

ACTION III-2006-02 « Validation des indices piscicoles »

Développement d'un indicateur poisson pour les estuaires français

Cemagref Groupement de Bordeaux
Ecosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins
50 Avenue de Verdun
33612 CESTAS
FRANCE

SOMMAIRE

| | | |
|------------|---|------------------------------------|
| 1 | INTRODUCTION | 6 |
| 2 | METHODOLOGIE DE DEVELOPPEMENT DE L'INDICATEUR POISSON | 8 |
| 2.1 | Le poisson, un modèle d'intégration | 9 |
| 2.1.1 | Qu'est ce qu'une métrique | 10 |
| 2.2 | Données disponibles sur l'estuaire de la Seine | 11 |
| 3 | COMPOSANTE ABIOTIQUE | 14 |
| 3.1 | Typologie des masses d'eau | 14 |
| 3.1.1 | Description des caractéristiques hydromorphologiques | 15 |
| 3.1.2 | Développement d'une typologie simplifiée des masses d'eau de transition | 16 |
| 3.1.3 | Synthèse des données hydromorphologiques | 17 |
| 3.2 | Pressions anthropiques | 18 |
| 3.2.1 | Les pressions de pollution | 18 |
| 3.2.2 | Les pressions sur le vivant | 20 |
| 3.2.3 | Les pressions sur l'habitat | 20 |
| 3.2.4 | Le cumul des pressions sur l'habitat et le vivant | 20 |
| 3.2.5 | Occupation des sols et aménagements rivulaires | 22 |
| 3.2.6 | Synthèse des données anthropiques | 26 |
| 4 | COMPOSANTE BIOCENOTIQUE | 28 |
| 4.1 | Métriques et standardisations | 28 |
| 4.2 | Choix des métriques | 30 |
| 4.2.1 | Métriques non caractéristiques des assemblages piscicoles | 31 |
| 4.2.2 | Métriques inadaptées aux écorégions françaises | 31 |
| 4.2.3 | Métriques basées sur des espèces sensibles | 32 |
| 4.2.4 | Abondances absolues et densités | 32 |
| 4.2.5 | Métrique indice anatomopathologique | 33 |
| 4.2.5.1 | Introduction | 33 |
| 4.2.5.2 | Les altérations anatomo-morphologiques généralement prises en compte | 33 |
| 4.2.5.3 | Les « Codes pathologie » : un outil pertinent y compris en milieu estuarien | 34 |
| 4.2.6 | Métriques en développement | 35 |
| 4.3 | Métriques retenues | 35 |
| 5 | RESULTATS | 37 |
| 5.1 | les données de l'estuaire de la Seine | Erreur ! Signet non défini. |
| 5.2 | Typologie des masses d'eau de l'estuaire de la Seine | 37 |
| 5.3 | Description des peuplements de poissons de la Seine | 38 |
| 5.3.1 | Masse d'eau Seine amont | 38 |

| | | |
|------------|--|------------------------------------|
| 5.3.2 | Masse d'eau Seine centrale | 40 |
| 5.3.3 | Masse d'eau Seine aval | 41 |
| 5.3.4 | Comparaison inter annuelle | 42 |
| 5.3.5 | Comparaison inter masses d'eau | 44 |
| 5.3.6 | Comparaison inter estuaire | Erreur ! Signet non défini. |
| 6 | CONCLUSION | 55 |
| 7 | BIBLIOGRAPHIE : | 57 |
| 8 | ANNEXES | 63 |
| 8.1 | Tableau synthétique des métriques de description des caractéristiques hydromorphologiques des MET | 64 |
| 8.2 | Poster présenté aux journées de restitution du programme Seine Aval (09/2006) | 66 |
| 8.3 | Tableau synthétique des postes de Corine Land Cover 2000 | 67 |

Présentation du Programme Seine-Aval et du contexte de ce projet

Le programme Seine-Aval a été initié au début des années 1990. Il s'agit d'un programme de recherches à caractère finalisé, pluridisciplinaire et associant divers partenaires dont l'Etat, l'Agence de l'Eau Seine Normandie, ainsi que des associations d'industriels.

Sa mise en place visait à répondre à deux besoins vitaux :

- l'acquisition des connaissances nécessaires à une compréhension du fonctionnement de cet écosystème estuarien ;
- le développement des outils nécessaires aux acteurs locaux, leurs permettant d'assurer une meilleure gestion de l'estuaire, avec une préoccupation majeure de restauration et de préservation de ses milieux et de la qualité de ses eaux.

Le programme Seine-Aval s'articule en trois phases.

La première (1995 –1999) visait principalement à l'obtention des connaissances de base pour améliorer la compréhension du fonctionnement de ce système, y compris au niveau des impacts des nombreux aménagements et activités afin de faciliter la cohabitation des divers usages (pêche, industrie, loisirs, etc.).

La seconde phase (2000-2003) plus opérationnelle, donnait à ce programme une place centrale dans la politique de gestion de l'estuaire. Des compléments à la première phase étaient encore réalisés, en particulier pour les domaines biologiques et halieutiques, importants en vue des projets de renaturation.

Quatre thématiques transversales pluridisciplinaires sont identifiées – risques chimiques et microbiens, - rôle des vasières intertidales, - déséquilibres des ressources halieutiques, - état d'eutrophisation.

La dernière phase (2004-2006) a permis de compléter encore l'acquisition des connaissances afin d'affiner la compréhension de ces dernières thématiques. Un effort de recherche particulier a été consenti afin de mieux cerner et modéliser l'évolution géomorphologique de l'estuaire, influençant fortement ses diverses fonctionnalités. Enfin une valorisation poussée des résultats de la recherche liée au développement d'outils tels que tableaux de bord, indicateurs, bases de données, etc. assurent un transfert de connaissances efficace vers l'ensemble des usager et des gestionnaires.

Le projet relatif au développement d'un indicateur poisson pour les estuaires français s'insère donc dans cette dernière partie du programme Seine-Aval, relative à la mise au point d'outils de gestion.

Personnel Cemagref impliqué

| | |
|------------------|------------------------|
| Philippe Boet | Directeur de recherche |
| Pierre Elie | Directeur de recherche |
| Michel Girardin | Ingénieur chercheur |
| Aymeric Guibert | Assistant ingénieur |
| Mario Lepage | Ingénieur chercheur |
| Emmanuel Parlier | Ingénieur CDD |
| | Sous-traitant |
| Patrick Girard | Docteur vétérinaire |

1 Introduction

Les estuaires et les zones côtières subissent de fortes variations de salinité, de température, de concentration en oxygène dissous et en turbidité. Ces fluctuations surviennent du fait de l'influence intertidale et des mélanges entre masses d'eau douce et masses d'eau marine. Ces caractéristiques particulières confèrent aux zones estuariennes de très fortes productivités (McLusky 1989). Les caractéristiques intrinsèques des complexes estuariens (*eg* caractéristiques physico-chimiques, hydro-morphologiques ou contraintes anthropiques) induisent de grandes fluctuations de la faune piscicole, tant en terme d'abondance que de composition (Marchand and Elie 1983; Marchand and Schaan 1995; Mouny 1998; Riou 1999; Le Pape, Morin et al. 2000; Duhamel, De Roton et al. 2002; Amara and Paul 2003; Parlier and Feunteun 2004; Ray 2005).

Ces zones estuariennes font l'objet de multiples usages (urbanisation, industrie, agriculture, ports, zones protégées, etc) dont la cohabitation, voire la juxtaposition, s'avère parfois source de conflits, notamment pour les (ré)aménagements de complexes industrialoportuaires ou d'emprises pour la création de zones agricoles. Avec la raréfaction des ressources piscicoles côtières dues en partie à une surexploitation des stocks existants, une réflexion globale commence à se mettre en place afin de protéger ou, tout au moins, de minimiser les impacts de tels aménagements sur l'équilibre et le rôle fonctionnel des complexes estuariens. Ces zones jouant un rôle clé dans le déroulement des cycles biologiques des espèces de poisson, notamment certaines présentant un caractère halieutique.

De par leur niveau trophique, les poissons sont de bons indicateurs de la qualité des milieux. L'objectif de ce travail est d'utiliser cette fonction d'indicateur biologique des peuplements de poissons. Ceci, afin d'évaluer l'état écologique des masses d'eau de transition françaises comme l'estuaire de la Seine. Une méthodologie basée sur la construction de métriques simples, mais qui reflètent des fonctionnalités importantes de ces écosystèmes, permet une approche claire de l'évaluation de l'état des masses d'eau, à partir de la composante poisson. L'élaboration de cet indicateur poisson répond donc à un besoin d'outils de gestion pertinents et accessibles, susceptibles d'apporter les informations nécessaires sur l'état de ces milieux afin d'en maintenir, voire améliorer la qualité.

Ces outils aident aussi à communiquer au mieux vers le grand public.

Cet indicateur de qualité est développé à partir de données provenant notamment des campagnes d'inventaires menées dans le cadre du programme Seine Aval (par ex. Rochard, Boet et al. 1997; Duhamel, Gouneau et al. 2005). Des données issues d'inventaires réalisés dans d'autres systèmes estuariens français ont également été utilisées, ainsi que les campagnes menées dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) dans différents districts, dont celui de Seine Normandie 2006.

Ce rapport se décompose en plusieurs parties et débute sur les choix méthodologiques de développement de l'indicateur poisson en l'absence de données de références. Cette particularité des systèmes estuariens qui, contrairement aux eaux côtières ou continentales, n'offre plus de milieux de référence, à savoir encore dans un état sauvage ou proche de celui-ci, implique donc une approche particulière. Ainsi les divers types de pressions anthropiques perturbant ces systèmes estuariens ont été répertoriés afin de classer les masses d'eau de transition selon leur niveau de pression subi. Cette démarche a pour objectif de définir les caractéristiques des peuplements de poissons selon les types d'estuaires et leur niveau de pressions humaines.

Les premiers résultats obtenus pour l'estuaire de la Seine mettent en évidence une bonne discrimination des trois masses d'eau en ce qui concerne leurs pressions, avec un niveau très élevé pour celle de l'aval, lié en grande partie aux aménagements rivulaires.

L'évolution des peuplements piscicoles durant la dernière décade, au travers un choix de sept métriques, est présentée. Mais au vu de l'hétérogénéité des protocoles et des engins de pêche utilisés selon les années, il s'avère très délicat de définir une tendance précise.

Ces sept métriques n'ont pas encore été combinées en un indicateur, dans sa forme finale. En effet, ce dernier doit être finalisé dans le cadre du projet Liteau fin 2007 et, faute de disposer d'assez de données standardisées, une version provisoire n'a pu être élaborée, tout comme les seuils caractérisant les cinq niveaux de qualité des masses d'eau.

2 Méthodologie de développement de l'indicateur poisson

Dans la littérature, un des premier indice proposé est : l'Index of Biotic Integrity (I.B.I.). Il a été proposé, par James Karr qui l'a développé pour l'étude des zones de frayères à salominidés des bassins versants de l'Illinois et de l'Indiana (Karr 1981).

Sa version originale comprenait 12 métriques qui reflètent la richesse spécifique, la composition, le nombre et l'abondance d'espèces considérées comme indicatrices, l'organisation et le niveau trophique de ces espèces (gilde trophique), leur comportement de reproduction (gilde reproductrice), l'abondance des espèces de poissons et un indice de condition de chaque poisson (« *condition of individual fish* »).

Ces métriques recevaient un score entre 0 et 5, obtenu en confrontant le peuplement étudié à un peuplement caractéristique de la zone échantillonnée. Il recevait ainsi 5 points si le peuplement était peu modifié du fait des activités humaines et 1 point si le peuplement de poisson déviait significativement du peuplement attendu ou de référence, enfin trois point si la déviation était considérée comme moyenne.

Divers indices concernant les eaux de transition et d'autres milieux ont déjà été développés (Deegan, Finn et al. 1997; Whitfield and Elliott 2002; Debenay, Carbonel et al. 2003; Coates, Waugh et al. 2007)). Qu'ils concernent les peuplements de poissons ou les communautés benthiques ils s'appuient le plus souvent sur des milieux ou des données dits « de référence » : à savoir - des milieux encore à l'état sauvage (ou proche de celui-ci) ou - des données historiques correspondant à l'état « sauvage » de ceux-ci, avant que n'apparaissent les diverses pressions anthropiques.

En France, quasiment toutes les masses d'eau ont été fortement affectées par la main de l'homme et les données historiques, souvent incomplètes et disparates, ne concernent qu'une petite partie des masses d'eau de transition. Ce n'est pas le cas pour les masses d'eau côtières et continentales dont certaines d'entre elles font encore actuellement office de référence. Aussi, cette particularité des masses d'eau de transition, liée à l'absence de sites ou de données de référence, implique une démarche détournée pour les qualifier, au regard des pressions qui les affectent. C'est dans ce sens que le recours à un indice de pressions anthropiques sur ces masses d'eau de transition permet d'appréhender leur degré de dégradation et de les classer ou de juger de leur « écart » par rapport à un bon état virtuel.

Nous qualifions donc leurs peuplements de poissons à partir des composantes abiotiques (caractéristiques hydromorphologiques) et anthropiques (indice de pressions anthropiques)

Le développement de l'indicateur poisson repose sur cette approche combinée (Figure 1) :

Peuplement de poissons x Paramètres hydromorphologiques x Pressions anthropiques

Cependant cette approche nécessite l'acquisition de nombreuses données qui vont bien au delà de la simple description des assemblages des espèces de poissons. Il est donc nécessaire d'estimer les pressions exercées sur les masses d'eau (pressions sur le vivant, sur l'habitat et de pollutions), mais aussi de comparer entre eux des systèmes écologiques similaires (dimensions ou caractéristiques hydromorphologiques).

Figure 1 : méthodologie appliquée au développement de l'indice poisson.

L'indicateur poisson est développé en parallèle à l'élaboration d'une typologie des masses d'eau de transition, et à la réalisation d'un indice de pressions anthropiques s'exerçant sur les MET considérées.

Le développement d'un indice de pressions anthropiques ainsi que l'élaboration d'une typologie pour les eaux de transition ont été réalisés par ailleurs dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau

2.1 Le poisson, un modèle d'intégration

Les services rendus aux espèces par les écosystèmes peuvent disparaître ou être altérés selon les contraintes (ou variables forçantes) exercées par les activités anthropiques.

Si les fonctions de ces systèmes s'altèrent, la biodiversité en est affectée et tend à diminuer, avec la présence accrue d'espèces généralistes et robustes, *au détriment* d'espèces spécialistes et sensibles.

L'observation de la biodiversité fonctionnelle de ces systèmes estuariens peut alors permettre de caractériser leur état écologique.

Le compartiment faunistique « poisson » est particulièrement intéressant, car il permet d'intégrer différents niveaux de pressions et de fluctuations de la qualité des eaux de transition (Adams 2005).

Les communautés piscicoles constituent de réels intégrateurs de l'environnement local et global capables de répondre selon des échelles temporelles variées fonction de la durée de leurs cycles biologiques.

Les espèces à cycles biologiques longs et/ou complexes (migrations entre les eaux marines et douces) ne présenteront de réponses que suite à des expositions chroniques ou répétées (Figure 2). C'est notamment le cas des migrateurs amphihalins tels que l'Eperlan (*Osmerus eperlanus*) ou des Salmonidés.

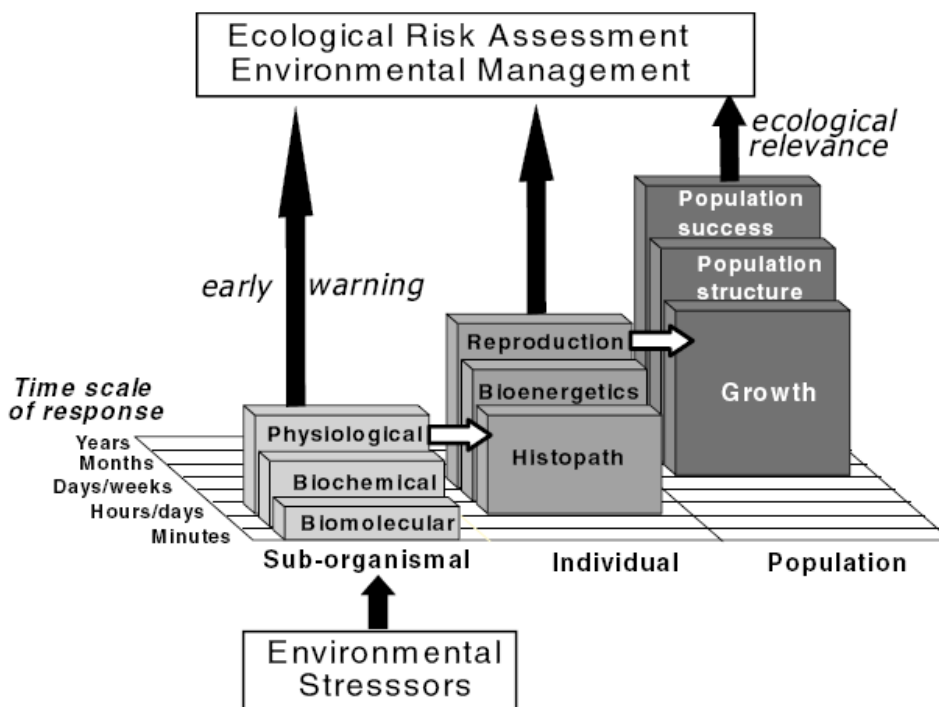


Figure 2 : Réponses à différentes échelles des organismes soumis à des stress environnementaux, montrant les réponses rapides et plus sensibles des indicateurs des niveaux inférieurs de l'organisation biologique et les réponses des indicateurs des hauts niveaux d'organisation, plus lents mais plus intégrateurs du point de vue écologique (d'après Adams 2005 modifié).

