



HAL
open science

Indicateurs ichtyologiques pour l'état des masses d'eau de transition dans le cadre de la DCE : méthodologie

A. Courrat, Jérémy Lobry, D. Nicolas, C. Delpech, Stephanie Pasquaud, J. Masse, Michel Girardin, Mario Lepage, Olivier Le Pape

► To cite this version:

A. Courrat, Jérémy Lobry, D. Nicolas, C. Delpech, Stephanie Pasquaud, et al.. Indicateurs ichtyologiques pour l'état des masses d'eau de transition dans le cadre de la DCE : méthodologie. [Rapport de recherche] irstea. 2008, pp.17. hal-02593097

HAL Id: hal-02593097

<https://hal.inrae.fr/hal-02593097>

Submitted on 1 Feb 2024

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.

**LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE
HALIEUTIQUE – UMR ESE 985**

**ECOSYSTEMES ESTUARIENS
ET POISSONS MIGRATEURS
AMPHIHALINS
- CESTAS -**

**Indicateurs ichtyologiques pour l'état des masses
d'eau de transition dans le cadre de la DCE
METHODOLOGIE**

A. Courrat^a, J. Lobry^b, D. Nicolas^c, C. Delpech^c, S. Pasquaud^c, J. Massé^c, M.
Girardin^c, M. Lepage^c, O. Le Pape^a

^a *Agrocampus Rennes, Laboratoire d'Ecologie Halieutique UMR ESE 985, 65 rue de St
Brieuc CS 84215 35042 Rennes, France.*

^b *IFREMER, EMH, rue d'Ile d'Yeu, B.P. 21105, 44311 Nantes Cedex, France.*

^c *Cemagref, 50 avenue de Verdun, B.P. 3, 33612 Cestas Cedex, France.*

Introduction

Les estuaires sont des zones riches et très productives (Whittaker, 1975; Costanza *et al.*, 1997). De plus, certaines de leurs caractéristiques naturelles telles que de forts gradients de salinité, de faibles profondeurs, des fonds meubles, une température de l'eau plus élevée, une grande variété d'habitat et la présence de nourriture en abondance, leur confèrent une fonction de nourricerie pour de nombreuses espèces de poissons marins (Gibson, 1994; Able *et al.*, 1999; Elliott and Dewailly, 1995; Riou *et al.*, 2001; Jones *et al.*, 2002; Meng *et al.*, 2002; Peterson, 2003; Le Pape *et al.*, 2003; Elliott *et al.*, 2007; Franco *et al.*, 2008).

Néanmoins, les estuaires sont aussi fortement anthropisés : plus de 60 % de la population mondiale vit à moins de 60 km des côtes (Post and Lundin, 1996). Ce fort développement des activités humaines dans les zones estuariennes a d'abord pour conséquence la destruction de l'habitat des juvéniles. De plus, les estuaires sont les exutoires des bassins versants. Le développement de l'agriculture intensive et des industries, ainsi que l'urbanisation croissante, tant en zones estuariennes que sur l'ensemble du bassin versant, a pour conséquence la dégradation de la qualité de l'habitat des juvéniles. En effet, les eaux continentales transportent des quantités croissantes de nutriments et de matières organiques, ainsi que des xénobiotiques telles que des métaux lourds ou des contaminants organiques. La fonction de nourricerie des estuaires se trouve donc fortement impactée par les activités humaines (Gibson, 1994; Able *et al.*, 1999; Costa and Cabral, 1999; Jones *et al.*, 2002; Whitfield and Elliott, 2002; Gilliers *et al.*, 2006; Coates *et al.*, 2003; Le Pape *et al.*, 2007). Ceci peut provoquer une forte diminution du recrutement et donc de la taille des populations de poissons marins qui utilisent les estuaires comme nourricerie (Peterson *et al.*, 2000).

Pour évaluer, gérer et restaurer l'état écologique des masses d'eau de transition (estuaires et lagunes), la Directive Cadre sur l'Eau – DCE instaure, entre autres, l'utilisation d'indicateurs ichtyologiques Directive 2000/60/EC, Anonyme, 2000). En France, afin de répondre à cette Directive Européenne, une base de données ichtyologique a été créée dans le cadre du programme Liteau II du Ministère en Charge de l'Environnement. Ces données ont été collectées sur une large gamme de masse d'eau de transition en France Métropolitaine.

A partir de cette base de données, l'objectif est de créer un indicateur ichtyologique pour caractériser l'état écologique des masses d'eau de transition.

Le présent travail constitue la suite du travail de Courrat (2007). A partir des données ichtyologiques précédemment citées, concernant au moment de l'étude 13 estuaires français, ce travail a montré, par une approche multispécifique, que certaines métriques liées à la fonction de nourricerie des estuaires étaient fortement impactées par un indice de contamination globale des eaux estuariennes. Cet indice de contamination globale peut être considéré comme un bon proxy des impacts anthropiques qui touchent les estuaires (Courrat, 2007).

Sur la base de ces résultats, le présent travail a pour objectif de développer une méthodologie pour la création d'indicateurs ichtyologiques liés aux masses d'eau de transition qui soient fonctionnels dans le cadre de la DCE. Cette méthodologie a été développée sur l'exemple de la fonction de nourricerie des estuaires.

La première partie de ce rapport rappelle les principaux résultats de l'étude de Courrat (2007). Ensuite, une deuxième partie présente les adaptations qui ont dues être réalisées sur le travail de Courrat (2007) pour créer des indicateurs ichtyologiques fonctionnels répondant aux contraintes de DCE. La dernière partie présente les résultats obtenus ainsi qu'un exemple concret d'indicateur ichtyologique utilisable dans le cadre de la DCE.

1. Principaux résultats de l'étude de Courrat (2007)

Cette partie présente brièvement les principaux résultats obtenus lors du travail réalisé par Courrat (2007). Pour plus de détails, se reporter au mémoire de fin d'étude.

1.1. Données ichtyologiques

Le travail présenté ici a été réalisé à partir de données issues des campagnes de pêche dites DCE, réalisées au printemps et / ou en automne 2005 et 2006 dans 13 estuaires en France (fig. 1) avec un protocole standardisé (Lepage et Girardin, 2005).

Seules les données issues des pêches au chalut à perche ont été prise en compte, les données de pêches au verveux ayant été jugées non exploitable dans le cadre de ce travail.

