélation est relativement faible ($\tau = -0,38$) et n'est pas significatif au seuil de 5%. Ceci est en partie expliqué par des valeurs élevées de l'indicateur poisson dans des estuaires moyennement impactés par les pressions anthropiques (Orne, Seudre, Charente, Bidassoa, et Loire). Il semblerait que des facteurs environnementaux favorisant des densités élevées de poissons dans ces estuaires n'aient pas été pris en compte dans nos modèles. En effet, les modèles statistiques paramétrés pour expliquer la variabilité des métriques n'expliquent qu'un pourcentage modéré (entre 18 et 34%) de la variabilité totale de ces métriques (Tableau 1). Une étude complémentaire des variations naturelles des abondances de poissons dans les estuaires sera nécessaire afin d'améliorer la robustesse de l'indicateur.

○ Lagunes

La variation de l'indicateur poisson dans les lagunes en fonction de l'indice global de pression a été analysée (Figure 16). Le meilleur ajustement est une courbe exponentielle d'équation : $Indice\ Poisson\ lagune = 1,11.e^{(-1,91 \cdot Indice\ global\ de\ pression)}$. Le coefficient de détermination est relativement élevé ($r^2=0,59$) et est significatif au seuil de 1%. L'indice global de pression explique donc 59% de la variabilité de l'indicateur poisson dans les lagunes. Le taux de corrélation de rang de Spearman est également élevé et significatif au seuil de 1% ($\tau = -0,80$). Dans les lagunes, la relation entre l'indicateur poisson et l'indice global de pression est nettement meilleure par rapport à celle observée dans les estuaires. Bien que des améliorations et ajustements de cet indice soient encore nécessaires, l'indicateur poisson rend bien compte de la diminution de diversité des assemblages ichthyologiques dans les lagunes méditerranéennes lorsque les impacts des activités anthropiques exercées sur ces masses d'eau augmentent.

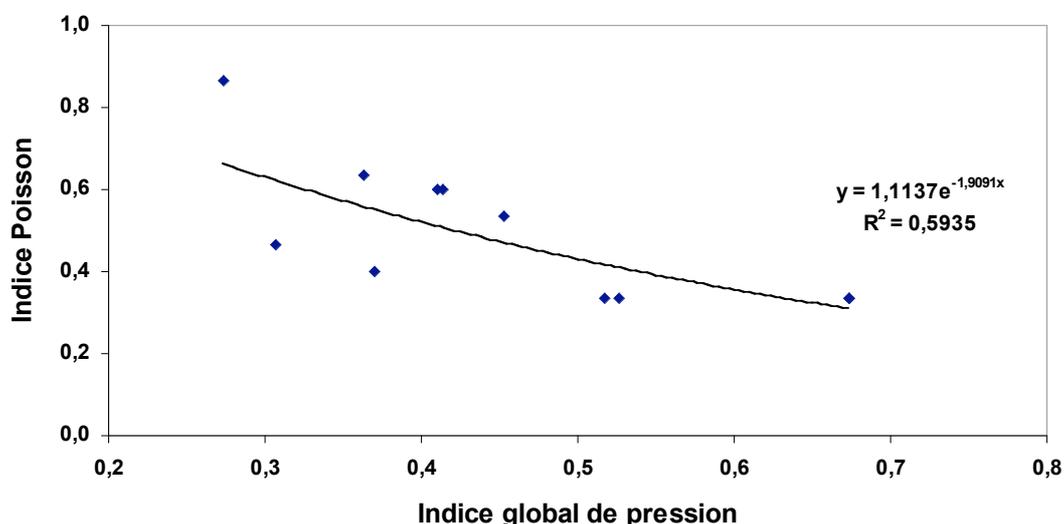


Figure 16 : Variation de l'indicateur poisson dans les lagunes en fonction de l'indice global de pressions anthropiques.

Conclusion et perspectives

Ces travaux menés dans la continuité du programme Liteau II ont permis d'affiner le diagnostic apporté par l'indicateur poisson :

- en vérifiant la cohérence et l'absence de redondances entre les différentes métriques composant l'indicateur,
- en sélectionnant la méthode la plus adaptée pour agréger les scores des différentes métriques retenues,
- et en ajustant les seuils des cinq classes de qualité selon une approche pression-impact dans les estuaires.

L'étude de la sensibilité de l'indicateur face à un indice global de pression a révélé une bonne concordance de l'indicateur poisson, construit pour les lagunes, avec des niveaux croissants de pressions liées aux activités humaines. Cet indice global de pressions anthropiques pourra éventuellement être utilisé afin de définir les seuils des 5 classes de qualité selon une approche pression-impact, ce qui n'a pas pu être effectué avec la pression d'occupation des sols seule.

Cette étude a également révélé l'importance de la prise en compte des variations naturelles des métriques et la nécessité d'inclure dans nos modèles statistiques de nouveaux facteurs environnementaux influant sur la diversité et les abondances de poissons afin de mieux détecter les effets des pressions anthropiques, notamment dans les estuaires.