Du fait de ces caractéristiques, les communautés piscicoles s'avèrent tout à fait pertinentes pour suivre et évaluer la qualité de ces milieux estuariens et donc permettre l'élaboration d'un indicateur multi-métriques basé sur la composante poisson.

2.2 Qu'est ce qu'une métrique

Dans les différents groupes d'experts s'intéressant à l'évolution ou l'organisation de processus complexes, qu'il s'agisse de biologie de la conservation ou d'écologie, les scientifiques font appel à la notion de 'metric'. En français, la traduction littérale a été métrique. Cependant, suivant les groupes de travail s'intéressant à ces processus complexes et en particulier aux groupes travaillant sur la description de communautés biologiques (bactéries, micro algues, plantes supérieures, invertébrés ou vertébrés) la notion de métrique est floue et peu explicitée.

Pour certains, une métrique est un descripteur qualitatif ou quantitatif pour d'autres il s'agit directement d'un indice. Dans la littérature scientifique disponible, différentes définitions sont proposées et des évolutions de ce concept peuvent être observées.

Ainsi Karr (1981) utilise le premier, sous cette appellation, la notion de métrique. Il s'agit d'un paramètre lui permettant de développer son Index of Biotic Integrity (IBI). Mais quelques années plus tard Karr (1986) définira la métrique suivant une approche plutôt économique : « *The accurate assessment of biotic integrity requires a method that integrates biotic responses through an examination of patterns and processes from individual to ecosystem levels. One tactic is to define an array of biological metrics much like the economic indicators used in econometric analysis. The Index of Biotic Integrity adopts this tactics*

[...] ». Il s'agit donc pour cet auteur d'une 'tactique' voire d'un essai de caractériser ou de discriminer des peuplements biologiques à l'aide d'outils qui, ici, sont considérés comme un choix de métriques biologiques.

Quelques années plus tard, Coates *et al.* (2004) reprennent, dans le cadre de la description des peuplements de poissons, la définition proposée par l'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA 2000) : « *A metric is a measurable factor that represents some aspect of biological assemblage structure, function, or other community component (USEPA, 2000). The Estuarine Fish Community Index described here makes use of 14 metrics or measures that include fish community attributes such as species diversity and composition, species abundance, nursery function, and trophic integrity* ».

Coates *et al.* (2007) simplifient ensuite cette définition en décrivant une métrique comme "*measurable factor that represents some aspect of biological assemblage, structure, function, or other community component*".

Cette définition correspond tout à fait à la notion de métrique utilisée dans ce travail.

2.3 L'estuaire de la Seine

L'estuaire de la Seine représente le plus grand complexe estuarien du nord ouest de la France et un des plus grands d'Europe. L'estuaire est l'exutoire du bassin versant le plus anthropisé de France qui draine les eaux de territoires où résident 30% de la population française et notamment de l'Île de France. Sur ces espaces sont concentrés près de 40% de l'activité économique nationale.

Le fleuve a subi de lourds aménagements pour autoriser la navigation avec le creusement d'un chenal de navigation drainant l'essentiel des débits de Seine. Ceux-ci se sont accélérés durant le 19^{ème} siècle. Ainsi la surface de l'estuaire est passée de 140 km² à 31 km² en moins d'un siècle, conséquence d'aménagements profonds des zones intertidales.

Son embouchure, elle aussi, a subi de fortes restructurations qui l'ont radicalement transformée. L'estuaire qui est composé d'une mosaïque d'écosystèmes différenciés (vasières et bancs de sables, lagunes, marais salés, plages de sables, etc.) est sous influence macrotidale (marnage maximum de 7 m). A l'heure actuelle sa partie aval est fortement endiguée et a perdu sa forme d'entonnoir s'ouvrant vers la mer. Elle subit une intense activité humaine, notamment liée au transport pétrolier.

2.4 Données disponibles sur l'estuaire de la Seine

De nombreuses campagnes ont été menées sur l'estuaire de la Seine depuis le lancement du programme Seine Aval. Elles ont eu pour objectifs d'effectuer les premières descriptions des assemblages piscicoles de cet estuaire, tant dans la partie marine que dulçaquicole. Des suivis de populations sont également effectués du fait de la réalisation du complexe portuaire PORT 2000 au Havre.

A l'heure actuelle, l'estuaire fait aussi l'objet de suivis de son peuplement de poissons pour l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) et de ses contrôles de surveillance.

Le développement prévu d'un indicateur poisson a subi des modifications en raison de retards dans la réalisation des inventaires de certaines masses d'eau de transition. Dans la plupart des

districts, ils ont été effectués en 2005 et 2006, sauf en Loire-Bretagne (reportés en 2007, hormis la Loire déjà étudiée en 2006).

Les inventaires DCE (printemps, été, automne 2006) sont disponibles pour les masses d'eau de transition de l'estuaire de la Seine. Ainsi, ce travail tire parti de ces données, obtenues fin décembre 2006. Il tient également compte de l'ensemble des jeux de données disponibles depuis les premiers inventaires effectués sur l'estuaire en 1993 (Rochard, Boet et al. 1997).

Remarque : Les données nécessaires au développement de l'indice spécifique à l'estuaire de la Seine proviennent des données collectées au cours des campagnes du Programme Seine aval et de ces différentes phases (I à III). Les données de captures acquises précédemment répondaient à des interrogations des scientifiques et des questionnements du moment, liés à la connaissance de l'estuaire. Ces données historiques sont disponibles mais manquent d'organisation pour une utilisation efficace. Leur obtention pour ce projet s'est avérée très retardée et s'est échelonnée de l'été à l'automne 2006.

La Seine, dans le cadre du Programme Seine aval, a fait l'objet d'inventaires piscicoles depuis 1996 mais de manière irrégulière et suivant diverses approches et selon des protocoles variés. Les premiers inventaires datent de 1996 (Rochard, Boet et al. 1997). Ils ont été réalisés à l'aide de chaluts à panneaux, de type F01 et de chalut quatre faces démersal (Rochard, Boet et al. 1997).

Dans les phases suivantes du programme Seine aval des inventaires ont été réalisés dans la plupart des écosystèmes à l'aide de multiples engins (Duhamel, De Roton et al. 2002; Duhamel, Gouneau et al. 2004; Duhamel, Mayot et al. 2004). Ainsi en 2003, un ensemble de stations a été échantillonné à l'aide du couple pêche électrique et trémail pour les zones allant du pk 202 (Poses) au pk 333 (Port Jérôme). La partie la plus aval quant à elle a fait l'objet de pêches au chalut à perche.

Un ensemble de protocoles visant à décrire les assemblages piscicoles de l'estuaire aval de la Seine a été mis en œuvre ces dernières années. Par exemple, en 2003, une analyse très complète de l'estuaire dulçaquicole a été effectuée à l'aide de multiples méthodes (Duhamel, Gouneau et al. 2004) : Pêches électriques en eau douce dans les milieux peu profonds qui intègrent la variabilité des berges. Senne de plage sur les fonds propres de la zone de balancement des marées. Trémaux en milieu subtidal, le plus souvent sur le talus qui borde le chenal principal. Couple verveux-filet maillant dans les bras morts suffisamment étroits pour être totalement barrés. Verveux à anguilles destinés à mieux appréhender la distribution de cette espèce et les principaux traits de vie relatifs à la population de l'estuaire.

Pour développer l'indicateur poisson nous avons utilisé ces données historiques mais en sélectionnant certains jeux de données afin de s'approcher au maximum des conditions d'échantillonnages de types DCE. Ainsi les captures réalisées avec des engins différents du chalut et des filets fixes, comme le guideau et la pêche électrique ont été ignorés.

Le recours à des jeux de données extérieurs au district Seine Normandie nous permet de qualifier de manière absolue ces masses d'eau. Sans ces données extérieures, seule une comparaison relative entre les masses d'eau de la Seine, donc intra estuaire aurait été possible, mais sans « situer » ces dernières dans un contexte global (interrégional).

La liste des travaux relatifs aux estuaires de la façade ouest de la France est donnée ci-dessous (Tableau 1).

Tableau 1 : Liste des jeux de données disponibles en décembre 2006. (AEAG : Agence de l'Eau Adour-Garonne, AEAP : Agence de l'Eau Artois Picardie). Les informations en gras indique les données provenant de l'estuaire de la Seine.

| Masses d'eau de transition | Sources | Années | Masses d'eau de transition | Sources | Années |
|----------------------------|------------------------------|-------------|----------------------------|----------------------------|-------------|
| Adour amont | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine amont | Duhamel et al. 2004 | 2003 |
| Adour aval | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine amont | Duhamel et al. 2005 | 2004 |
| Baie du Mont Saint-Michel | Parlier 2006 | 2003 | Seine amont | Inv. DCE AEAP | 2006 |
| Bidassoa | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Rochard et al. 1997 | 1996 |
| Charente | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Duhamel et al. 2002 | 2001 |
| Couesnon | Laffaille <i>et al.</i> 2000 | 1998 | Seine aval | Duhamel et al. 2003 | 2002 |
| Dordogne fluvial | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Duhamel et al. 2004 | 2003 |
| Garonne fluvial amont | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Duhamel et al. 2005 | 2004 |
| Garonne fluvial aval | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Duhamel et al. 2006 | 2005 |
| Gironde amont | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine aval | Inv. DCE AEAP | 2006 |
| Gironde aval | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine centrale | Rochard et al. 1997 | 1996 |
| Gironde centrale | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine centrale | Duhamel et al. 2004 | 2003 |
| Gironde externe | Inv. DCE AEAG | 2005 | Seine centrale | Duhamel et al. 2005 | 2004 |
| Loire | Parlier et Feunteun 2004 | 2003 | Seine centrale | Inv. DCE AEAP | 2006 |
| Orne | Inv. DCE AEAP | 2006 | Seudre | Inv. DCE AEAG | 2005 |
| Risle | Inv. DCE AEAP | 2006 | Sèvre Niortaise | Parlier <i>et al.</i> 2006 | 2003 |
| Seine amont | Rochard et al. 1997 | 1996 | Vilaine | Desaunay com. pers. | 1986? |

3 Composante abiotique

3.1 Typologie des masses d'eau

Compte tenu des caractéristiques actuelles des masses d'eau de transition, on peut considérer qu'il n'existe pas, en France, de site de référence non altéré. Toutes ces masses d'eau ont subi des aménagements plus ou moins importants. Seuls de très rares petits estuaires, comme l'Authie, (A.E.A.P.¹) peuvent être considérés comme encore très peu modifiés (Amara com. pers.).

Tableau 2 : Paramètres hydromorphologiques et géomorphologiques définis au niveau européen et utilisés pour la typologie des masses d'eau de transition.

| Paramètres hydromorphologiques et géomorphologiques retenus (rangement en classes) | |
|---|---|
| Temps de résidence | 1 : jours 2 : semaines 3 : mois ou années |
| Vitesse du courant | 1 : < 1 nœud 2 : 1- 3 nœuds 3 : >3 nœuds |
| Mélange | 1 : mélange total permanent 2 : partiellement stratifiée 3 : stratifiée |
| Exposition à la houle | 2 : extrêmement à très exposé 4 : exposé à modérément exposé 5 : abrité |
| Surface du bassin versant | 1 : petit : < 5 000 km ² 2 : Moyen : entre 5 000 et 50 000 km ² 3 : Grande : > 50 000 km ² |
| Surface estuaire | 1 : petit : < 50 km ² 2 : moyen : entre 50 et 100 km ² 3 : grande : > 100 km ² |
| Marnage | 1 : < 1m 2 : 1-5m 3 : >5m ; |
| Pourcentage de la zone intertidale | 1 : <50% 2 : >50% |
| Salinité | 1 : "eau douce" < 0,5 psu (très peu salé) 2 : oligohaline 0,5 à 5 – 6 psu (peu salé) 3 : mésohaline 5 - 6 à 18 – 20 (moyen. salé) 4 : polyhaline 18 – 20 à 30 psu (fortem salé) 5 : euhaline > 30 psu (totalement salé) |

Une typologie des masses d'eau de transition, établie pour les besoins de la DCE, a permis de classer et caractériser les estuaires à partir d'un ensemble de neuf caractéristiques hydromorphologiques et géomorphologiques (Lepage, Lobry et al. 2004). (Tableau 2). Douze types ont été créés à partir d'analyses statistiques et validés par les Agence de l'Eau et le

¹ AEAP : Agence de l'Eau Artois Picardie.

groupe de travail DCE « eaux littorales » piloté par le MEDD. Ils discriminent les estuaires retenus dans le cadre des inventaires poissons dans les eaux de transition.

3.1.1 Description des caractéristiques hydromorphologiques

Il est nécessaire d'obtenir une description la plus fidèle possible des estuaires étudiés afin de mettre en évidence le ou les paramètres qui influencent la composition des assemblages des espèces de poissons et pourront faire varier notre indice poisson.

Un estuaire très dessalé accueillera une plus faible proportion d'espèces sténohalines marines et une part plus importante d'espèces euryhalines d'origine dulçaquicole. De même, des substrats à sédiments meubles sont plus propices aux espèces benthiques ou démersales en raison de leur mode d'alimentation (principalement de macrobenthos).

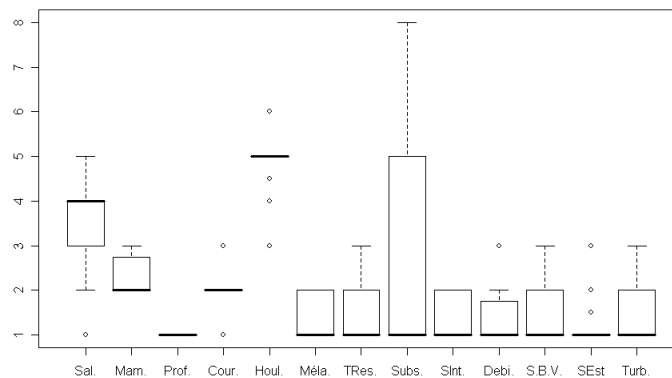


Figure 3 : Variabilité de 13 paramètres hydromorphologiques, incluant les 9 utilisés pour la typologie des masses d'eau de transition (Lepage *et al.* 2004) au sein de 51 estuaires de la façade Atlantique et de la Manche (liste en annexe).

A partir des caractéristiques utilisées par Lepage *et al.* (2004) pour définir la typologie des masses d'eau côtières et de transition, une analyse des paramètres discriminants a été réalisée. Ceci d'une part pour l'ensemble des masses d'eau (N=51) et d'autre part, uniquement pour celles dont nous possédons des données de pollution (N=35).

Certaines caractéristiques sont très corrélées :

- le temps de résidence d'une particule dans l'estuaire ;
- la surface de l'estuaire ;
- le marnage ;
- la surface intertidale.

Finalement, parmi les 13 caractéristiques de description des masses d'eau de transition citées, seules 7 sont retenues, selon le critère d'un $r^2 > 0,30$ (Tableau 10).

Une représentation d'analyse multivariée avec les sept métriques discriminantes sélectionnées figure ci-dessous (Figure 4).

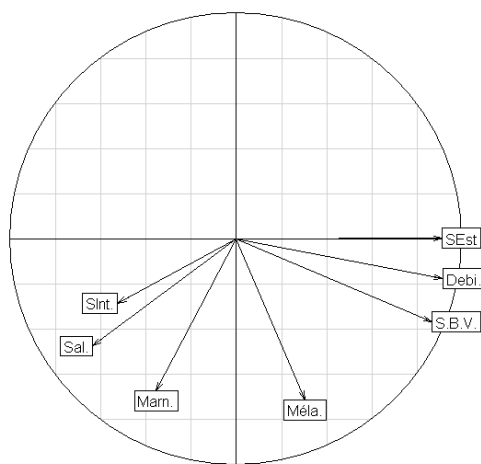


Figure 4 : Cercle des corrélations (analyse en composante principale centrée normée) des 7 variables hydromorphologiques discriminantes des masses d'eau de transition (N=51) . Il s'agit (dans le sens des aiguilles d'un montre) de la surface estuarienne, du débit, de la surface du bassin versant, du mélange, du marnage, de la salinité et de la surface intertidale.