Au total, cette étude porte sur 470 traits de chalut. Le nombre de traits de chalut réalisé par estuaire et par saison va de 12 à 65, avec une moyenne de 23.

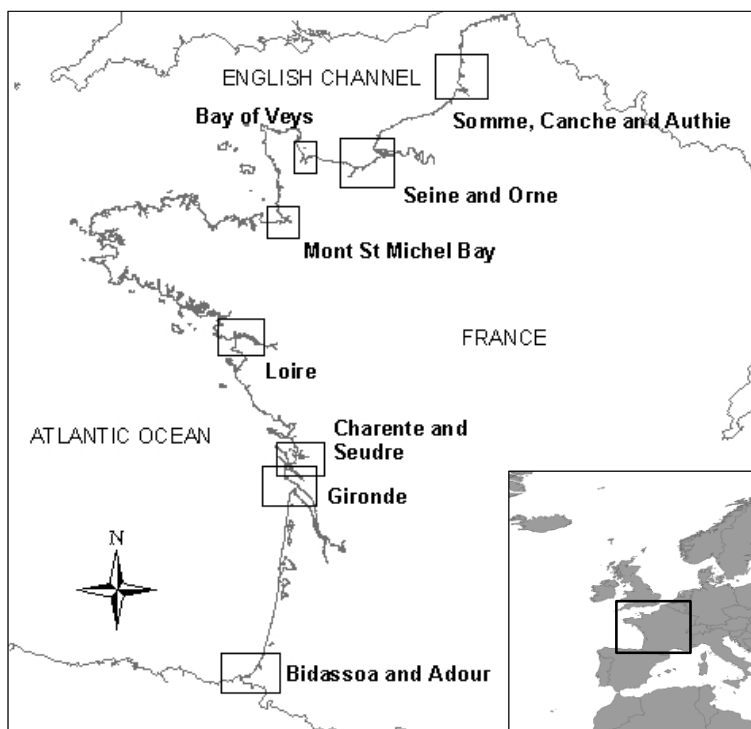


Fig. 1 : estuaires échantillonnés en 2005 et 2006 dans le cadre du programme de suivi DCE pour les eaux de transition et sur lesquels se base cette étude.

Pour chaque trait de chalut, on dispose de données concernant les espèces de poisson pêchées, leur nombre, leur taille, ainsi que d'un certains nombre de paramètres tels que la salinité, la profondeur...

1.2. Méthodologie générale :

Ce travail se focalise sur la fonction de nourricerie des estuaires. La figure 2 présente la méthodologie générale adoptée.

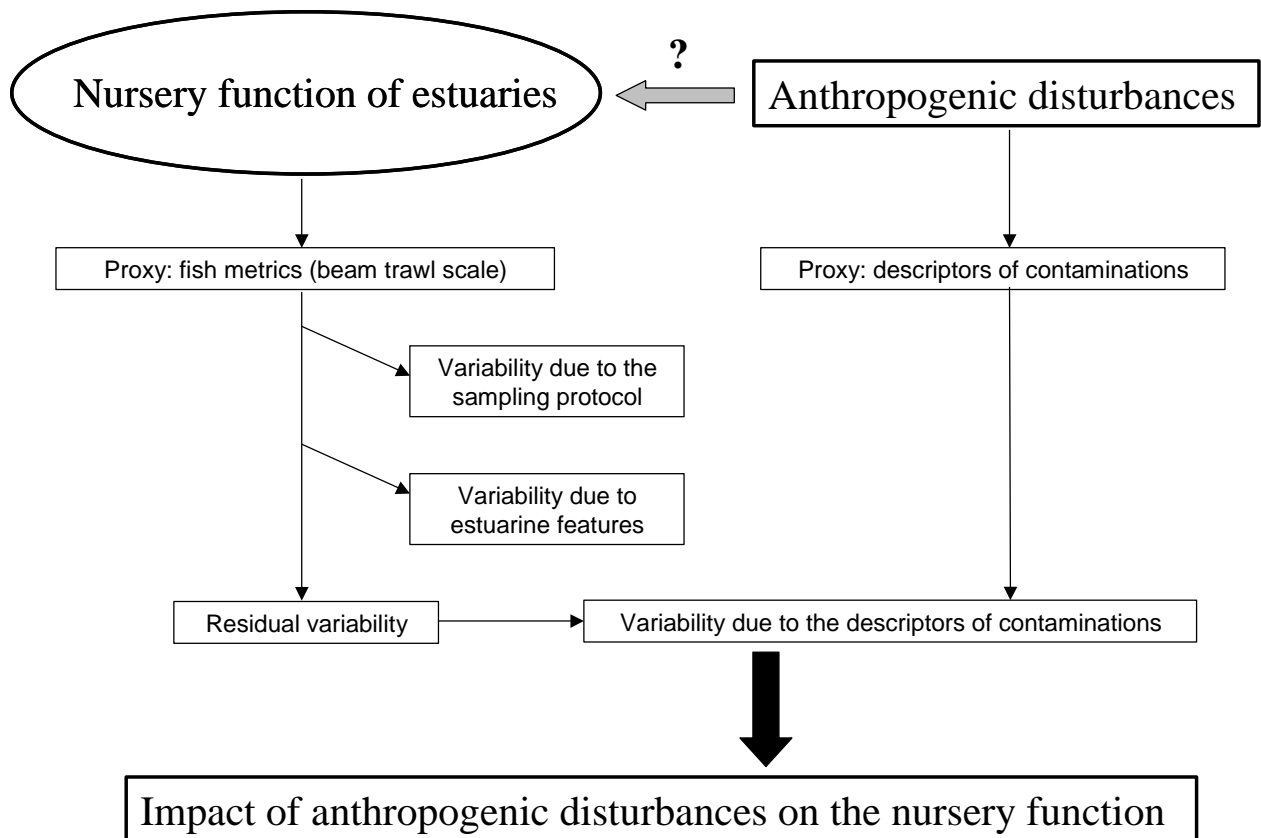


Fig. 2 : méthodologie générale adoptée dans le cadre du travail de Courrat (2007)

Des métriques ichthyologiques ont été utilisées comme un proxy de la fonction de nourricerie des estuaires. Ces métriques ont été définies à l'échelle du trait de chalut, de manière à pouvoir prendre en compte la part de variabilité de ces métriques liée au protocole de récolte des données. La variabilité due à certaines caractéristiques des estuaires a également été prise en compte.