D'autres ajustements pourront être réalisés avec l'acquisition de nouvelles données concernant la composition ichtyologique des milieux de transition et les pressions anthropiques qui l'influence. Notamment, les données des inventaires réalisés dans les estuaires bretons n'ont pas été prises en compte lors de cette première phase de calcul des métriques. Il sera donc nécessaire de calibrer les seuils en tenant compte de ce type particulier de masses d'eau estuariennes. De même, la prise en compte de pressions mal représentées jusqu'ici, telles que l'hydromorphologie, permettra de tester des métriques complémentaires et d'améliorer la gamme des perturbations que l'indicateur est capable de détecter.

De plus, il serait intéressant de tester la capacité de l'indicateur à détecter les changements de qualité des milieux de transition grâce à l'analyse de suivis long-terme, notamment sur la Gironde, ainsi que d'évaluer les risques de mauvais classement.

Les indicateurs construits sont composés de quatre métriques dans les estuaires et trois métriques dans les lagunes. Pour améliorer le degré de confiance dans le diagnostic obtenu et sa robustesse, il est essentiel de développer un minimum de 6 métriques par type de masse d'eau de transition. Des analyses supplémentaires sont donc nécessaires afin de rechercher de nouvelles métriques. Des études sont notamment en cours pour introduire une métrique relative aux taux de croissance de certaines espèces de poissons et ainsi satisfaire aux exigences de la DCE qui demande d'inclure des critères relatifs à la composition en âge. De même, les métriques de diversité, qui n'ont pas donné de résultats satisfaisants à l'échelle du trait de chalut et de la capéchade, seront analysées à l'échelle de la zone haline afin d'augmenter les gammes de valeurs de ces métriques et ainsi calculer des seuils robustes séparant les différentes classes de qualité.

Références

- Etat des lieux du bassin Seine et cours d'eau côtiers normands. 2004. Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- Anonymous 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327, 1-72.
- Belpaire, C., Smolders, R., Auweele, I. V., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. and Ollevier, F. 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* **434**: 17-33.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J. and Solaun, O. 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* **48**(3-4): 209-218.
- Breine, J. J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. and Belpaire, C. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* **575**(1): 141.
- Breine, J. J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. and Belpaire, C. 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* **522**(1 - 3): 133-148.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A. and Robson, M. 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1-6): 225-240.
- Cottet, M. and Lepage, M. 2009. Recherche de métriques complémentaires pour les lagunes méditerranéennes. Convention de partenariat Onema-Cemagref 2008, Rapport Cemagref Bordeaux, 25p.+ annexes.
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M. and Le Pape, O. 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **81**(2): 179-190.
- Deegan, L. A., Finn, J. T., Ayvazian, S. G., Ryder-Kieffer, C. A. and Buonaccorsi, J. 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries* **20**(3): 601-617.
- Elliott, M. and Dewailly, F. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **29**(2-3): 397-417.
- Elliott, M. and Hemingway, K., Eds. 2002. *Fishes in Estuaries*. London, Blackwells.
- Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boët, P., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Laffargue, P., Le Pape, O., Lobry, J., Parlier, E. and Pasquaud, S. 2009. Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition. Cemagref. Programme Liteau II. Rapport scientifique de fin de contrat. 50p.
- Harrison, T. D. and Whitfield, A. K. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* **65**(3): 683-710.

- Harrison, T. D. and Whitfield, A. K. 2006. Application of a multimetric fish index to assess the environmental condition of South African estuaries. Estuaries and Coasts **29**(6 B): 1108-1120.
- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Kincaid, T. M., Reynolds, L. and Larsen, D. P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **55**(7): 1618-1631.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries **6**: 21-27.
- Kestemont, P., Didier, J., Depiereux, E. and Micha, J. C. 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. Archiv Für Hydrobiologie **121**: 321-348.
- Lepage, M., Aliaume, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Abdallah, Y., Bouchoucha, M. and Orsoni, V. 2008. Etat des lieux des peuplements piscicoles dans les eaux de transition du bassin Rhône Méditerranée et Corse, Etude Cemagref n°125. 209p.
- Lobry, J., Mourand, L., Rochard, E. and Elie, P. 2003. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a European estuaries comparison perspective. Aquatic Living Resources **16**(2): 47-58.
- Martinho, F., Viegas, I., Dolbeth, M., Leitão, R., Cabral, H. N. and Pardal, M. A. 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: Performance evaluation under climatic instability. Marine Pollution Bulletin **56**(11): 1834-1843.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Belliard, J., Berrebi Dit Thomas, R. and Porcher, J. P. 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of «river health» in France. Adaptation et validation d'un indice poisson (FBI) pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau Français (365-366): 405-433.
- Pombo, L., Elliott, M. and Rebelo, J. E. 2005. Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). Scientia Marina **69**(1): 143-159.
- Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N. and 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**(1): 70-80.
- Roth, N., Southerland, M., Chaillou, J., Klauda, R., Kazyak, P., Stranko, S., Weisberg, S., Hall Jr, L. and Morgan II, R. 1998. Maryland biological stream survey: Development of a fish index of biotic integrity. Environmental Monitoring and Assessment **51**(1-2): 89-106.
- Uriarte, A. and 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, doi:10.1016/j.ecss.2009.01.008.
- Wasson, J. G., Villeneuve, B., Mengin, N., Pella, H. and Chandesris, A. 2005. Modèles pressions-impacts. Approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN). 61p.