3.1.2 Développement d'une typologie simplifiée des masses d'eau de transition

La typologie basée sur les données hydromorphologiques élaborée par (Lepage, Lobry et al. 2004) décrit 10 types pour les masses d'eau de transition de la façade atlantique et la Manche et 2 types pour la méditerranée.

Cependant, cette répartition détaillée des masses d'eau, en 12 types, s'avère lourde et trop détaillée pour le développement de l'indicateur poisson. En effet, ce découpage ne permet pas de rassembler suffisamment de masses d'eau dans un seul type² pour tester les métriques de description des peuplements de poissons pour chacun d'eux.

Aussi, nous sommes revenus sur la classification ayant permis de faire la première typologie et nous avons séparé les types à un niveau supérieur du dendrogramme de classification (Figure 5). Ceci à partir de la description de 57³ MET de la façade occidentale de la France (les 2 types méditerranéens sont conservés).

Quatre types plus synthétiques nommés A, B, C et D⁴ sont ainsi définis. Le type A comprend 8 masses d'eau, le type B = 23 masses d'eau, le type C = 17 masses d'eau et enfin le type D quant à lui en rassemble 9 (Tableau 9 en annexe).

² Nous rappelons qu'une partie des inventaires, et notamment en Loire-Bretagne doit être réalisée et finalisée en 2007.

³ 57 MET et non plus 51, car le découpage initial des masses d'eau de transition a évolué depuis 2005.

⁴ Type C et D : Il n'est pas impossible qu'au cours du développement de l'indice poisson, un regroupement des types C et D soit effectué afin de simplifier le test des diverses métriques relatives à la description des assemblages des espèces de poissons.

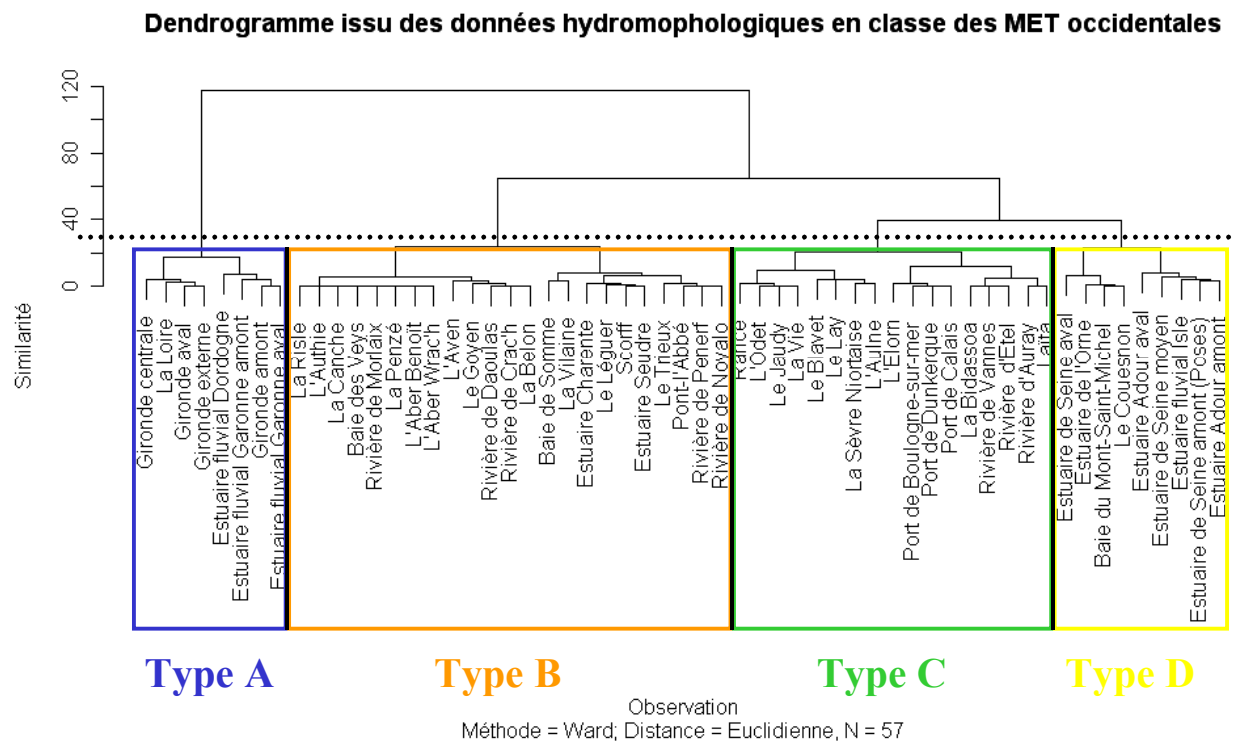


Figure 5 : Classification ascendante hiérarchique (Méthode de Ward, distance Euclidienne). Le dendrogramme de similarité est effectué à partir des données en classe non transformées.

3.1.3 Synthèse des données hydromorphologiques

La typologie des masses d'eau de transition et de ses caractéristiques, élaborée pour les besoins de la DCE, définit 12 types différents, dont deux pour la Méditerranée. Cependant cette classification trop fine s'avère inadaptée pour notre étude, en raison de l'insuffisance de données (peuplement poisson) pour l'ensemble de ces masses d'eau. Aussi une typologie simplifiée en quatre groupes a été développée.

Cette typologie simplifiée est basée sur une sélection de 7 caractéristiques hydromorphologiques suffisamment indépendantes ($r^2 < 0.3$) et représentatives.

Les masses d'eau de transition de l'estuaire de la Seine se trouvent toutes dans un seul groupe typologique : le groupe D.

3.2 Pressions anthropiques

En l'absence de données de référence concernant la composition des assemblages des espèces de poissons des MET françaises, notre démarche consiste à caractériser ces peuplements vis à vis des pressions exercés sur le milieu. Suite à la description des caractéristiques hydromorphologiques de celui-ci, il est donc nécessaire, dans un deuxième temps, de qualifier les masses d'eau en termes de pressions liées aux activités humaines.

Deux grandes catégories de pression anthropiques sont prises en compte dans notre analyse pour le développement d'un l'indice de pression :

- les pressions de pollution (métaux lourds, polluants organiques, ...)
- les pressions directes sur le vivant (pêche, pompage par les centrales,).

3.2.1 Les pressions de pollution

Les pressions de pollution se regroupent en deux catégories principales : les métaux lourds et les polluants organiques.

Nous avons utilisé les données du Réseau National d'Observation (R.N.O.) d'IFREMER et des agences de l'eau, afin de renseigner une base de données spécifique de ces pressions. Ces pressions polluantes ont des effets variés, qui sont liés à la toxicité chronique ou aiguë des différentes matières sur les poissons et agissent jusqu'au niveau cellulaire (Figure 2). L'effet à court terme n'est pas facile à déceler du fait de la mobilité des poissons, bien qu'il puisse y avoir des mortalités importantes ou des déplacements/migrations de certaines espèces, suite à des événements ponctuels de pollution massive.

La définition des pressions de pollution a été effectuée à partir de 11 catégories de polluants. Deux concernent des intrants : NO_3^- et PO_4^{3-} . Trois concernent les polluants organiques : γHCH , HAP et PCB. Et enfin, 6 prennent en compte les polluants métalliques : métox (rejet en kg/j), Cd, Cu, Hg, Pb et Zn.

Une analyse en composante principale (centrée normée) de cet ensemble de polluants a été effectuée, une fois ceux-ci répartis en 6 classes (0 à 5) selon leur concentration (Figure 6).

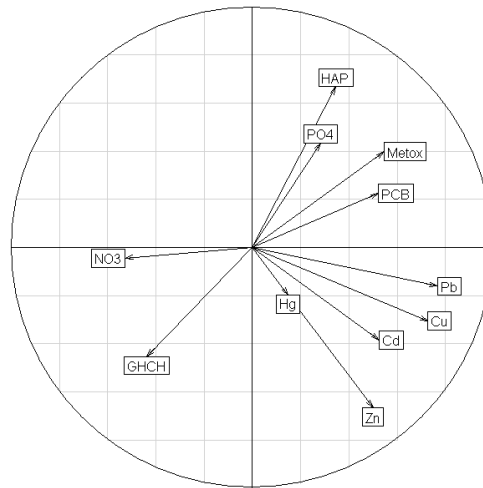


Figure 6 : Analyse en Composante Principale (centrée normée) réalisée à l'aide des classes de pressions de pollutions identifiées pour 75 MET de la façade atlantique, de la Manche et de la Méditerranée.

Afin de simplifier la construction de l'indice de pression anthropique, nous avons décidé de ne conserver que les coordonnées de l'axe 1 de l'ACP. Une présentation sous forme d'histogramme en est donnée ci-dessous (Figure 7).

Les MET dont les coordonnées sont négatives sont caractérisées par de fortes contraintes en γ HCH et NO_3^- , alors que les données de coordonnée positives sont plutôt caractérisées par de fortes pressions en métaux lourds, HAP, PCB et Metox.

En ce qui concerne les masses d'eau de l'estuaire de la Seine, on constate que les deux MET amont sont proches du barycentre, alors que la partie aval est caractérisée par la plus forte valeurs positives (métaux lourds, HAP, PCB et Metox). Il s'agit de la masse d'eau française la plus touchée par ce type de pollution, non seulement en raison de ses aménagements et activités propres, mais aussi en raison de son rôle de réceptacle d'un bassin versant très industrialisé et peuplé.

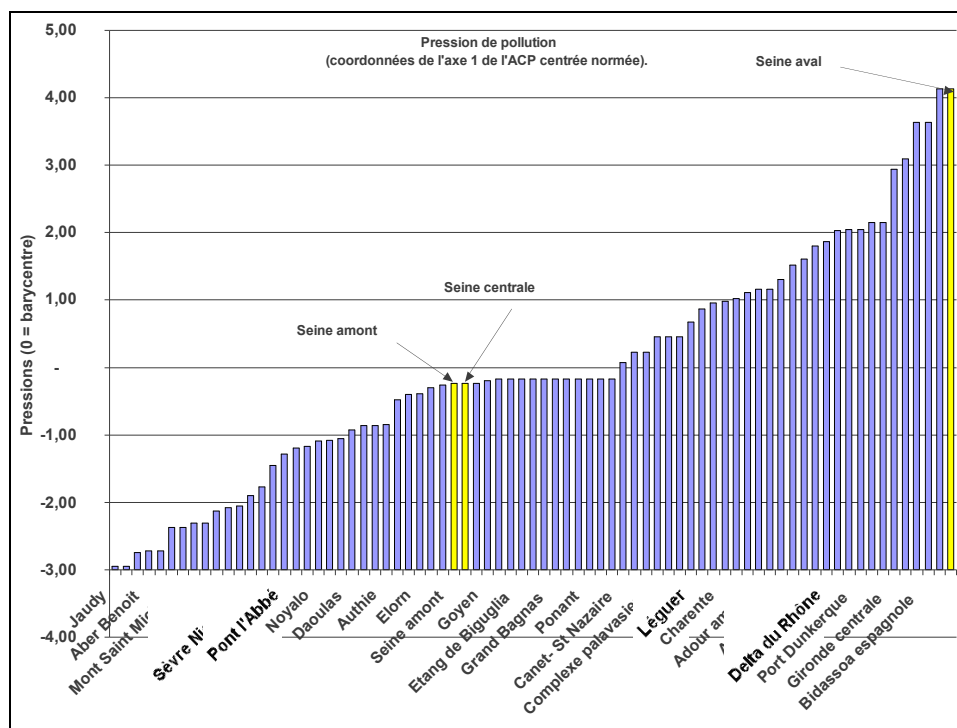


Figure 7 : Histogramme construit à partir des coordonnées centrées normées de l'axe 1 de l'ACP des pressions de pollution. Le 0 représente le barycentre.

3.2.2 Les pressions sur le vivant

Sont considérées comme pressions sur le vivant, les pressions qui agissent directement sur la mortalité des poissons. Il s'agit de la pêche, du dragage ou de la mortalité due au pompage des centrales nucléaires.

Ces pressions modifient directement le peuplement par prélèvements d'individus (sélectifs ou non), et par ailleurs peuvent également modifier les relations trophiques et de compétitions entre les individus ou les traits d'histoire de vie des espèces soumises à ces pressions (Conover and Munch 2002).

3.2.3 Les pressions sur l'habitat

Les aménagements modifiant l'hydromorphologie des systèmes estuariens sont pris en compte pour caractériser les pressions sur l'habitat.

Il s'agit notamment des barrages, endiguements, chenaux, etc. Ces pressions modifient le milieu de vie des poissons et leurs espaces de liberté. Ils influencent aussi les capacités d'accueil de ces milieux. Ces modifications d'habitats sont aujourd'hui reconnues comme la première cause d'érosion de la biodiversité sur notre planète (Hughes *et al.* 2005).

3.2.4 Le cumul des pressions sur l'habitat et le vivant

A des fins de représentativité statistique, et du fait du petit nombre d'informations relatives aux pressions sur le vivant (seulement trois métriques dont celle relative au pompage par les centrales qui comprend beaucoup de valeurs nulles), un regroupement a été effectué entre les pressions sur le vivant et celles sur l'habitat. L'ensemble des analyses qui suivent, prend en compte cet ensemble de pressions.

Une analyse en composante principale (ACP) a été effectuée en recourant à deux méthodes de classement selon les pressions, à savoir : - basée sur 6 classes (0 à 5), par exemple pour la pêche, mais – uniquement deux classes (présence – absence) pour les barrages ou pompages de centrale.

L’A.C.P. réalisée à partir de l’ensemble de ces pressions (sur le vivant et les habitats) fait émerger deux groupes de pressions hétérogènes. D’une part, La présence de concessions conchylicoles et de barrage, très corrélées et très indicatives, mais qui semblent indépendantes des autres pressions, voire antagonistes de la présence de criées. D’autre part, les activités relevant de la navigation de plaisance (anneaux), ou d’activités professionnelles (pêche, dragage, fret exprimé en tonnage), sont fortement corrélées.

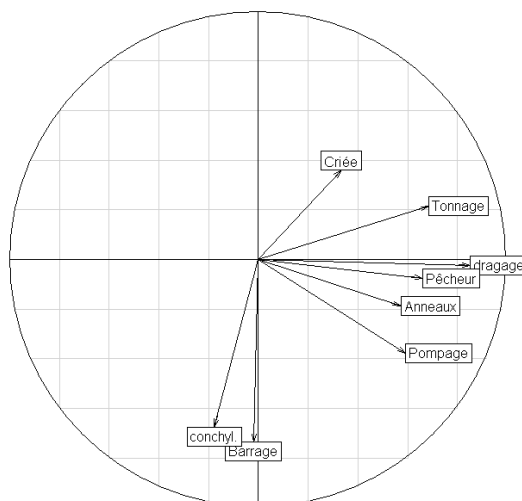


Figure 8 : Analyse en Composante Principale (centrée normée) des pressions sur le vivant et l’habitat identifiées pour 75 MET de la façade atlantique, de la Manche et de la Méditerranée.

Un classement synthétique effectué à partir des coordonnées de l’Axe F1 de l’A.C.P. a permis la construction d’un histogramme (Figure 9). On y observe une majeure partie des valeurs faiblement négatives en relation avec la position des pressions conchyliculture et barrage. Le barycentre est excentré. En revanche, les valeurs positives divergent sensiblement, avec des valeurs maximales proches de 7,5 (unités arbitraires).

Les masses d’eau de la partie amont de la Seine sont très proches du barycentre. En revanche la Seine aval, avec une coordonnée proche -0,75, est située sur la partie négative.