Ensuite, des descripteurs de la contamination des estuaires, calculés à partir des données de contamination issues du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (**RNO**), ont été définis (fig. 3) et considérés comme des proxy des pressions anthropiques qui touchent chacun des 13 estuaires considérés.

Enfin, une fois la variabilité liée au protocole de récolte des données et aux caractéristiques des estuaires prise en compte, l'effet de ces descripteurs de contamination sur les métriques ichthyologiques a été testé.

1.3. Approche multispécifique par l'utilisation de guildes écologiques :

Pour la définition des métriques ichthyologiques, une approche multispécifique a été adoptée avec l'utilisation de guildes écologiques (Courrat, 2007). Afin de se focaliser sur la fonction de nourricerie des estuaires, seules les espèces dites Marine Juvéniles – MJ (Elliott and Dewailly, 1995) ont été considérées. Cette guildes MJ regroupe 14 espèces présentes dans la base de données. Pour chacune de ces 14 espèces, une taille moyenne à maturité a été définie. Ainsi, seuls les juvéniles des 14 espèces de la guildes MJ pêchés par traits de chalut ont été considérés dans ce travail. Deux métriques développées à partir de cette méthode ont été retenues :

- les densités de MJ (nombre de juvéniles marins pêchés par trait de chalut)
- le nombre d'espèces MJ pêchées par traits de chalut.

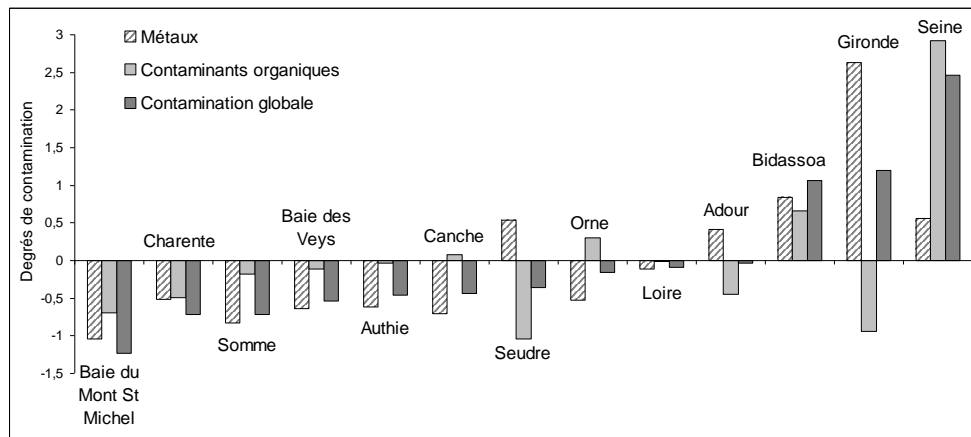


Fig. 3 : contamination par les métaux lourds, les contaminants organiques, et contamination globale pour les 13 estuaires étudiés. Les estuaires sont classés dans un ordre de contamination globale croissant le long de l'axe des abscisses.

1.4. Méthodes d'analyse statistiques :

Les métriques ichthyologiques ont été modélisées avec des modèles linéaires généralisés (GLMs).

Pour la modélisation des densités de MJ, un modèle delta a été réalisé afin de prendre en compte la proportion importante de traits de chalut sans capture de MJ et satisfaire les conditions d'application des modèles linéaires (Courrat, 2007): il couple un premier sous-modèle pour la présence / absence de MJ avec un second sous-modèle pour les densités positives logtransformées de MJ. Les deux sous modèles sont développés de façon séparés puis conjugués pour obtenir une densité.

Les GLMs permettent de prendre en compte la variabilité des métriques due au protocole de récolte des données d'une part, et aux caractéristiques des estuaires d'autre part.

La forme générale de ces modèles est :

$$\text{Métrique ichthyologique} \sim \text{variable}_1 + \text{variable}_2 + \dots + \text{variable}_n$$

Les variables qui ont été prises en compte sont :

- Pour le protocole de récolte des données :
 - o l'engin de pêche : petit chalut à perche ou grand chalut à perche
 - o la saison de pêche : automne ou printemps
 - o la salinité : en classes
 - o la profondeur : comme variable continue
- Pour les caractéristiques des estuaires :
 - o la taille des estuaires en deux classes : grand ou petit
 - o l'écorégion : Manche ou Atlantique
- Des descripteurs de contamination : contaminants organiques, métaux lourds et contamination globale, calculés partir de données du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) (figure 3).

1.5. Résultats :

Deux résultats majeurs ressortent de cette approche :

D'une part, l'effet des conditions de milieu (salinité, profondeur) et les caractéristiques des masses d'eau (taille de l'estuaire et écorégion) déterminent de façon majeure les métriques testées. Leur réponse à ces paramètres est déterminante.

D'autre part, les densités de MJ et le nombre d'espèces de MJ pêchés par traits de chalut diminuent significativement lorsque la contamination globale des estuaires augmente (Courrat, 2007).

La figure 4 présente les prédictions des modèles pour ces deux métriques dans le cas d'un estuaire théorique peu contaminé (baie du Mont Saint Michel) ou très contaminé (la Seine). Ces prédictions montrent que, lorsqu'il est fortement contaminé, cet estuaire présente une fonction de nurserie altérée : l'abondance de MJ y est plus faible, ainsi que le nombre d'espèces MJ.

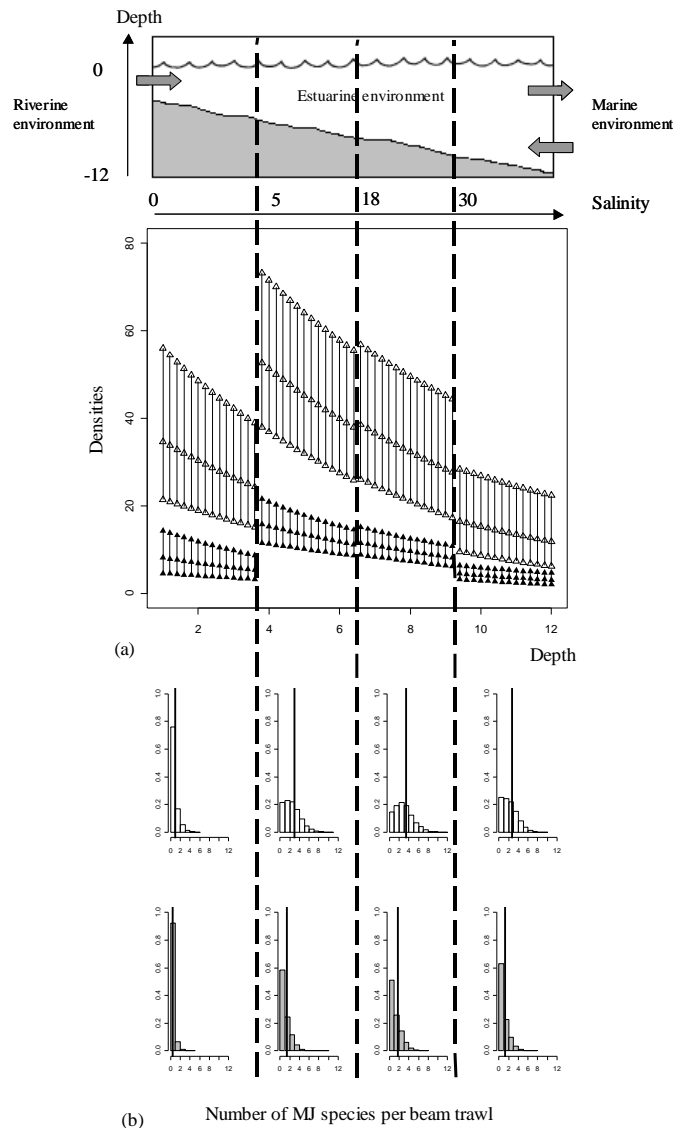


Fig. 4 : densités de MJ (a) et nombre d'espèces MJ (b) par trait de chalut prédites par les modèles dans un estuaire théorique peu contaminé (en clair) ou très contaminé (en noir) vis à vis du descripteur de contamination globale. (a) Les triangles correspondent aux quantiles à 10 % 50 % et 90 %. (b) La ligne noire correspond à la valeur moyenne prédite pour 1000 itérations du modèle. Le modèle a été paramétré pour un estuaire virtuel, localisé dans l'écorégion Atlantique et échantillonné en automne avec un chalut à perche de 2.7 mètres.

1.6. Bilan des acquis du travail de Courrat (2007)

Ce travail a d'abord montré qu'il est indispensable de prendre en compte la variabilité due au protocole de pêche et aux caractéristiques des estuaires lorsque l'on considère des métriques ichthyologiques calculées à partir de données issues de pêche en estuaire. En effet, la majeure partie de la déviance de ces métriques est expliquée par ces deux sources de variabilité potentielles.

Il est ainsi indispensable de calculer les métriques ichthyologiques à l'échelle du trait de chalut dans ce type d'étude. D'une part, cette approche permet de travailler sur un jeu de données suffisant (ici, 470 traits de chalut). D'autre part, la variabilité due au protocole de récolte des données ne peut pas être résumée de manière pertinente à l'échelle de l'estuaire. Ainsi, définir des métriques ichthyologiques à l'échelle des estuaires dans ce type d'étude n'est pas approprié.

Ensuite, le travail de Courrat (2007) a montré que le descripteur de contamination globale constitue un bon proxy des pressions anthropiques qui impactent les estuaires.

Enfin, les densités de MJ et le nombre d'espèces MJ par trait de chalut sont deux métriques ichthyologiques négativement corrélées au descripteur de contamination globale des estuaires. Ces métriques apparaissent par conséquent adaptées pour créer des indicateurs ichthyologiques pour le suivi de la fonction de nurserie des estuaires dans le cadre de la DCE. La figure 4 montre de plus que, en ce qui concerne les densités de MJ, les quantiles à 10 et 90 % des valeurs prédites par les modèles pour un estuaire très contaminé et un estuaire peu contaminé ne se chevauchent pas. Il semble donc possible de définir des normes de référence pertinentes et robustes pour cette métrique.

2. Adaptations pour la création d'indicateurs ichthyologiques fonctionnels dans le cadre de la DCE

A partir du travail de Courrat (2007), dont les principaux résultats ont été cités précédemment, l'objectif de la présente étude était de concevoir une méthodologie pour la définition de seuils et de normes de référence pour les métriques liées à la fonction de nourricerie des estuaires. Cette méthodologie pourra ensuite être appliquée à d'autres métriques ichthyologiques.

2.1. Améliorations réalisées par rapport au travail de Courrat (2007)

Dans le travail de Courrat (2007), les densités de MJ qui avait été modélisées correspondaient à des nombres de MJ pêchés par trait de chalut. Afin d'améliorer la pertinence des modèles, le travail pour créer des indicateurs ichthyologiques a été réalisé sur des nombres de MJ pêchés par hectare : la surface chalutée par chaque trait de chalut a ici été prise en compte.

2.2. Méthodologie pour la création d'indicateurs ichthyologiques fonctionnels dans le cadre de la DCE

2.2.1. Modifications apportée aux modèles

La DCE requiert des indicateurs ichthyologiques avec des normes de référence fixes, c'est à dire qui soient applicables quelque soit l'estuaire considéré et dont les valeurs ne dépendent pas du protocole de pêche. C'est pourquoi, afin de créer des indicateurs ichthyologiques qui répondent aux attentes de la DCE, un certain nombre d'adaptations ont due être apportées aux modèles de Courrat (2007) :

- La profondeur, qui avait été introduite dans les GLMs comme une variable continue, a due être éliminée des modèles.
- La salinité a un effet fondamental sur les métriques ichthyologiques considérées (Courrat, 2007). Il est donc indispensable de la conserver dans les modèles. Néanmoins, au vu des analyses préliminaires qui avaient été réalisées pour évaluer l'effet de la salinité sur les métriques ichthyologiques MJ (Courrat, 2007), il paraissait pertinent de ne considérer ici que trois classes de salinité : oligohaline (de 0 à 5 PSU), mésohaline (de 5 à 30 PSU) et euhaline (supérieure à 30 PSU) (fig. 5).
- Le descripteur de contamination globale a été considéré comme un bon proxy des pressions anthropiques qui touchent les estuaires. De plus, les métriques MJ y sont fortement et négativement corrélées. C'est pourquoi seul ce descripteur de contamination globale a été utilisé pour la définition de normes de référence pour les métriques MJ.

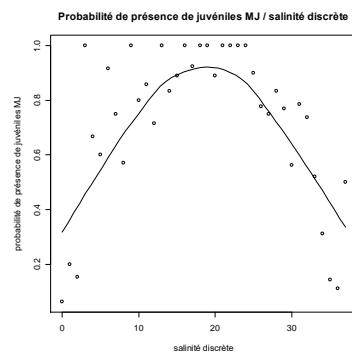


Fig. 5 : Probabilité de présence de juvéniles MJ dans les traits de chalut par salinité discrète (arrondie à l'entier inférieur).