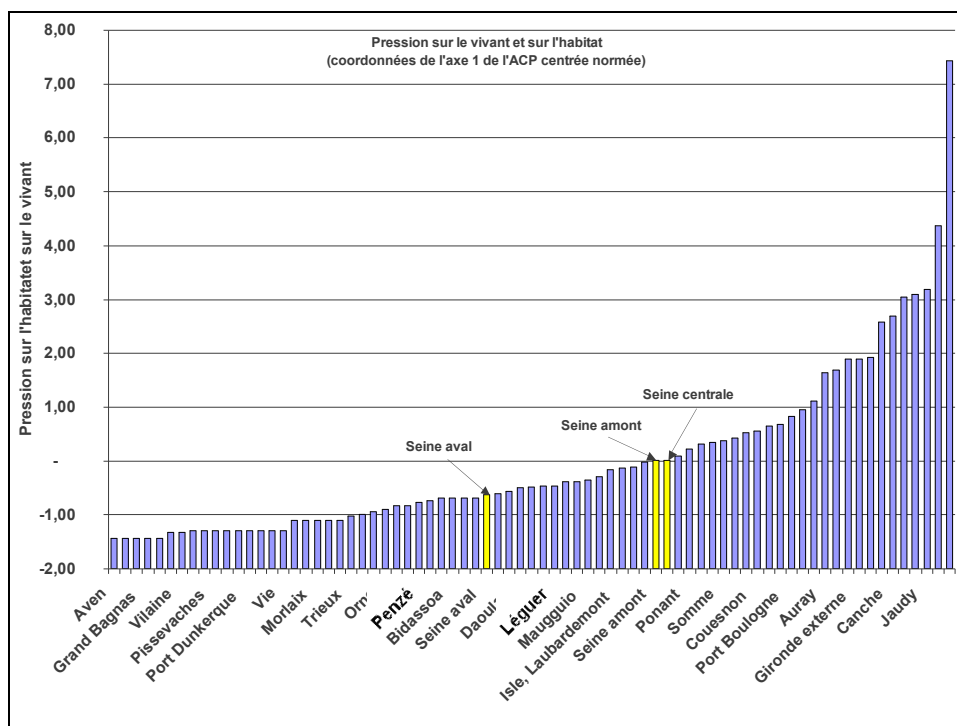


Figure 9 : Histogramme construit à partir des coordonnées centrées normées de l'axe 1 de l'ACP des pressions sur le vivant et sur l'habitat. Le 0 représente le barycentre.

3.2.5 Occupation des sols et aménagements rivulaires

L'indice de pression anthropique développé ici intègre plusieurs types de pressions majeures s'exerçant sur les peuplements de poissons des eaux de transition. Il prend en compte, non seulement celles les modifiant directement et perturbant ses habitats, mais aussi la qualité de l'eau, au travers de ses concentrations en polluants métalliques et organiques mais aussi celle des organismes vivants eux-mêmes, grâce aux analyses effectuées directement sur le biote.

Cependant, il apparaît très important de considérer aussi la partie terrestre, bordant la masse d'eau, en étudiant les aménagements et les activités présentes sur ces zones rivulaires. Une approche basée sur des systèmes d'informations géographiques a été menée, afin d'ajouter à l'indice de pression anthropique une dimension spatiale de proche en proche (à moyenne échelle). Ce type d'approche a déjà été menée pour définir des indices de qualité des rivières à l'aide d'indice biologique global normalisé (IBGN) par des équipes du *Cemagref* de Lyon (Wasson, Villeneuve et al. 2005).

L'utilisation de Corine Land Cover 2000 (CLC 2000) (www.ifen.fr) et des limites des eaux de transition permet de caractériser l'occupation des sols sur des zones tampons de diverses tailles : 0,5km, 1km et 2km, en bordure de celles-ci.

Les analyses croisées des paramètres d'occupation des sols permettent une synthèse exhaustive des caractéristiques des masses d'eau de transition (listées dans la présentation de l'indice F.I.S.H. (Figure 26), proposé lors des journées de restitution Seine Aval à Rouen les 6 et 7 septembre 2006).

Pour chaque MET, plusieurs zones tampons sont définies : 500m, 1km et 2km (Figure 10).

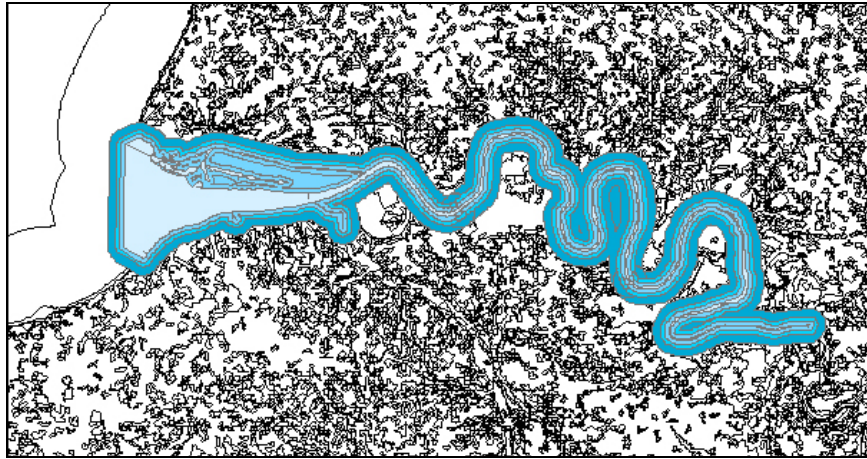


Figure 10 : Tracés des zones tampons (« buffer ») de 0.5Km, 1.0Km et 2.0Km, autour des masses d'eau de transition de l'estuaire de la Seine.

A l'aide du Système d'Information Géographique Arcview 10 (ESRI) nous avons croisé la couche graphique des masses d'eau de transition et la couche Corine Land Cover 2000 (CLC 2000) (www.ifen.fr), qui répertorie l'occupation du sol sur l'ensemble du territoire français en fonction du type d'activité (Tableau 11 Annexe). Cette analyse croisée permet de déterminer les diverses activités sur ces zones tampons rivulaires des MET.

Ce type de traitement produit une carte d'occupation du sol (*i.e.* l'ensemble des parcelles et leur type) de l'ensemble du pourtour de la masse d'eau étudiée. Le pourcentage d'occupation du sol relatif à une activité, ou à un groupe d'activités, en est ensuite extrait.

Le choix du buffer de 1 km a été arrêté à l'aide d'une analyse de classification ascendante hiérarchique qui, confrontée aux avis d'experts, permet de démontrer sa pertinence dans le cadre de notre analyse.

Le niveau de définition proposé par CLC 2000 et correspondant à une répartition en 15 catégories d'occupation du sol s'est avéré le plus adapté.

De même que pour les autres types de pressions (pollution, sur l'habitat et le vivant), une A.C.P. a été effectuée, sur ces diverses catégories d'occupation du sol en bordure des masses d'eau de transition. Celles-ci sont en premier lieu réparties en classes (Tableau 3), puis triées selon la pression engendrée sur le milieu aquatique. Sont notées avec des valeurs positives celles considérées comme néfastes, à savoir les zones urbanisées, industrielles, les mines décharges et chantiers. Les occupations considérées comme neutres, dont les espaces verts et les zones agricoles hétérogènes, sont notées 0. Et enfin les catégories restantes, qui *a priori* n'exercent pas de pressions sur le milieu et qui ont un effet plutôt bénéfique, telles que forêts, prairies, zones humides, milieux aquatiques, etc., sont notés négativement dans le calcul de notre indice (Tableau 4).

Tableau 3 : Définition des classes pour les divers types d'occupation des sols, à partir des données de CLC_2000 de la zone tampon de 1 km.

| Pourcentages | Classes |
|--------------|---------|
| 0% | 0 |
| < 25% | 1 |
| 25% << 50% | 2 |
| > 50% | 3 |

Tableau 4 : Répartition des types d'occupation des sols (Corine Land Cover 2000), selon les pressions anthropiques exercées sur le milieu aquatique adjaçant. Les pressions anthropique considérées comme néfastes sont marquées en rouge, celles jugées neutres en blanc, les autres, plutôt bénéfiques, en vert

| Description en 15 catégories | - | 0 | + |
|--|---|---|---|
| 1.1. Zones urbanisées | | | X |
| 1.2. Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication | | | X |
| 1.3. Mines, décharges et chantiers | | | X |
| 1.4. Espaces verts artificialisés, non agricoles | | x | |
| 2.1. Terres arables | | | x |
| 2.2. Cultures permanentes | | | x |
| 2.3. Prairies | x | | |
| 2.4. Zones agricoles hétérogènes | | x | |
| 3.1. Forêts | x | | |
| 3.2. Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée | x | | |
| 3.3. Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation | x | | |
| 4.1. Zones humides intérieures | x | | |
| 4.2. Zones humides maritimes | x | | |
| 5.1. Eaux continentales | x | | |
| 5.2. Eaux maritimes | x | | |

Le résultat de l'analyse en composante principale, effectuée à partir des 15 types d'occupation des sols organisés en 4 classes (0 à 3) et trois catégories selon leur effet (bénéfique, nul ou néfaste, soit -/0/+), sur les masses d'eau, figure ci-dessous (Figure 11).

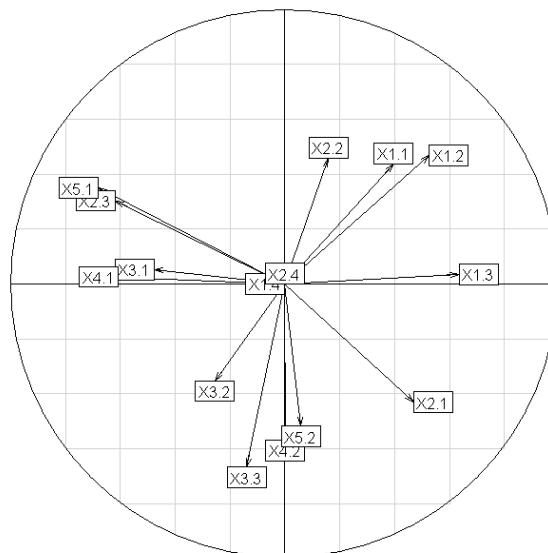


Figure 11 : Analyse en composante principale (centrée normée) réalisée sur des classes de pressions d'occupation des sols, bénéfiques ou néfastes, identifiées à partir des données CLC_2000, pour 75 MET de la façade atlantique, de la Manche et de la Méditerranée.

L'axe F1 de la Figure 11 représente plutôt une discrimination entre des zones dites naturelles (5.1 : eaux continentales ; 2.3 : prairies ; et 3.1 : forêts) et les zones agricoles (2.1 : terres

arables et 2.4 : zones agricoles hétérogènes) ou fortement modifiés à ciel ouvert (1.3 mines, décharges et chantiers) donc considérées comme dégradantes pour les masses d'eau.

L'Axe F2 de la même figure, discrimine plutôt les zones d'agricultures intensives (2.2 : cultures permanentes) ou anthropisées (1.1 : zones urbanisées ; 1.2 : zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication) des zones naturelles ou faiblement aménagées (3.2 : milieux à végétation arbustive et/ou herbacée ; 3.3 : espaces ouverts, sans, ou avec peu de végétation, 4.2 : zones humides maritimes, 5.2 : eaux maritimes).

Comme pour les précédentes pressions étudiées, un histogramme est construit à partir des coordonnées de l'axe 1 de l'A.C.P.

Les MET s'ordonnent selon une répartition symétrique de part et d'autre du barycentre (Figure 12). En ce qui concerne les données de la Seine, on remarque que les trois masses d'eau sont fort différentes en ce qui concerne ces pressions liées à l'occupation du sol en zone rivulaire.

La Seine centrale possède une valeur négative, proche des plus faibles valeurs, correspondant donc à un environnement rivulaire plutôt naturel et donc susceptible de maintenir une bonne qualité de la masse d'eau. La Seine amont présente une valeur faiblement positive. Elle est sujette à des pressions plus importantes, en particulier agricoles et urbaines. Enfin la Seine aval montre une des valeurs les plus hautes en raison des aménagements urbains et industriels importants de ses rives qui caractérisent cette partie de l'estuaire, engendrant donc une pression anthropique beaucoup plus forte qu'à l'amont de l'estuaire.

Les occupations des sols identifiées discriminent très clairement les trois masses d'eau de la Seine.

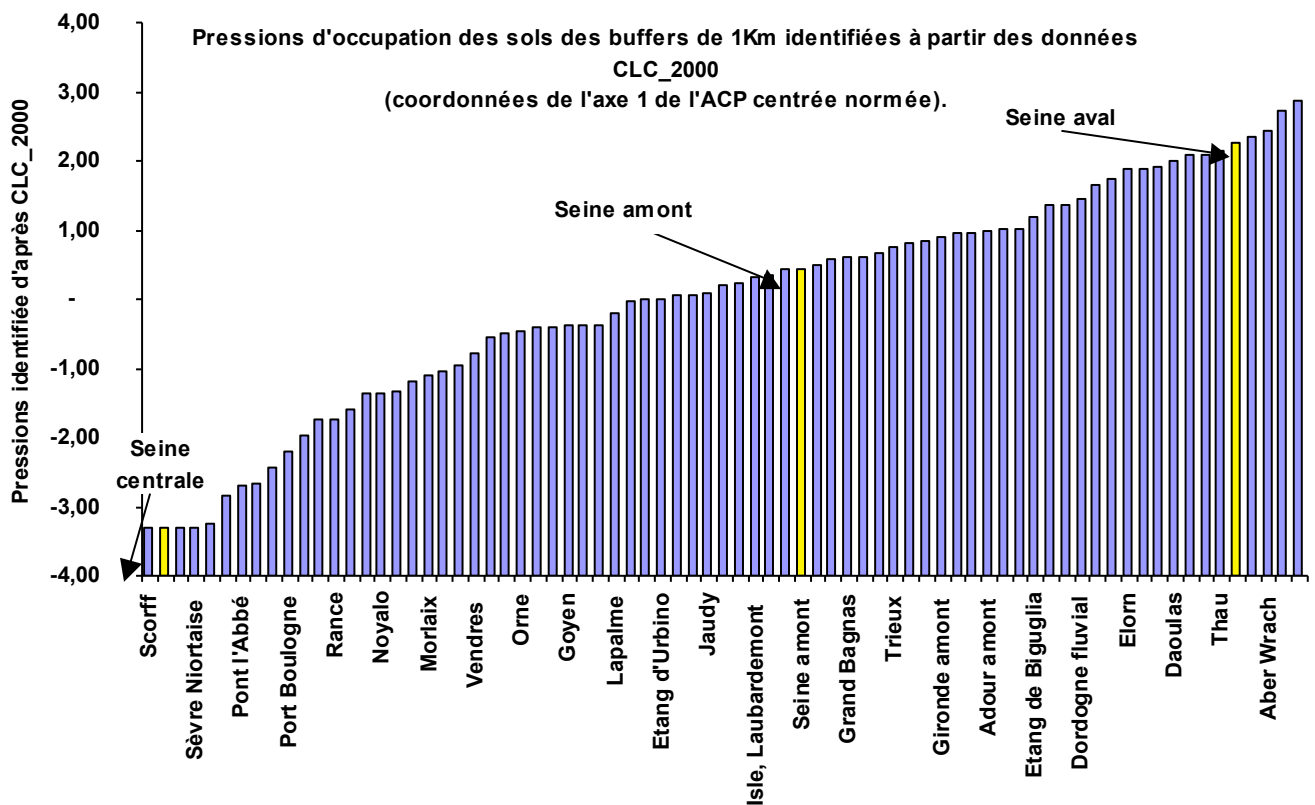


Figure 12 : Histogramme des pressions d'occupation des sols (CLC_2000) construit à partir des coordonnées centrées normées de l'axe 1 de l'ACP. Le 0 représente le barycentre.

3.2.6 Synthèse des données anthropiques

Indice global de pressions anthropiques



La définition d'un indice composite de pression anthropique incluant aussi les aménagements rivulaires intègre une grande partie des variables forçantes s'exerçant sur les masses d'eau de transition.

Les masses d'eau amont et central de l'estuaire de la Seine ne se distinguent pas par leurs pressions sur le vivant et l'habitat, et se situent toutes deux presque au niveau du barycentre dans la représentation des MET françaises, contrairement à Seine aval nettement plus touchée par ces pressions (en particulier les métaux lourds, HAP, PCB et métox). L'approche basée sur le type d'occupations des sols dans une zone rivulaire d'un km de large, met en évidence une discrimination forte des trois masses d'eau de la Seine., Les masses d'eau de Seine aval et Seine centrale occupant des positions extrêmes, car très aménagée et modifiée pour la première au niveau de ses rives, demeurées plus naturelles pour la seconde. Seine amont quant à elle tient une position médiane sur cette échelle, proche du barycentre.

4 Composante biocénotique

Notre démarche s'articule en deux étapes :

- i) choix et sélection de métriques pertinentes pour construire l'indicateur poisson et donc caractériser ces peuplements piscicoles des MET
- ii) élaboration de classes qualifiant chacune de ces métriques, de manière relative (les unes par rapport aux autres) ou absolue (échelle de 1 à 5).

4.1 Métriques et standardisations

La diversité biogéographique des eaux de transition françaises implique une prise en compte des écorégions pour établir les listes faunistiques de poissons servant de référence dans l'élaboration des métriques.