2.2.2. Méthode pour la définition de normes de référence

La définition des normes de référence pour les métriques MJ s'est appuyée sur les valeurs prédites par les GLMs dans le cas d'un estuaire très contaminé (tel que la Seine), peu contaminé (tel que la Baie du Mont Saint Michel) et moyennement contaminé (valeur intermédiaire entre les deux précédentes).

La figure 6 présente la méthode utilisée : le modèle pour la métrique ichthyologique considérée est paramétré pour une saison d'échantillonnage (automne ou printemps), une taille d'estuaire (grand ou petit) et une écorégion (Atlantique ou Manche). Sur cette base, on étudie les prédictions du modèle pour trois états de contamination (bon, moyen ou mauvais) avec les quantiles de ces prédictions à 10 et 90 %. La figure 4 montre que les quantiles des valeurs prédites ne se chevauchent pas entre les trois états selon les modèles précédemment développés. Ceci permet de déterminer des seuils, ou normes de références, qui permettent de caractériser l'état écologique de l'estuaire pour chacune des trois classes de salinité (oligohalin, mésohalin ou euhalin), à condition que le nombre d'échantillons collectés soit suffisant pour garantir une précision suffisante. Ainsi, une note de 0 à 1 peut être attribuée à l'estuaire pour chaque classe de salinité, 0 correspondant à un mauvais état écologique et 2 à un très bon état.

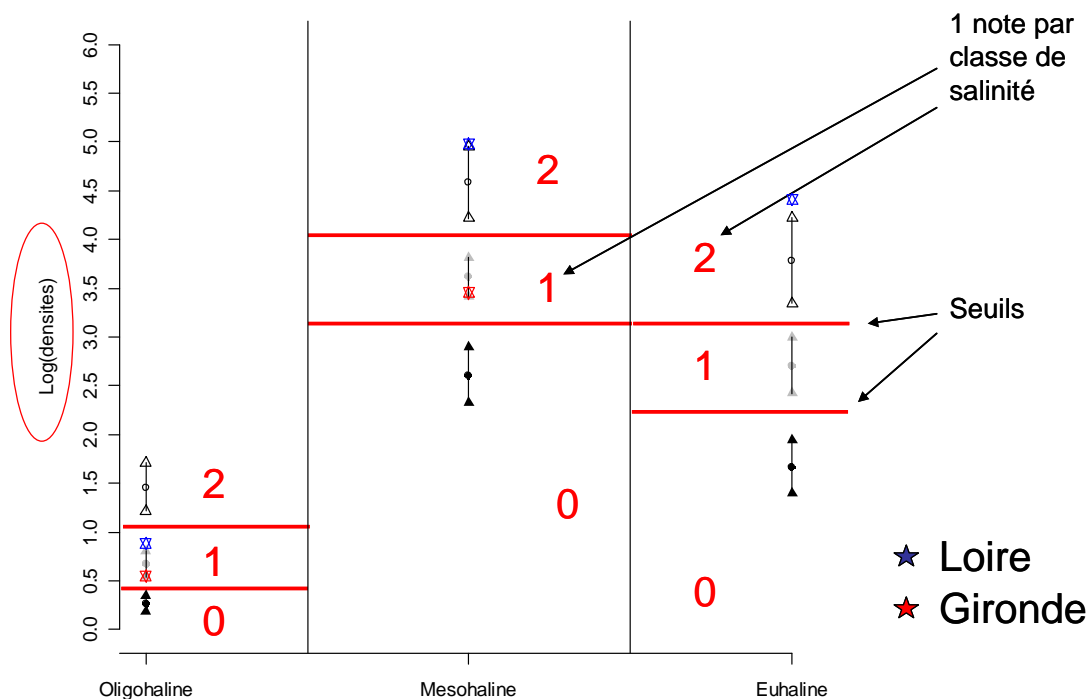


Fig. 6 : Méthode utilisée pour la définition de normes de références pour les métriques ichthyologiques : exemple sur les log-densités prédites par le modèle delta dans le cas d'un estuaire peu contaminé (en clair), moyennement contaminé (en gris) et très fortement contaminé (en noir) pour chacune des trois classes de salinité considérées. Le modèle delta a été paramétré pour un estuaire de grande taille, situé dans l'écorégion Atlantique et échantillonné en automne. Les cercles représentent les valeurs prédites par le modèle (espérance). Les triangles représentent les quantiles à 10 et 90 %. Les log-densités de MJ calculées à partir des données réelles des pêches en Gironde (étoiles rouges) et dans la Loire (étoiles bleues) apparaissent également sur ce graphique.

2.2.3. Effort d'échantillonnage

Pour que les valeurs des métriques ichtyologiques calculées à partir des données réelles de pêche soient représentatives et puissent être prises en compte dans le calcul final pour déterminer l'état écologique de l'estuaire, il faut que l'échantillonnage par classe de salinité soit suffisant.

Dans le cadre de ce travail, une méthodologie a été développée pour évaluer le nombre minimal de traits à réaliser par classe de salinité. Cette méthodologie est basée sur des tirages aléatoires effectués parmi des traits fictifs générés par les modèles (bootstrap). Ce travail a été réalisé à l'aide du logiciel R, et les scripts correspondants sont présentés en annexe de ce rapport.

2.2.4. Méthode pour la détermination de l'état écologique de l'estuaire

La méthode présentée ci-avant permet de définir des seuils et des normes pour chaque classe de salinité. Pour déterminer l'état écologique de l'estuaire dans sa globalité, il est nécessaire de compiler les notes obtenues pour chaque classe de salinité échantillonnée. Dans le cas où une classe de salinité n'aurait pas été échantillonnée, ou si l'effort d'échantillonnage pour cette classe est considéré insuffisant, alors la note obtenue dans cette classe ne devra pas être prise en compte dans le calcul final.

La méthode à utiliser pour effectuer ce regroupement sera à déterminer dans le cadre d'un groupe de travail au sein duquel les experts scientifiques et les gestionnaires devront aussi décider comment conjuguer les notes obtenus pour les différentes métriques analysées par ailleurs afin de parvenir à un indicateur ichtyologique global de la qualité des masses d'eau de transition.