Une double approche est mise en œuvre pour établir ces listes faunistiques:

D'une part, trois listes d'espèces sont élaborées (annexe) pour recenser tous les taxons dont l'aire de répartition recoupe nos zones d'études (Figure 13), respectivement la Manche, le golfe de Gascogne et la Méditerranée. Ces listes contiennent toutes les espèces potentiellement présentes, c'est-à-dire qu'elles représentent la richesse régionale potentielle en poisson, également dénommée diversité γ .

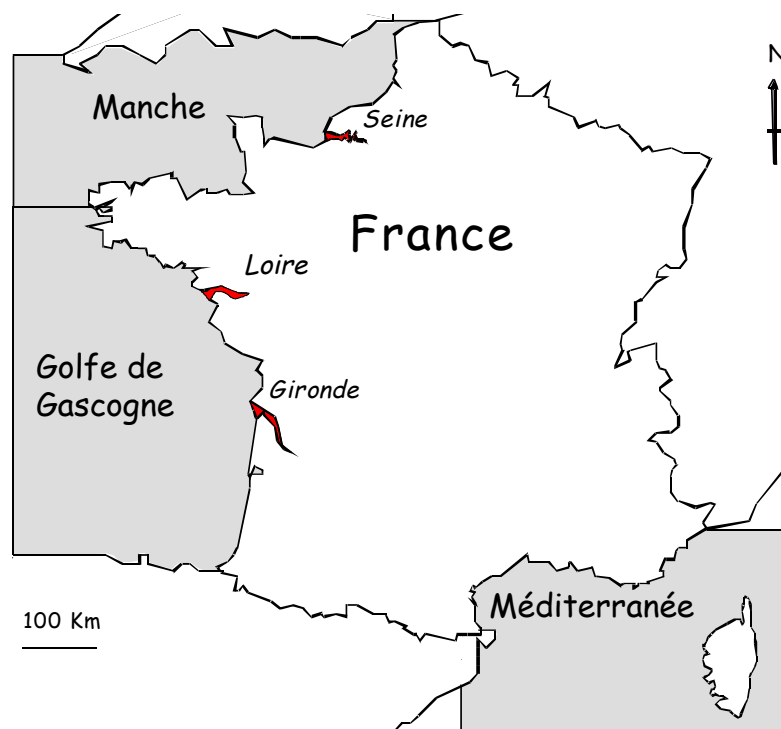


Figure 13 : Les trois écorégions et les trois grands fleuves de la façade ouest de la France.

D'autre part, nous utilisons des inventaires standardisés :

- Soit durant une longue période de temps (1981 à 2005) : cas de la Gironde , avec un suivi intensif (chalut à panneaux), de périodicité mensuelle la plupart des années ;
- Soit au contraire sur une période plus courte (2001-2004), mais à l'aide d'une combinaisons d'engins de pêche : cas de la Seine (sennes de plage, filets verveux et trémails, chalut à perche, guideau, pêche électrique, nasses).

Ces inventaires très complets conduisent ainsi à définir deux listes d'espèces capturables grâce à de gros efforts de pêches, temporels ou spatiaux. Les listes faunistiques obtenues ainsi représentent chacune la richesse inter-inventaires ou diversité β , référence qui permet de statuer sur la méthode d'inventaire la plus pertinente pour établir une liste aussi représentative que possible des espèces présentes dans nos milieux.

Cette démarche se rapproche de celle développée par Ramm (1988) avec son « Community Degradation Index » où le principe est d'établir une liste présentant le potentiel maximum observé pour une région et de comparer les observations de chaque estuaire à ce potentiel maximum.

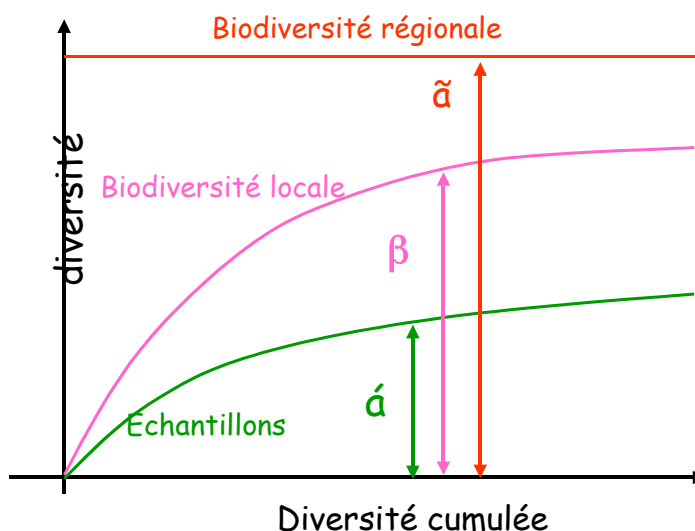


Figure 14 : Représentation schématique des listes faunistiques illustrant la richesse spécifique d'une écorégion en fonction des efforts de captures. La diversité inter-sites β est approchée par le cumul des échantillons prélevés dans les différents habitats locaux α , tandis que la diversité régionale potentielle γ est évaluée à partir de l'aire de distribution des espèces.

La comparaison des listes d'espèces ainsi établies dans les deux écorégions étudiées, Manche et Golfe de Gascogne, montre des richesses potentielles similaires (176 sp. vs 160 sp.) (Tableau 5). De même, les niveaux locaux résultant de campagnes récentes, basées sur le protocole national DCE, ne présentent pas de différence significative (24 sp. vs 23 sp.) (Tableau 5). En revanche, la diversité inter-sites β présente un écart important (29 sp. vs 73 sp.) (Tableau 5), qui peut s'expliquer ainsi.

Comme le montre ces jeux de données de la Seine et de la Gironde, la description d'un peuplement par des suivis (échantillonnages) à long terme conduit à dénombrer davantage d'espèces. Ceci en raison du très grand nombre d'espèces rares ou accidentelles. Ainsi les données issues des campagnes effectuées par le *Cemagref* sur la Gironde entre 1986 et 1994 recensent 41 espèces, dont 31 avec des fréquences d'occurrence inférieures à 12,5% (Vyns 2006).

Tableau 5 : Récapitulatifs du nombre d'espèces caractérisant la diversité régionale (γ) potentielle, la diversité inter-sites (β) et la diversité locale (α).

| Diversité | Seine oligohaline et douce (multi engin) 2001-2004 | Gironde mésohaline (suivis long terme au chalut) 1981-2005 |
|---------------------|--|--|
| régionale γ | 160 | 176 |
| inter-sites β | 29 | 73 |
| locale α | 23 | 24 |

L'objectif du développement de l'indicateur poisson étant de permettre de qualifier l'état des masses d'eau de transition, il faut donc comparer les résultats d'une année donnée à un peuplement dit « de référence » qui permet de situer la liste faunistique obtenue par rapport à un échantillon attendu. C'est à dire qu'une comparaison entre la liste « type » et la liste obtenue permet alors le calcul d'une déviation par rapport à un peuplement de référence.

L'écorégions Manche présente des conditions particulières. D'une part elle est située sur la partie la plus septentrionale du territoire français et les espèces qui peuvent y être potentiellement capturées appartiennent aux faunes lusitaniennes⁵ et arctique-boréales⁶. D'autre part elle est la seule à communiquer avec la mer du Nord.

Du fait de ces deux caractéristiques elle possède une biocénose originale. Une liste d'espèces de poissons potentiellement capturables a été créée sur avis d'experts (Groupe français « poissons dans les eaux de transition »). Elle fait l'objet de mises à jour régulières suivant l'arrivée de nouveaux jeux de données ou de nouvelles publications. Cette liste constitue la diversité potentielle régionale pour l'estuaire de la Seine.

Insérer ici la liste pour la Seine

4.2 Choix des métriques

Suite à la réalisation des inventaires, par échantillonnages locaux standardisés (α) et à l'établissement de listes de référence faunistique (β et γ), diverses métriques sont susceptibles d'être sélectionnées en vue d'élaborer un indicateur poisson, pour les masses d'eau de transition.

La littérature relative aux indicateurs multimétriques est abondante et une liste importante de métriques peut être construite : près de 80 au total (Simon and Lyons 1995). Ces métriques peuvent être des valeurs absolues, comme la richesse spécifique, ou des valeurs relatives, tel le pourcentage d'espèces piscivores ; certaines se présentent sous forme d'indice, comme l'indice de diversité de Shannon-Weaver (Shannon 1948) ; d'autres encore, développées dans des cas particuliers, ne sont pas transposables à tout ou partie des masses d'eau de transition françaises en raison de leurs caractéristiques particulières (biotiques ou abiotiques).

Parmi ces métriques, l'affectation des espèces à des guildes, classiquement utilisées par Elliott & Dewailly (1995), afin de s'affranchir de la variabilité spécifique des peuplements estuariens, impose des choix.

En effet, le classement des espèces dans les diverses guildes écologiques tend à différer selon le type de milieu et l'écorégion, pouvant ainsi conduire à certaines divergences. De fait, le comportement de colonisation d'une même espèce de poisson est susceptible de varier, par

⁵ Lusitanienne : caractérise les espèces appartenant à la région qui correspond à la province franco-ibérique allant de Brest au nord jusqu'au niveau de Gibraltar au sud (cap Saint-Vincent).

⁶ Arctique-boréale : caractérise les espèces appartenant à la région arctique-boréale, c'est-à-dire de la Manche au cap Nord.

exemple selon la taille de l'estuaire et en particulier de la zone tidale voire intertidale. Ainsi, alors que les zones intertidales des grands estuaires sont peu colonisées par les bars européens adultes (*Dicentrarchus labrax*), ces mêmes zones dans des systèmes plus petits comme la Baie de Saint-Brieuc sont activement colonisées par cette espèce, pour des raisons trophiques. De même, alors que les grands systèmes estuariens sont parfois colonisés par les juvéniles d'anchois (*Engraulis encrasicolus*), de petites baies fermées, comme la baie de l'Aiguillon, exutoire de la Sèvre Niortaise, sont en revanche susceptibles d'en accueillir en forte abondance durant l'été (Parlier *et al.* 2006).

Une telle variabilité comportementale, qui relève de la plasticité écologique des organismes et de leurs capacités d'adaptation aux variations des conditions de leur environnement, est indéniable. Néanmoins la nécessité de classer chaque espèce dans une seule guilda a conduit à la recherche de compromis. Lesquels ont été validés par le Groupe français d'Experts « Poissons dans les eaux de transition »⁷ du M.E.D.D.

Sur cette base, sont élaborées, puis calculées, les métriques dont la combinaison conduit à l'indicateur poisson.

Nous rappelons ici que les choix faits concernant les espèces de poissons et leurs classements dans les guildes apparaîtront à certains spécialistes de ces espèces comme inadéquats car ils ne tiendront pas compte de certaines spécificités relatives à ces espèces. Il s'agit là d'un problème d'échelle d'observation qui impose dans certains cas de prendre un peu de recul pour ne garder que les traits les plus évidents au détriment de détails qui peuvent toutefois avoir leur importance à l'échelon local. Notre objectif final étant de développer un indicateur poisson pour l'ensemble des eaux de transition françaises, nous nous appliquerons à garder cette échelle de mesure en tête tout en maintenant le meilleur niveau de pertinence et de sensibilité des métriques qui seront retenues.

4.2.1 Métriques non caractéristiques des assemblages piscicoles

Certains indices multimétriques incluent les crustacés (Borja, Franco *et al.* 2000; Borja, Galparsoro *et al.* 2006). D'autres font référence aux paramètres de l'environnement, comme la teneur en chlorophylle *a*, ou des paramètres physico-chimiques, tels que la salinité, la turbidité ou la température.

De telles métriques sont volontairement écartées de notre méthodologie car ne reposant pas *stricto sensu* sur la composition des peuplements de poisson. Ces éléments, quand ils sont disponibles, peuvent parfois permettre d'expliquer un résultat « anormalement » bas ou élevé de l'indice et viennent donc en soutien à l'interprétation du résultat final plutôt que d'entrer directement dans la composition de l'indicateur.

4.2.2 Métriques inadaptées aux écorégions françaises

Certaines métriques, bien que liées aux peuplements de poissons, sont inadaptées au contexte de nos masses d'eau de transition.

⁷ **Groupe français d'Experts « Poissons dans les eaux de transition »** : la Directive Cadre de l'Eau s'appliquant à toutes les MET (façade Atlantique, Manche et Méditerranée), le MEDD a souhaité former un groupe d'experts. Ils apportent, du fait de leurs expériences variées et de leurs connaissances de ces systèmes, une expertise importante dans la réalisation de programme comme le programme LITEAU II. Ce groupe d'expert est formé d'universitaires, de cadres de recherche et d'opérateurs privés (bureau d'étude ou gestionnaire).

Par exemple, en raison de l'absence de certaines espèces sur l'ensemble des écorégions considérées, comme l'éperlan (*Osmerus eperlanus*) qui est utilisé dans le calcul de l'indice poisson néerlandais (Jager, *comm. pers.*).

En France occidentale, l'aire de répartition de cette espèce a en effet évolué depuis ces 20 dernières années. En particulier, un glissement septentrional de sa distribution s'observe actuellement, probablement dû au réchauffement global. Ainsi, en Gironde, limite historique sud de son aire de distribution, les captures y sont quasi nulles depuis 5-6 ans. Il est donc clair que l'effet du changement climatique sur les aires de répartition des espèces s'avère aussi être un élément capital à prendre en compte (Wilby *et al.* 2006).

4.2.3 Métriques basées sur des espèces indicatrices

Coates *et al.*, 2007 utilise en tant qu'espèces indicatrices, les espèces migratrices (Alose vraie et feinte, lamproies fluviatiles et marines, éperlan, salmonidés : saumon et truite de mer et anguille. Chacune de ces espèces étant admises de par leurs statuts d'espèces vulnérables ou menacées et par leur sensibilité à la température et à l'oxygène dissous (Turnpenny *et al.*, 2006). Nous avons donc décidé de conserver cette notion d'espèces indicatrices en terme de présence/absence en considérant que cette information pouvait provenir d'une source extérieure aux inventaires poisson à proprement parler (ex : source Conseil Supérieur de la Pêche, statistique pêche professionnelle, association pêcheurs amateurs à la ligne et aux engins, etc.).

Nos collègues espagnols ont, quant à eux, utilisé la notion d'espèces indicatrices de pollution mais sans en faire de liste précise (Borja, *com pers.*).

4.2.4 Abondances absolues et densités

Le groupe de travail européen d'intercalibration, constitué dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, le *North East Atlantic Geographical Intercalibration Group* (NEA-GIG) a acté l'extrême difficulté d'estimer des abondances ou des densités absolues dans les eaux de transition. Par conséquent, d'un commun accord, les chercheurs du NEA-GIG ont décidé de ne pas recourir aux métriques liées aux abondances ou aux densités absolues, que celles-ci soient numériques ou pondérales.

Ce choix correspond à celui déjà fait dans le cadre du développement d'indices de type IBI par Karr (1981). Cependant, la notion d'abondance relative (Captures par Unité d'Effort, % d'une espèce par rapport à l'ensemble de l'échantillon, etc.) est à conserver car la seule diversité spécifique n'est pas suffisante pour détecter des dysfonctionnements à l'intérieur d'un peuplement.

Nous avons tout de même décidé de ne prendre, dans un premier temps, que des métriques en valeur absolue, c'est-à-dire sans recourir à des proportions.

Remarque : dans le cadre du GIG-NEA et d'une campagne d'intercalibration effectuée en octobre 2006 en Irlande du Nord, ayant pour objectif le développement d'un indice poisson harmonisé au niveau européen, des abondances numériques absolues – sous forme de CPUE – ou des indices de densités, ont tout de même été calculés. Les résultats de cet inter étalonnage ne sont pas encore publiés. Cependant, une campagne de comparaison inter chaluts a été. Ils doivent permettre de mieux comparer les données issues des prélèvements des divers engins et protocoles utilisés par les membres actifs du GIG-NEA (eg chalut à perche de diverses tailles et filets verveux).

4.2.5 Métrique indice anatomopathologique

Pour aller au delà de « l'état » des peuplements de poissons pour juger de la qualité des habitats et plus largement des conditions de vie de ces derniers, nous avons développé un indice reflétant « l'état de santé » des poissons. Ce travail réalisé à la demande de Seine Aval n'est pas intégré dans le développement de l'indicateur poisson pour la DCE au niveau national. Cependant l'outil « codes patho » est appelé à prendre une place plus importante dans les suivis de peuplements de poisson en France et à l'étranger.

Cet indice anatomopathologique vient d'être achevé et n'a donc pas encore été utilisé lors des campagnes d'inventaires de type DCE. Une seule sortie sur la Seine a été réalisée afin de vérifier l'applicabilité de l'outil d'observation nécessaire à mettre en place pour renseigner l'indice anatomopathologique. En revanche son utilisation dans les prochains inventaires pourra être envisagée.

4.2.5.1 Introduction

Les organismes exposés aux contaminations diffuses subissent un stress environnemental global. Lorsque ce stress ne dépasse pas leurs limites d'adaptation, il peut modifier ou perturber des mécanismes biologiques au sein d'un organisme et provoquer des pathologies (Burgeot *et al.*, 1997).

Les lésions externes observées chez différentes espèces de poissons sont statistiquement corrélées avec la dégradation de la qualité de l'eau (déficience en oxygène), la contamination chimique (métaux lourds, organochlorés, effluents) des habitats et le stress induit par la pollution, même si certaines maladies ont aussi des causes multifactorielles (ICES, 1989).

Ainsi, l'observation d'anomalies telles que les déformations du squelette, les tumeurs et les érosions de nageoires peut être très utiles dans les programmes de surveillance. Ces observations fournissent de simples analyses qualitatives sur le niveau de pollution d'un site donné sans pour autant pouvoir en quantifier les effets (Sindermann *et al.*, 1980).

Aussi, l'ensemble des déformations et des maladies des poissons peuvent être considérées comme un indicateur approprié de la santé des populations (Clark & Topping, 1989) car elles représentent le terme d'une conséquence biologique qui intègre tous les facteurs environnementaux qui affectent la santé des poissons (Bucke *et al.*, 1996).

En conséquence, la surveillance pathobiologique apparaît donc comme un outil expérimental, ayant la capacité de mettre en lumière les zones de forte pollution (Sindermann *et al.*, 1980).

Dans la première description de l'Index of Biotic Integrity (I.B.I), un indice de condition attribué à chacun des poissons a été développé. Cet indice a été repris par d'autres auteurs au cours des années 1990 (voir synthèse dans Simon and Lyons 1995)

4.2.5.2 Les altérations anatomo-morphologiques généralement prises en compte

Pour Sindermann *et al.* (1980), il existe trois groupes de maladies et d'altérations pathologiques chez les poissons marins et estuariens qui peuvent être facilement mesurées en termes de prévalence, de variation saisonnière et de distribution géographique. :

1- les ulcères cutanés, les érosions des nageoires et les anomalies du squelette ;

- 2- les tumeurs, souvent reliées avec la présence de substances cancérigènes ;
- 3- la sensibilité des poissons aux maladies infectieuses (lymphocystis ; parasitisme).

Les fortes prévalences de ces manifestations pathologiques, corrélées géographiquement avec de fortes pollutions environnementales, reflètent le stress induit par celles-ci.

4.2.5.3 Les « Codes pathologie » : un outil pertinent y compris en milieu estuarien

Les anomalies anatomo-morphologiques externes des poissons sont multiples et, parmi elles, un certain nombre de descripteurs pathobiologiques ont été pris en compte dans les programmes de surveillance de la qualité des habitats et de l'environnement et pour caractériser l'état de santé des communautés ichtyologiques.

Toutefois, il est recommandé de ne prendre en compte qu'un nombre restreint de conditions pathologiques, en raison de la difficulté à détecter des cas de maladies de faible prévalence (ICES, 1989).

Par ailleurs, afin de cerner le rôle du milieu naturel dans l'épidémiologie de certaines maladies, il est essentiel d'identifier correctement les lésions observées et de comprendre l'impact de ces lésions sur l'état clinique et la survie de l'animal (Uhland *et al.*, 2000).

L'identification de ces pathologies, externes et internes, permet de préciser les effets à long terme résultant d'exposition sur plusieurs années. Ces effets à long terme étudiés dans des tissus ou des organes cibles ont une signification écologique forte et permettent de proposer une interprétation au niveau des populations (Burgeot *et al.*, 1997).

Aussi, après une analyse bibliographique approfondie et de nombreuses observations sur le terrain dans plusieurs estuaires, lagunes et fleuves en plus des eaux douces, nous proposons ici un outil d'observation des anomalies anatomo-morphologiques macroscopiques externes des poissons, qui repose sur 7 descripteurs d'intérêt écopathologique majeur :

- 5 descripteurs pathologiques : **déformations, tumeurs, érosions, ulcères, nécroses**
- 2 descripteurs biologiques : la **lymphocystose** et le **macro-parasitisme externe**.

Cet outil vise à observer et à décrire les principales anomalies externes des poissons, visibles à l'œil nu, ainsi qu'à déterminer leur prévalence au sein d'une population (cf document en annexe).

Il va donc permettre, non seulement d'apprécier la condition sanitaire des peuplements ichtyologiques estuariens *via* la nature et la prévalence des lésions et des parasites externes présents, mais également de proposer une orientation de diagnostic (type système-expert simplifié), en renseignant sur les étiologies possibles des différentes altérations constatées.

A ce titre, il sera donc plus qu'un simple outil d'observation et de description, il apparaîtra également comme un instrument d'aide à la décision, notamment pour d'éventuelles études épidémiologiques complémentaires.

L'ensemble de ces descripteurs est regroupé dans une grille de description baptisée « *Codes pathologie* » (cf document en annexe).

Par ailleurs, la nécessité de disposer d'un guide illustré, destiné à aider au diagnostic des principales maladies (ICES, 1989), nous a conduit à élaborer un manuel (cf document en annexe) qui décrit, sous forme de fiches illustrées, chacun des descripteurs sélectionnés.

A chaque descripteur correspond une fiche d'identification, chacune comprenant:

- une définition,

- une description
- une liste des principales causes (= orientation de diagnostic)
- des illustrations du descripteur.

Jusqu'à présent il n'a pas encore été possible de tester ce protocole de façon complète dans le cadre des contrôles de surveillance et inventaires DCE, même si un des auteurs (P. Girard) a participé durant une journée à une campagne DCE menée en septembre 2006 sur l'estuaire de la Seine.

Aussi des ajustements vont probablement s'avérer nécessaires afin de préciser encore ce protocole, en terme de choix des espèces, spectres de tailles à observer et volumes des échantillons à retenir.

4.2.6 Métriques en développement

Cette version de l'indicateur poisson, établie en partie à l'aide des données de l'estuaire de la Seine, reste encore inachevée.

En effet, dans le cadre du développement de l'indicateur DCE (projet Liteau qui s'achèvera fin 2007) basé sur la composante ichtyofaunistique, une démarche de sélection et de tests d'un plus grand nombre de métriques est en cours de réalisation. La richesse spécifique, la diversité seront prises en compte sous forme d'indice, tel que celui de Shannon-Weaver (Shannon 1948). De plus des indices de conditions, tel que l'indice de K Fulton (Ricker 1975) ou des coefficients d'allométrie seront calculés pour les espèces les plus représentatives.

Une approche plus globale de l'appartenance à des guildes trophiques ou à des descripteurs de la composition des assemblages est aussi en cours de développement et de test (dominance, structure démographique simple, parts des différentes guildes, *etc.*).

Ces éléments sont encore en phase de test afin de vérifier leur pertinence et l'apport aux résultats de l'indicateur final car l'ajout de trop nombreuses métriques finit par introduire du bruit dans les données plutôt que de la précision supplémentaire, d'où la nécessité de tester les réponses des métriques une à une, mais aussi plusieurs assemblages de métriques qui peuvent apporter une meilleure sensibilité de l'outil.

4.3 Métriques retenues

Suite à la réalisation, des inventaires des peuplements de poissons par échantillonnages locaux standardisés (α) et l'établissement de listes de référence faunistique (β et γ), diverses métriques sont sélectionnées puis calculées.

Chaque espèce s'est vu attribuer une guildes selon la classification définie par Elliott & Dewailly (1995). Cela a parfois posé un problème car le classement de certaines espèces différait selon les experts. Quoi qu'il en soit, la volonté de classer chaque espèce dans une seule guildes nous a conduit à la recherche d'un compromis, validé par le groupe français d'experts poissons dans les eaux de transition du MEDD⁹.

Dans cette première étape d'élaboration d'un indicateur poisson pour les masses d'eau de transition françaises, 7 métriques sont finalement retenues.

Elles permettent une description relativement simple des peuplements, basée sur des fonctionnalités primordiales.

Il s'agit des métriques suivantes :

- richesse spécifique

⁹ MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

- nombre d'espèces indicatrices (*)
- nombre d'espèces exotiques
- nombre d'espèces résidentes estuariennes, ER (**)
- nombre d'espèces estuariennes dépendantes : MS, MJ (**)
- nombre d'espèces piscivores (***)
- nombre d'espèces invertivores

* *Une liste d'espèces est identifiée grâce à la littérature et sur dires d'experts, parmi lesquelles figurent les poissons migrants.*

** *Ces deux métriques liées à la dépendance des espèces vis-à-vis des zones estuariennes se réfèrent aux guildes développées par Elliott & Dewailly (1995), mais l'affectation des espèces est validée par le Groupe d'Experts français « poissons dans les eaux de transition » du M.E.D.D.*

*** *Pour l'allocation des espèces dans les guildes trophiques est posé le principe qu'une espèce est piscivore même si elle ne consomme que de manière occasionnelle du poisson. Le plus haut niveau trophique potentiel est alors retenu.*

4.4 Evolution des métriques selon le niveau de pression

A compléter avec aussi le tableau

5 Résultats et Discussion

Nous présentons ici les premiers résultats sur la construction de l'indicateur poisson pour les eaux de transition. Ce travail encore inachevé, s'inscrit plus largement dans le programme LITEAU II, pour lequel Seine Aval a apporté une contribution significative.

Nous avons pu voir après analyse des données de la Seine qu'il était illusoire de ne considérer que ces dernières et celles provenant de l'estuaire de la Gironde, pour développer un indicateur suffisamment fiable. L'apport de données supplémentaires, en provenance d'autres estuaires de la Manche et de l'Atlantique, s'avère indispensable. Les difficultés résident dans le fait de pouvoir tester, au-delà des simples hypothèses, les réactions de chacune des métriques vis à vis des pressions anthropiques subies par les écosystèmes et en particulier par les peuplements de poissons.

Jusqu'à maintenant, la plupart des indicateurs développés pour les eaux de transition étaient basés sur « la réponse attendue d'une métrique face à un stress », ces réponses étant parfois des hypothèses assez fortes voire des lieux communs du même type que *le fer dans les épinards*. Nous essayons donc d'aller un peu plus loin dans le choix des métriques afin de tester par des moyens statistiques plus solides leur réaction en fonction du niveau de pression s'exerçant sur le milieu. Cela dit, nous ne pourrions pas éliminer tout recours à l'expertise, dans les choix qui sont faits, car l'absence de conditions de référence, du moins pour les grands estuaires, rend difficile l'estimation de « l'écart à la référence » et le jugement de valeur sur : « qu'est-ce que le bon état » et son corollaire « à partir de quelle limite un état dégradé est-il atteint ». Nous ne prétendons pas répondre à ces questions dans ce rapport, mais nous faisons en sorte d'argumenter nos choix et de signaler les points de faiblesse qui demandent à être étudiés.

Nous donnons des exemples à partir du cas de la Seine en les mettant en perspective avec les travaux déjà engagés sur d'autres estuaires

5.1 Typologie des masses d'eau de l'estuaire de la Seine

L'estuaire de la Seine est divisé en trois masses d'eau. La masse d'eau aval englobe la partie salée de l'estuaire, alors que les masses d'eau amont et centrale comprennent essentiellement les eaux douces tidales et une partie oligohaline, pour cette dernière.

Les masses d'eau de l'estuaire sont classées dans des typologies différentes (voir détails dans Lepage, Lobry et al. 2004). Ainsi, les masses d'eau Seine amont et Seine centrale sont classées dans le type 4. En revanche la Seine aval – qui représente la partie la plus marine – est classée dans le type 5. La classification en 4 types développée au paragraphe 2.1.2. permet de regrouper ces masses d'eau dans un seul type (D).

5.2 Description des peuplements de poissons de la Seine

Pour les trois masses d'eau de l'estuaire de la Seine, les 7 métriques candidates sélectionnées sont calculées à partir de l'ensemble des données disponibles, en ignorant toutefois les captures de certaines catégories d'engins de pêche à la sélectivité très particulière, comme le guideau et la pêche électrique, utilisés uniquement en 2003 et 2004. Pour les données antérieures (Rochard et al. 1997) nous avons utilisé les résultats des inventaires qui avaient été réalisés par le Cemagref à l'automne 1996

Des données plus anciennes (1993-1995), citées par ces derniers auteurs, sont aussi présentées sur la Figure 15. Attention, les efforts de pêche n'ont pas été standardisés entre les résultats de 1996 et ceux de 1993-1995. La cohérence de ceux-ci n'est donc peut-être qu'apparente.

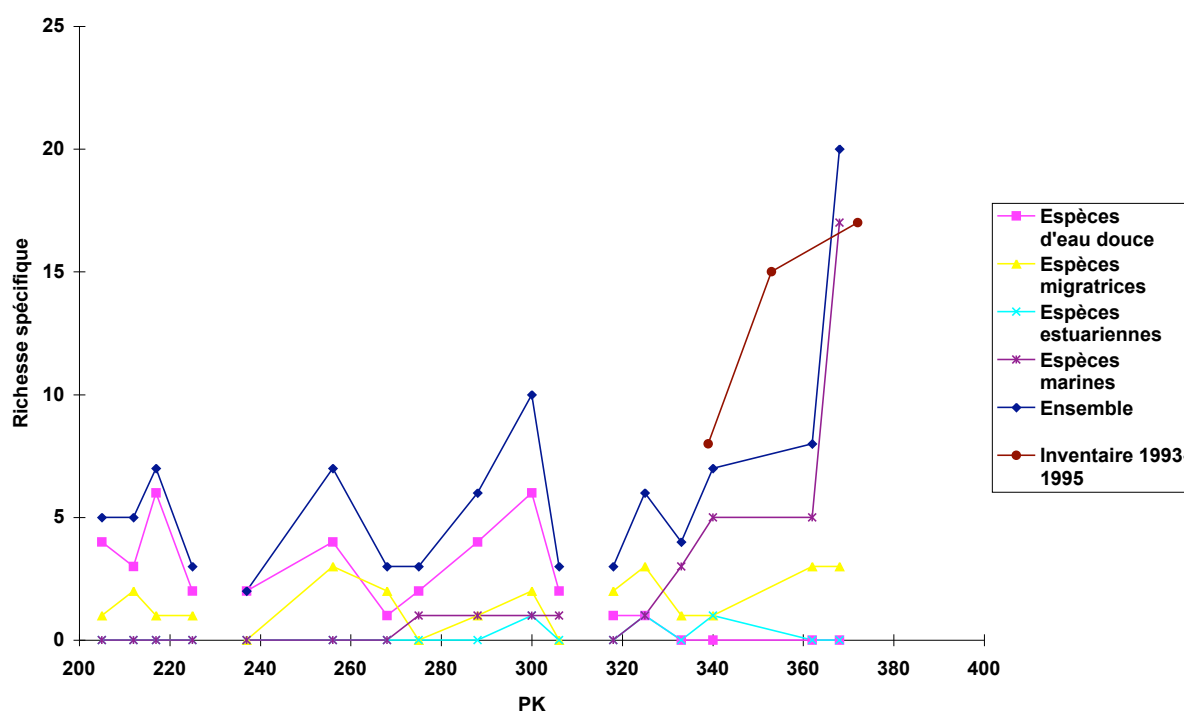


Figure 15 : Résultats des inventaires poisson réalisés sur la Seine en 1993-1995 et 1996. Les données de 1993-1995 proviennent de pêche réalisée par la Cellule de Suivi du Littoral Haut Normand. Attention, les efforts de pêche n'ont pas été standardisés entre les résultats de 1996 et ceux de 1993-1995.

Ces premières données mettent en évidence les particularités des trois masses d'eau de la Seine en ce qui concerne leur richesse spécifique avec les valeurs les plus hautes pour l'extrême aval. Ceci en raison de l'importance du groupe des espèces d'origine marine.

5.2.1 Masse d'eau Seine amont

Depuis 1996, année durant laquelle les premiers inventaires au chalut ont été réalisés dans l'estuaire de la Seine, trois descriptions des assemblages des espèces de poissons ont été effectuées en 2003, 2004 et 2006.

Les données de 1996 et 2006 ne prennent en compte qu'une saison, respectivement l'automne et l'été (une seule campagne prévue pour les masses d'eau fluviales tidales, dans le protocole

national DCE) et le lit mineur du fleuve alors que les données 2003 et 2004 portent sur des échantillonnages pendant une grande partie de l'année.