3. Résultats

3.1. GLMs pour les métriques MJ

Les GLMs qui ont été conservés pour modéliser les métriques MJ sont les suivants :

Modèle binomial pour la présence / absence de MJ :

$MJ_{0/1} \sim$ facteur (salinité) + facteur (saison) + facteur (taille d'estuaire) + facteur (écorégion) + contaminants

Modèle gaussien pour les densités MJ positives log-transformées :

$MJ_+ \sim$ facteur (salinité) + facteur (saison) + facteur (taille d'estuaire) + contaminants

Modèle de Poisson pour le nombre d'espèces MJ (RS_{MJ}) :

$RS_{MJ} \sim$ facteur (engin) + facteur (salinité) + facteur (saison) + facteur (taille d'estuaire) + facteur (écorégion) + contaminants

Les résultats de ces modèles sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 : résultats des GLMs pour la présence / absence, les densités positives log-transformées et le nombre d'espèces de MJ

	Resid, Df	Resid, Dev	P(> Chi)
Modèle binomial (0/1 MJ)			
NULL	467	621	NA
Salinité	465	484	2,E-30
Saison	464	480	4,E-02
Taille estuaire	463	459	4,E-06
Ecorégion	462	417	9,E-11
Contaminants	461	412	2,E-02
Modèle Gaussien sur données positives log-transformées (MJ+)			
NULL	290	580	NA
Salinité	288	570	6,E-02
Saison	287	552	1,E-03
Taille estuaire	286	541	1,E-02
Contaminants	285	510	3,E-05
Modèle Poisson			
NULL	481	694	NA
engin	480	494	2,E-45
Salinité	478	417	2,E-17
Saison	477	405	4,E-04
Taille estuaire	476	398	1,E-02
Ecorégion	475	363	3,E-09
Contaminants	474	345	3,E-05

3.2. Indicateur basé sur log-densités MJ

3.2.1. Normes de référence

Afin de définir des normes de référence pour les densités MJ, les prédictions du modèle delta ont été utilisées : les prédictions de présence / absence de MJ ont été couplées aux prédictions de log-densités positives de MJ.

Des analyses préliminaires ont montré qu'il est plus pertinent de travailler sur des log-densités. En effet, raisonner en log permet de diminuer l'impact des traits de chalut exceptionnels dans lesquels de très fortes densités de MJ avaient été relevées (par exemple dans le cas où un trait de chalut a été réalisé sur un banc de harengs). Ainsi, le fait de raisonner sur des log-densités permet de définir un indicateur ichtyologique plus robuste.

Le tableau 2 présente les normes de références (seuils) obtenues pour les log-densités MJ. Pour chaque cas et pour chaque classe de salinité, si les log-densités calculées à partir des données de pêche sont :

- < Seuil « inf », alors l'estuaire est en mauvais état vis-à-vis de sa fonction de nourricerie.
- > Seuil « inf » et < Seuil « sup », alors l'estuaire est dans un état moyen.
- > Seuil « sup », alors l'estuaire est en très bon état.

Tableau 2 : normes de références pour les log-densités MJ.

Cas : 1 saison d'échantillonnage x 1 écorégion x 1 taille d'estuaire				Seuils inférieurs et supérieurs (log-densités de MJ)			
cas	Saison	Ecoregion	Taille estuaire (2: grand)	Seuils	Oligohaline	Mésohaline	Euhaline
0	automne	ATL	2	inf	0,445	3,153	2,181
				sup	1,005	4,009	3,160
1	printemps	ATL	2	inf	0,503	3,594	2,527
				sup	1,103	4,506	3,576
2	automne	MAN	2	inf	1,507	3,480	2,814
				sup	2,505	4,213	3,619
3	printemps	MAN	2	inf	1,749	3,997	3,310
				sup	2,835	4,746	4,131
4	automne	ATL	1	inf	0,027	1,075	0,394
				sup	0,075	2,037	0,911
5	printemps	ATL	1	inf	0,030	1,194	0,447
				sup	0,080	2,225	0,999
6	automne	MAN	1	inf	0,170	2,484	1,419
				sup	0,441	3,517	2,417
7	printemps	MAN	1	inf	0,194	2,840	1,649
				sup	0,481	3,940	2,728

Le calcul des normes de références a été réalisé à l'aide du logiciel R. Le script utilisé se trouve en annexe 1. L'annexe 2 permet de visualiser les résultats du tableau 2 sur des graphiques.

3.2.2. Echantillonnage minimal

Les analyses effectuées pour déterminer le nombre minimal de traits à réaliser par classe de salinité (fig. 7) ont montré qu'il est impératif de respecter à minima le protocole de pêche DCE (Lepage et Girardin, 2005) : il faut au moins réaliser 6 traits par classe de salinité pour que les log-densités estimées puissent être prise en compte dans le calcul final pour déterminer l'état écologique de l'estuaire. Dans ces conditions, les analyses de sensibilités menées dans le cadre de ce travail ont démontré la robustesse et la fiabilité des normes données ci-dessus pour qualifier les masses d'eau de transition vis à vis de leur fonction de nourricerie, perçue au travers des densités de juvéniles de poissons marins. En deçà de cet effort d'échantillonnage, il existe un risque non négligeable d'estimer de manière biaisée les log-densités de MJ et de parvenir à un diagnostic erroné.

En ce qui concerne la première classe de salinité (secteur oligohalin), dans les petits estuaires, du fait de l'occurrence très faible de MJ dans les traits de chalut, les calculs effectués requièrent un nombre supérieur d'échantillons par classe de salinité (fig. 7). Les résultats obtenus dans ce cas de figure devront donc être manipulés avec précaution.

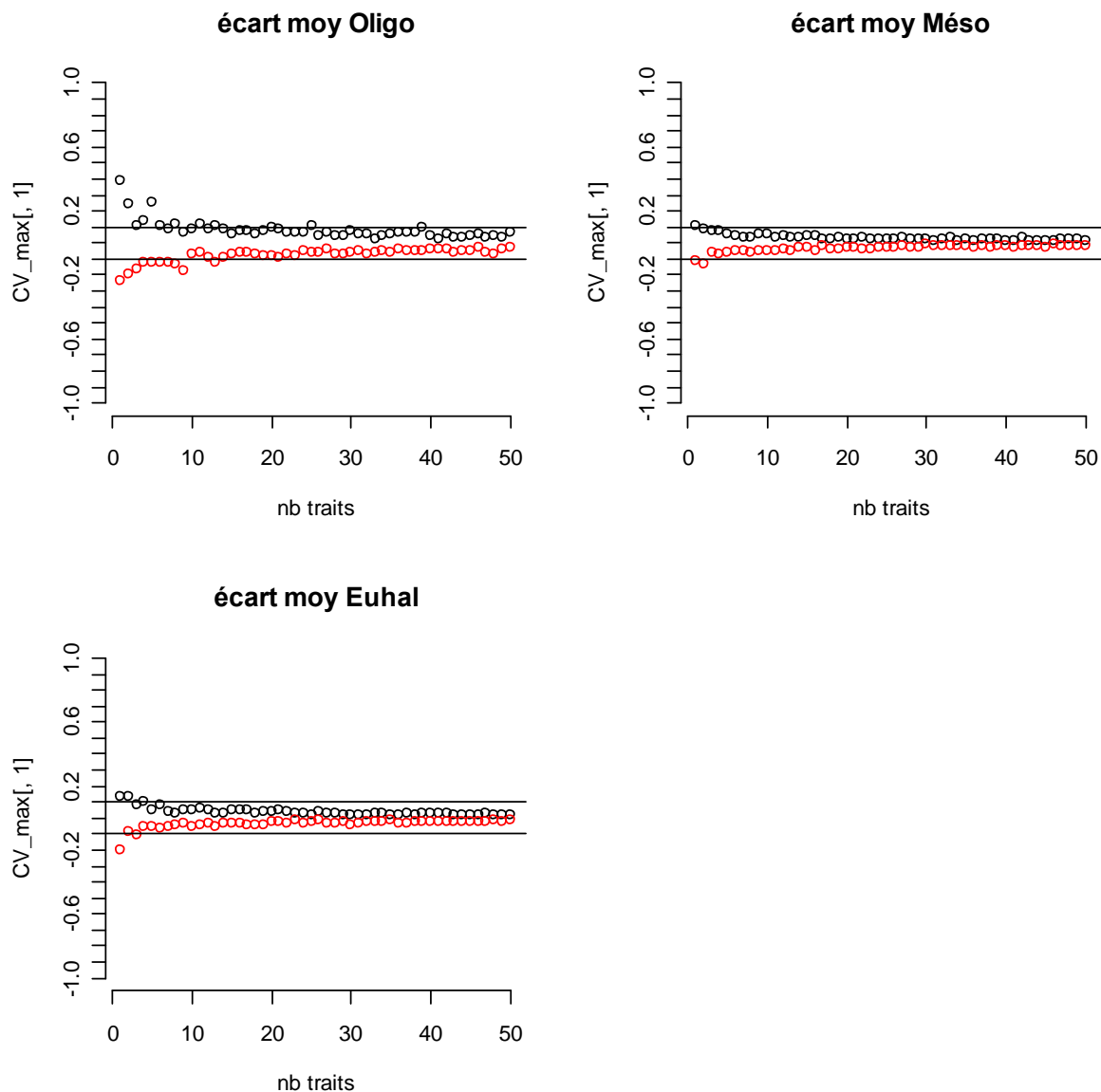


Fig. 7 : Analyses de sensibilité des résultats des simulations de la densité de MJ, issues des modèles statistiques, au nombre d'échantillons par classe de salinité. Les deux lignes horizontales présentent, pour chacun des graphiques, les quantiles 10 et 90 %. Les résultats des simulations obtenus pour des échantillons de faibles effectifs, qui dépassent ces valeurs limites, sont considérés comme trop bruités pour être fiables (cf. méthodologie complète en annexe 1).

En conclusion, ce travail sur les échantillonnages minimaux par classe de salinité conduit aux recommandations suivantes :

- il faut impérativement s'attacher, autant que faire se peut, à respecter le protocole DCE en matière d'effort d'échantillonnage par estuaire, et répartir les traits de chalut entre les différentes classes de salinité de l'estuaire.
- Dans le cas où une classe de salinité ne se trouve pas dans l'estuaire, ou si il n'est pas possible d'y réaliser au minimum 6 traits, les log-densités de MJ obtenues pour cette classe ne devront pas être prise en compte pour le calcul final de la note liée à cet indicateur.

Si le détail de ces analyses de sensibilité n'est pas donné dans le texte, les scripts R donnés en annexe 1 permettent par contre de comprendre comment elles sont réalisées, de les mettre en œuvre pour d'autres métriques et d'en visualiser graphiquement les résultats afin de déterminer les effectifs minima de traits de chalut pour parvenir à un diagnostic fiable.

3.3. Indicateur nombres d'espèces MJ

Le nombre d'espèces MJ pêchées par trait de chalut ne permet pas de faire la distinction, de manière fiable, entre un estuaire peu, moyennement ou très contaminé.

La figure 7 présente les prédictions du modèle sous forme d'histogrammes : pour chaque classe de salinité, et pour chaque niveau de contamination, 1000 valeurs de nombre d'espèces MJ ont été générées par le modèle. Néanmoins, ce modèle suit une loi de Poisson : il ne prédit donc que des valeurs entières, qui de plus sont majoritairement comprises entre 0 et 4. Ainsi, sur la base d'un nombre de traits de chalut toujours inférieur à 15 par classe de salinité dans les données DCE, il n'est pas possible de distinguer clairement, et de manière fiable, un estuaire peu, moyennement ou très contaminé.

D'autre part, le travail d'analyse de sensibilité portant sur l'échantillonnage minimal (cf. paragraphe 2.2.4) montre que, même en réalisant 50 traits par classe de salinité, l'écart entre le nombre d'espèces MJ estimé et le nombre d'espèces MJ réel demeure très important. Le script utilisé pour arriver à ces conclusions est présenté en annexe 3.

Ainsi, ce travail montre que le nombre d'espèces MJ pêchés par trait de chalut n'est pas une métrique suffisamment robuste pour en faire un indicateur ichtyologique utilisable dans le cadre de la DCE.