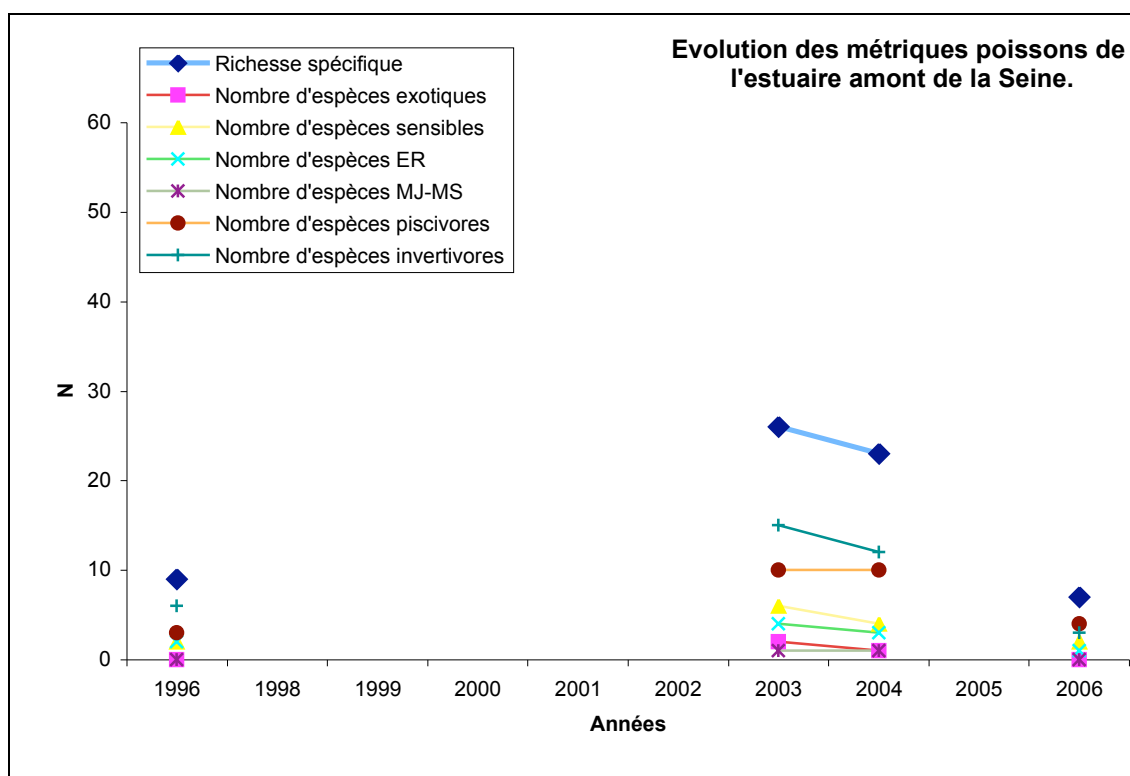


Figure 16 : Evolution des 7 métriques issues des inventaires poissons effectués entre 1997 et 2006 sur l'estuaire amont de la Seine. Les données de 1997 et 2006 ne prennent en compte qu'une saison, respectivement l'automne et l'été.

En 1996, un protocole Cemagref a conduit à la capture de 9 espèces (ablette, anguille, brème, brème bordelière, épinoche, flet, gardon, perche, sandre) en une seule campagne de chalutage à l'automne (chalut à panneaux). En revanche, en 2003 et 2004 la diversité spécifique tourne entre 25 et 30 espèces grâce à la combinaison d'arts dormants (verveux, trémails, senne de plage et nasses) posés aussi sur les habitats rivulaires et connexes de l'estuaire. Cette diversité spécifique retombe à un ordre de grandeur d'une dizaine d'espèce en 2006, au cours d'une seule campagne au chalut à perche.

La plupart des espèces capturées sont d'origine dulçaquicole. Elles composent un peuplement caractéristique de la zone dulçaquicole.

Pour les métriques autres que la richesse spécifique, il s'avère aussi délicat de tenter de définir une évolution temporelle sur cette période, vu la diversité des protocoles et des sites de prélèvements.

Une tendance à la baisse pour l'ensemble des métriques de 2003 à 2004 et un ordre de grandeur comparable entre 1996 et 2006 sont relevés (Figure 16), mais ne permettent guère de statuer sur leur évolution générale au cours de cette décennie.

5.2.2 Masse d'eau Seine centrale

Les protocoles de pêche correspondent à ceux de la masse d'eau Seine amont, à savoir chalut à panneaux en 1997, arts dormants en 2003 et 2004, y compris dans les zones connexes de l'estuaire et enfin chalut à perche en 2006.

L'assemblage d'espèces décrit dans la masse d'eau Seine centrale, essentiellement douce comme celle de l'amont, atteint péniblement les 20 espèces lors des inventaires de 2003-2004. Quant aux inventaires de 1997 et 2006 (respectivement en automne et en été) leur richesse spécifique respective ne dépasse pas 10 espèces.

Les espèces appartenant aux guildes de « migrants marins juvéniles », de « migrants saisonniers » ou de « résidents » (MJ-MS¹¹, ER)¹² ne représentent que très peu d'espèces dans ces assemblages. Ici encore, les espèces d'eau douce dominent.

Pour les autres métriques que la richesse spécifique, aucune tendance générale ne se dessine. L'évolution 2003-2004 est plus contrastée que dans la masse d'eau amont, avec une augmentation pour certaines métriques (richesse spécifique, migrants juvéniles et saisonniers et invertivores), une diminution pour d'autres métriques (piscivores) et une stabilité pour les dernières (espèces sensibles et résidentes). Entre 1997 et 2006 un tassement général des métriques est observé, mais ne reflète peut-être qu'une différence saisonnière.

Comme déjà relevé pour la masse d'eau amont, il s'avère peu réaliste de tirer des conclusions quant à l'évolution temporelle de la structure des assemblages des espèces de poissons dans cette zone au cours des dix dernières années.

¹¹ MJ-MS : espèces appartenant aux guildes Marine Juvenile ou Marine Seasonal (Elliott, M. and Hemingway (2002). Fishes in estuaries. London.

¹² ER : espèces appartenant à la guildes Estuarine Resident (Ibid).

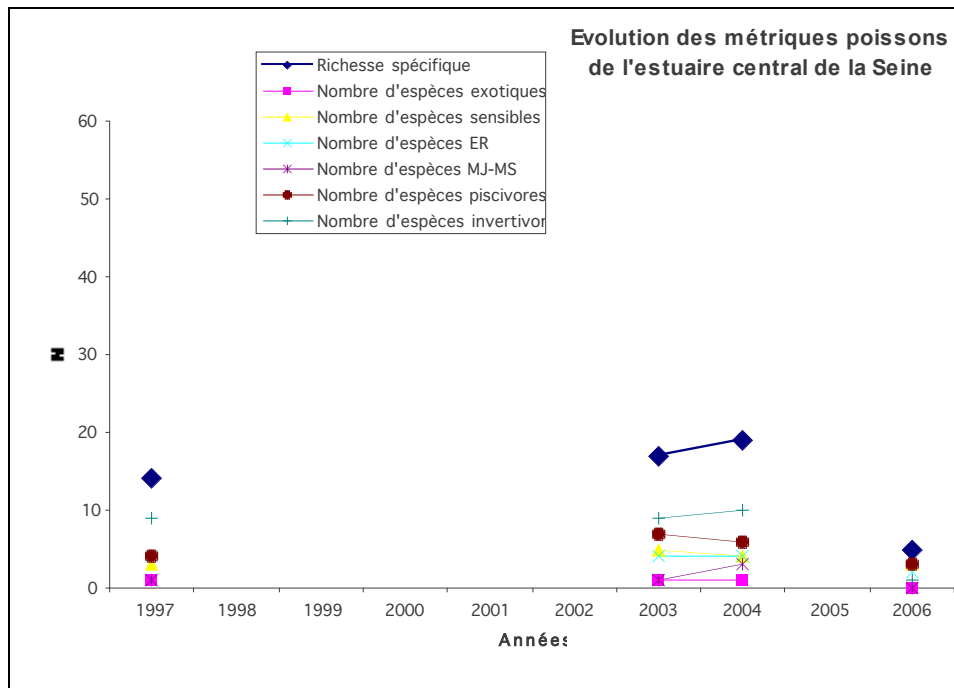


Figure 17 : Evolution des 7 métriques issues des inventaires poissons effectués entre 1997 et 2006 sur l'estuaire moyen de la Seine. Les données de 1997 et 2006 ne prennent en compte qu'une saison respectivement l'automne et l'été.

5.2.3 Masse d'eau Seine aval

L'estuaire aval de la Seine qui comprend une bonne partie de la baie de Seine, a fait l'objet de suivis plus standardisés en partie en raison des travaux et des mesures de suivis, liés au projet Port 2000.

Les échantillonnages dans la masse d'eau aval de l'estuaire, réalisés uniquement au chalut (chalut à panneaux en 1997 et ensuite à perche) sont plus réguliers et s'étalent sur une plus grande période.

En 1997, une richesse spécifique de près de 50 espèces a été décrite. Ce peuplement se compose principalement d'espèces sténohalines marines ou euryhalines. Cinq espèces résidentes y sont dénombrées, et près de 15 espèces utilisant l'estuaire comme une zone de nourricerie ou de manière saisonnière y ont aussi été observées. Mais la taille du chalut à panneaux (environ 13m sur 3m) explique les valeurs inférieures des métriques des années suivantes car obtenues à partir de pêches au chalut à perche, de taille nettement plus réduite (3 m sur 0,5 m)

Les protocoles d'échantillonnages étant similaires entre 2001 et 2005, on peut observer une diminution continue de la richesse spécifique associée à une certaine stabilité des autres métriques.

Les données de 2006, bien que comparables aux années précédentes (chalut à perche identique), ne prennent en compte que les données du printemps. Il est donc délicat de tirer des conclusions quant à la pérennité de l'érosion de la richesse spécifique en 2006 qui ne résulte peut-être que d'une différence saisonnière.

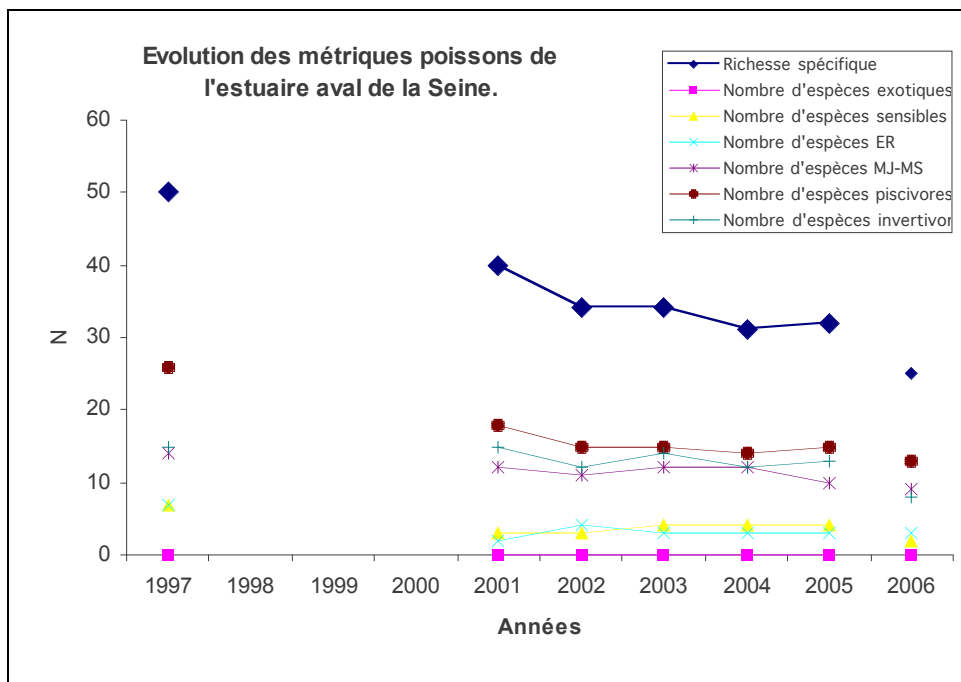


Figure 18 : Evolution des 7 métriques issues des inventaires poissons effectués entre 1997 et 2006 sur l'estuaire aval de la Seine. Les données de 1997 et 2006 ne prennent en compte qu'une saison (respectivement automne et printemps).

5.2.4 Comparaison inter annuelle

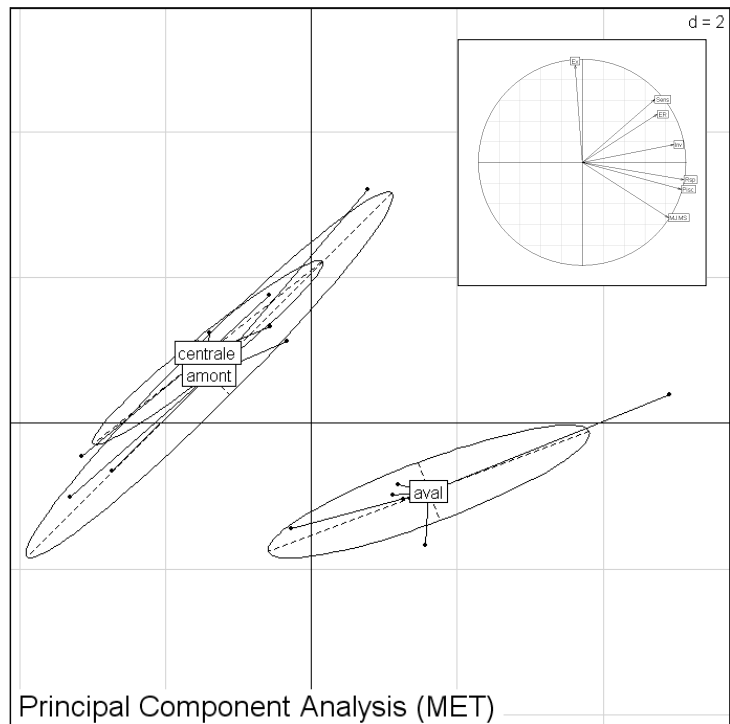


Figure 19 : Projection de l'ACP centrée normée des métriques de description des masses d'eau toutes années confondues (les points représentent les années).

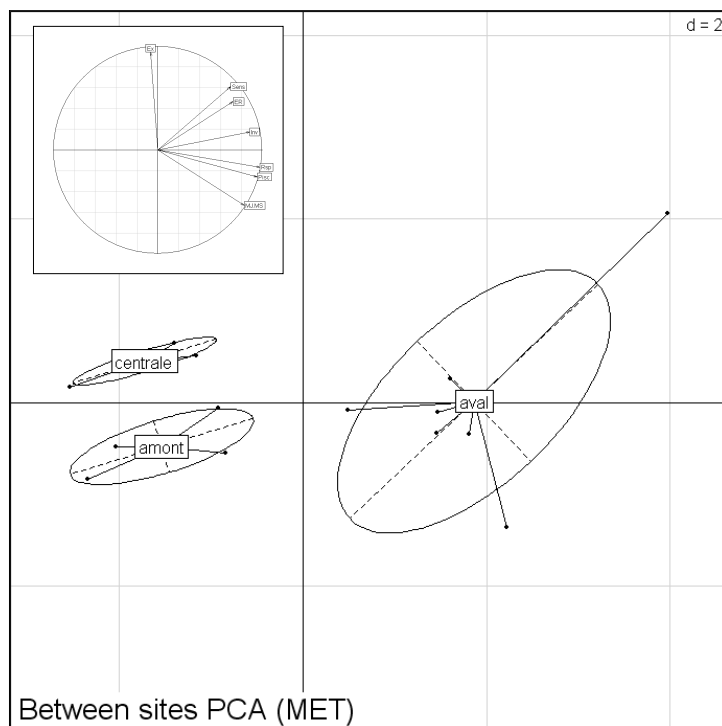


Figure 20 : Projection des données de l'ACP et Caractérisation de la variabilité interannuelle entre les MET.