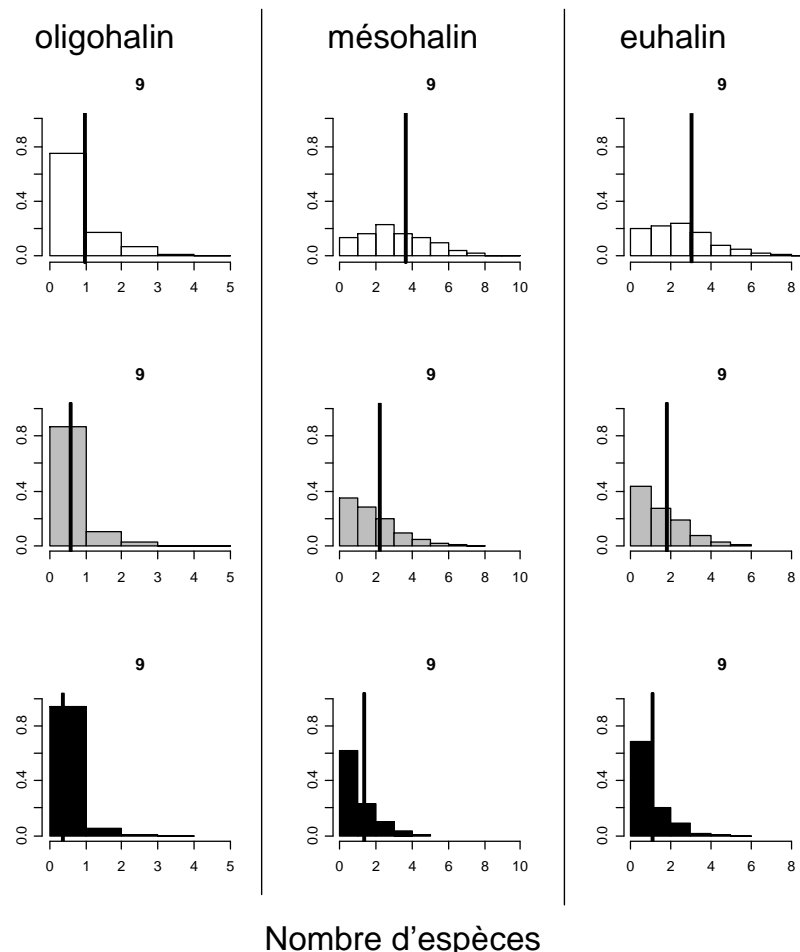


Fig. 8 : histogrammes des nombres d'espèces MJ par trait de chalut prédits par le modèle sur 1000 traits, dans le cas d'un estuaire peu contaminé (en clair), moyennement contaminé (en gris) ou très contaminé (en noir).

Le modèle a ici été paramétré pour un estuaire de grande taille, dans l'écorégion Atlantique, échantillonné au grand chalut à perche et en automne. Les lignes noires représentent les moyennes des prédictions sur les 1000 traits générés.

Conclusion

Le présent travail, basé sur l'exemple de la fonction de nourricerie des estuaires, montre qu'il est possible de définir des indicateurs ichthyologiques robustes pour caractériser l'état écologique des estuaires dans le cadre de la DCE. En particulier, les log-densités de juvéniles marins apparaissent comme un indicateur pertinent qui permet de déterminer si un estuaire est en bon, moyen ou mauvais état vis-à-vis de sa fonction de nourricerie.

Bibliographie

- Able K.W., Manderson J.P., Studholme A.L., 1999. Habitat quality for shallow water fishes in an urban estuary: the effects of man-made structures on growth. *Marine Ecology Progress Series* 187: 227-235.
- 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.
- Coates S.A., Colclough S.R., Harrison T.D., Robson M., 2003. Development of an estuarine classification scheme for the Water Framework Directive: Fish Component. Environment Agency. UK, Peterborough. 55p.
- Costa M.J., Cabral H.N., 1999. Changes in the Tagus nursery function for commercial fish species: some perspective for management. *Aquatic Ecology* 33: 287-292.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van Den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Courrat A., 2007. Identification d'indicateurs pour le suivi de la fonctionnalité de nourricerie des masses d'eau de transition dans le cadre de la DCE. Mémoire de fin d'études, Agrocampus Rennes, Cemagref, 36p.**
- Elliott M., Dewailly F., 1995. The Structure and Components of European Estuarine Fish Assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(3-4): 397-417.
- Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber S.J.M., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241-268.
- Franco A., Elliott M., Franzoi P., Torricelli P., 2008. Life strategies of fishes in European estuaries : the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354: 219-228.
- Gibson R.N., 1994. Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research* 32(2): 191-206.
- Gilliers C., Le Pape O., Désaunay Y., Morin J., Guérault D., Amara R., 2006. Are Growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 96-106.
- Jones R.F., Baltz D.M., Allen R.L., 2002. Patterns of resource use by fishes and macroinvertebrates in Barataria Bay, Louisiana. *Marine Ecology Progress Series* 237: 271-289.
- Le Pape O., Chauvet F., Mahévas S., Lazure P., Guérault D., Désaunay Y., 2003. Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *Journal of Sea Research* 50: 139-149.
- Le Pape O., Gilliers C., Riou P., Morin J., Amara R., 2007. Convergent signs of degradation of both the capacity and the quality of an essential fish habitat: synthesis on the Seine estuary (France), a highly anthropised estuary of which flatfish nursery function is altered. *Hydrobiologia* 588(1): 225-229.
- Lepage M., Girardin M., 2005. Inventaire Poisson dans les eaux de transition - Protocole d'échantillonnage pour les Districts de la façade Atlantique et Manche. Cemagref, 28p.
- Meng L., Orphanides C.D., Powell J.C., 2002. Use of a Fish Index to Assess Habitat Quality in Narragansett Bay, Rhode Island. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 731-742.
- Peterson C.H., Summerson H.C., Thomson E., Lenihan H.S., Grabowski J., Manning L., Micheli F., Johnson G., 2000. Synthesis of linkages between benthic and fish communities as key to protecting essential fish habitat. *Bull Marine Sci* 66: 759-774.

Peterson M.S., 2003. A Conceptual View of Environment-Habitat-Production Linkages in Tidal River Estuaries. *Reviews in Fisheries Science* 11(4): 291-313.

Post J.C., Lundin C.G., 1996. Guidelines for integrated coastal zone management. *Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs Series N°9*, World Bank, Washington, D.C. 16p.

Riou P., Le Pape O., Rogers S.I., 2001. Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system. *Aquatic Living Resources* 14: 125-135.

Whitfield A.K., Elliott M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A): 229-250.

Whittaker R.H., 1975, *Communities and Ecosystems*, 2nd edit. Macmillan, Londres. In: Raven P.H., Johnson G.B., Losos J.B., Singer S.R., 2007. *Biologie*, edit. De Boeck, 1250p.