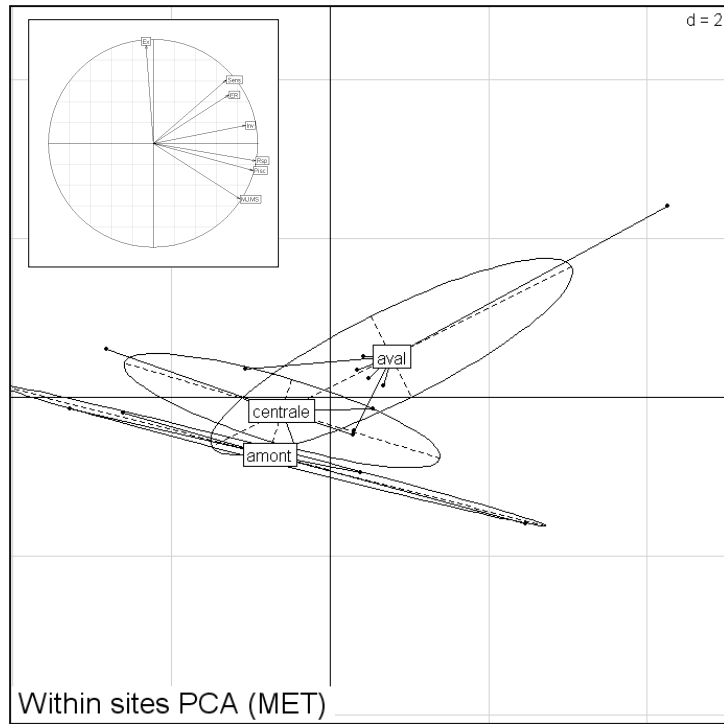


Figure 21 :

5.2.5 Comparaison inter masses d'eau

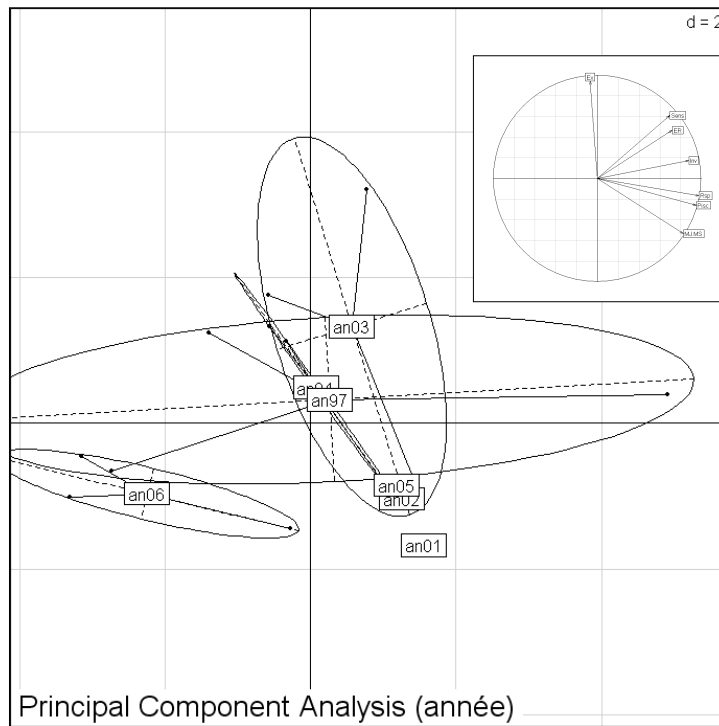


Figure 22 :

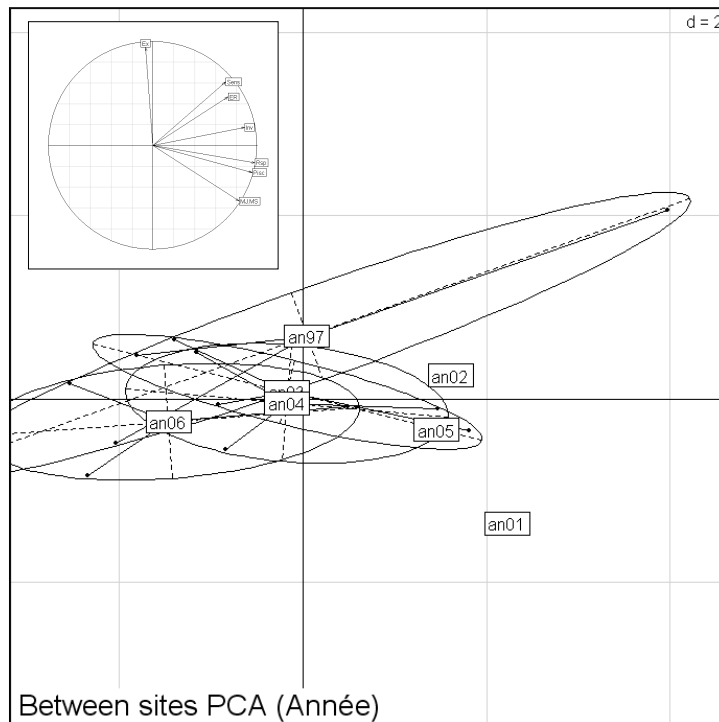


Figure 23 :

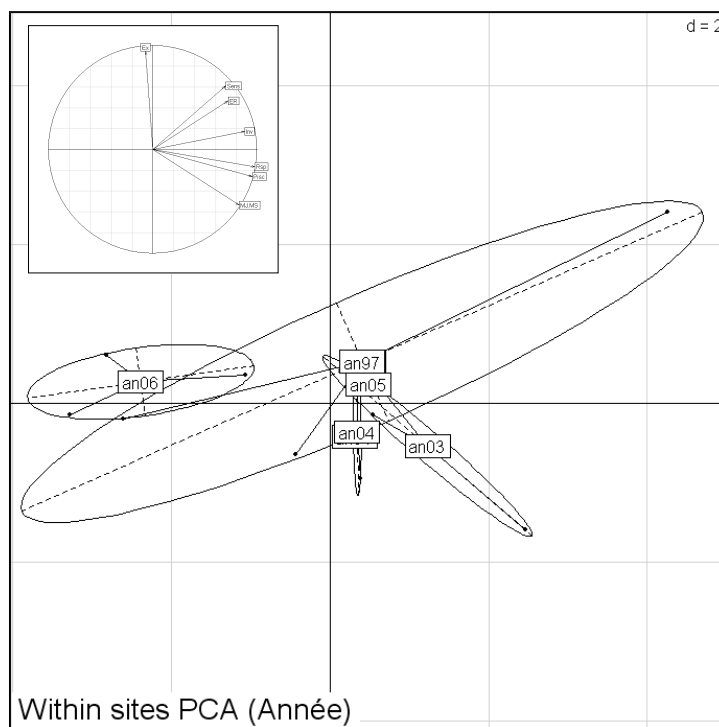


Figure 24 :

5.3 Indicateurs multi métriques poisson, basque et britannique, appliqués aux données de Seine aval et du district Adour Garonne

Notre indicateur poisson étant encore en phase de développement, nous jugeons intéressante l'application d'outils européens, en l'occurrence basque et britannique, aux données

françaises déjà disponibles. En effet, la démarche suivie par ces équipes européennes s'appuie sur des concepts identiques aux nôtres et font appels à un ensemble de métriques proches, voire identiques à celles que nous avons retenues. Cependant les références de ces métriques, tout comme leurs calibrations, diffèrent.

Aussi l'application de ces deux indicateurs a été réalisé sur le jeux de données de Seine aval, regroupant des campagnes de chalutage et seul disponible avant la fin de l'année 2006. Ont aussi été incluses dans cette analyse les données des inventaires DCE du district Adour Garonne, réalisés en 2005.

Un descriptif des deux indicateurs et de leurs métriques, avec les résultats obtenus pour cette application, apporte une information complémentaire au développement en cours de l'indicateur français.

5.3.1 La methode de classification des estuaires développée par l'Environment Agency (UK)

Cette méthode a été élaborée et testée à partir d'un ensemble important de données, non seulement issues de campagnes multi-engins sur différentes masses d'eau de transition du Royaume Uni, dont la Tamise, le Humber et le Tyn (Coates *et al*, 2007), mais aussi d'Afrique du Sud (Harrison et al, 2000). Elle prend en compte les peuplements ichtyologiques au sens le plus strict, à l'exclusion de tout crustacé.

Un ensemble de dix métriques sert à construire cet indicateur poisson anglais. Elles sont présentées, avec leur références, ci-dessous.

Chaque métrique, se voit attribuer un score allant de 1 à 5 (valeur maximale pour une situation très proche de la référence).

5.3.1.1 Métrique 1 : richesse spécifique

La richesse spécifique de la masse d'eau est estimée grâce à la totalité des pêches réalisées au cours de l'année. La richesse spécifique propre à chaque estuaire est comparée à la richesse spécifique de référence, telle que définie ci-dessous.

a) Définition d'une référence

Les richesses spécifiques propres à chaque masse d'eau sont classées par ordre croissant. Puis la richesse spécifique de référence est calculée à partir de la moyenne du quintile supérieur. On ordonne ensuite l'ensemble des espèces répertoriées au cours de l'année, tous estuaires compris, en fonction de leur abondance et par ordre croissant. L'assemblage spécifique de référence sera composé des espèces les plus abondantes, leur nombre étant égal à la richesse spécifique de référence.

b) Comparaison d'une masse d'eau à la référence

Au sein de chaque masse d'eau, la présence ou l'absence des espèces pêchées dans l'ensemble des lieux est relevée, le pourcentage de similitude au niveau spécifique entre chaque estuaire et l'assemblage spécifique de référence est calculé en ayant recours à la distance de Bray-Curtis (D)(Legendre and Legendre 1979):

$$D(x_1, x_2) = \sum |y_{i1} - y_{i2}| / \sum (y_{i1} + y_{i2})$$

x_1 : Masse d'eau de référence

- x_2 : Masse d'eau considérée
- y_{11} : richesse spécifique de la masse d'eau de référence
- y_{12} : richesse spécifique de la masse d'eau considérée

Plus cette distance D est faible, plus les masses d'eau sont considérées comme proches, en ce qui concerne leur richesse spécifique.

Le pourcentage de similitude entre elles peut alors être estimé d'après la formule suivante :

$$\% \text{ similitude} = 1 - \mathbf{D}(x_1, x_2)$$

Le score de la métrique est défini par le barème ci-dessous (Tableau 6).

Tableau 6 : Scores de la métrique 1, richesse spécifique

| Pourcentage de similitude |]0-20] |]20-40] |]40-60] |]60-80] | >80 |
|---------------------------|--------|---------|---------|---------|-----|
| Score | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

5.3.1.2 Métrique 2 : Présence d'espèces « indicatrices » (migrateurs amphihalins).

Lorsque les conditions environnementales dans une masse d'eau ne sont pas adéquates pour les espèces migratrices amphihalines, cette anomalie, ou modification, du milieu peut créer une véritable "barrière" physico-chimique, perturbant leur passage à travers l'estuaire (Elliott and Hemingway 2002). La liste des espèces migratrices amphihalines françaises est la suivante : - l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*), - les aloses vraie (*Alosa alosa*) et feinte (*Alosa fallax*), - l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), - l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*), - les lamproies fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et marine (*Petromyzon marinus*), - le mulot porc (*Liza ramada*), - le saumon atlantique (*Salmo salar*), - la truite de mer (*Salmo trutta*) et - l'éperlan (*Osmerus eperlanus*).

Leur présence dans une masse d'eau ne peut être certifiée sur la base des échantillonnages réalisés dans ces campagnes, car ils ne sont pas conçus pour capturer toutes ces espèces migratrices. Leur existence dans les masses d'eau est donc établi grâce aux relevés ou informations issues pêcheries professionnelles et amatrices.

La présence de l'une de ces espèces au sein d'une masse d'eau permet d'ajouter un point, avec un maximum de 5.

5.3.1.3 Métrique 3: Abondances relatives spécifiques.

Les abondances relatives spécifiques au sein de chaque estuaire, ou masse d'eau, sont comparées à celles de référence.

a) Définition des valeurs de référence.

Il est possible de calculer l'abondance relative des espèces constituant l'assemblage spécifique de référence de deux façons distinctes : soit par rapport à cet assemblage, ou soit par rapport à l'ensemble des espèces présentes dans l'ensemble des masses d'eau. Les deux résultats ne diffèrent pratiquement pas.

b) Comparaison de chaque masse d'eau à la référence.

Comme pour la métrique 1, le pourcentage de similitude avec la référence est calculé grâce à la formule de Bray-Curtis, puis cette valeur est traduite en score, suivant un barème identique.

5.3.1.4 Métriques reflétant la résilience des masses d'eau à travers leur biodiversité.

La résilience désigne l'aptitude d'un écosystème à survivre et à retrouver un état comparable à sa situation initiale, après qu'il ait subi des altérations et des perturbations dans sa structure et/ou son fonctionnement (Ramade 1993). La biodiversité spécifique des écosystèmes est généralement considérée comme un facteur clé de la résilience des écosystèmes face à des pressions anthropiques (Lévêque 1994; Lobry, Gascuel et al. 2003). Il existe de nombreux indices donnant une estimation de la biodiversité, tels que la richesse spécifique, l'indice de Shannon H', ou l'indice d'équitabilité R de Pielou. Comme nous l'avons vu auparavant, les groupes fonctionnels ichtyologiques renseignent également sur cette diversité. Ainsi, certains indices vont permettre de qualifier indirectement la diversité des habitats et donc la résilience et l'état des masses d'eau.

a) Métriques basées sur la présence de certaines guildes au sein des estuaires ou masses d'eau.

5.3.1.4.1 Métrique 7: présence des diverses guildes écologiques

Pour chacune des cinq guildes écologiques définies par Elliot et Dewailly (1995) et présentes au sein des estuaires, un point est ajouté.

-
Ces guildes sont les suivantes :

- Espèces dites « résidentes », inféodées à l'estuaire et qui y passent toute leur vie (ER) ;
- Espèces inféodées à l'estuaire mais qui n'y accomplissent qu'une partie de leur cycle biologique. Soit pour l'exploiter comme une nurserie dans le cas de poissons juvéniles (MJ), soit viennent le prospecter saisonnièrement sous leur forme adulte (MS) ;
- Espèces d'origine dulçaquicole (FW) ;
- Espèces migratrices amphihalines (CA)

5.3.1.4.2 Métrique 10: présence des diverses guildes trophiques

Pour chacune des guildes trophiques, définies par Whitfield (1998) et présente au sein des estuaires concernés, 1,25 point est ajouté.

Ces guildes sont les suivantes :

- Espèces consommant principalement des invertébrés benthiques(BI) ;
- Espèces essentiellement piscivores (P) ;
- Espèces planctonophages (tendance dominante) (Z) ;
- Espèces consommant essentiellement des détritus, de la méiofaune, des microalgues benthiques(D)

- Espèces consommant des macrophytes aquatiques, des algues filamenteuses et les invertébrés associés (M/I)

b) Métriques basées sur la comparaison à une valeur de référence.

Pour chacune de ces métriques, la moyenne du quintile supérieur a été calculée à partir de l'ensemble des données disponibles, afin de définir une valeur de référence.

La valeur de la métrique, obtenue pour chaque estuaire, correspond à un certain pourcentage de celle de référence, permettant ainsi de lui attribuer un score (Tableau 7).

Tableau 7 : Scoring pour les métriques comparant l'abondance relative à la référence

| Pourcentage de la valeur de référence |]0-20] |]20-40] |]40-60] |]60-80] | >80 |
|--|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| Score | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

5.3.1.4.3 Métrique 4 : nombre d'espèces constituant 90% de l'abondance en effectif.

5.3.1.4.4 Métrique 5 : nombre d'espèces dites « résidentes » (ER).

Cette métrique reflète le bon état du milieu pour ces organismes.

5.3.1.4.5 Métrique 6 : nombre d'espèces inféodées à l'estuaire.

Ces espèces n'accomplissent dans l'estuaire qu'une partie de leur cycle biologique :

- soit pour y rechercher des nurseries, dans le cas de poissons juvéniles (MJ) ;
- soit pour des raisons trophiques, ou autres, à certaines saisons, dans le cas des adultes (MS).

5.3.1.4.6 Métrique 8 : nombre d'espèces se nourrissant d'invertébrés benthiques (BI)

5.3.1.4.7 Métrique 9 : nombre d'espèces piscivores (P)

5.3.1.5 Calcul des scores relatifs

Pour chaque masse d'eau les résultats de chaque métrique sont sommés. Ce score total peut s'échelonner de 10 à 50. Un score relatif en est déduit avec la formule suivante:

$$\text{Score relatif} = (\text{Score total} - \text{Score minimum}) / (\text{Score maximum} - \text{Score minimum})$$

5.3.2 La méthode de classification des estuaires développée par l'AZTI (pays basque espagnol)

Cette méthode a été mise au point pour les estuaires basques par l'AZTI (Borja, Franco et al. 2004). Il s'agit de systèmes estuariens de petite taille adossés à la montagne et aux eaux très peu turbides, qui accueillent peu d'espèces. Cela explique la prise en compte des crustacés décapodes, en plus des poissons.

Les campagnes de pêche ont eu recours exclusivement à un petit chalut à perche (de taille inférieure à celui recommandé dans le protocole national français) et non à une combinaison d'engins (chalut à perche, chalut à panneau, senne de plage, verveux et épuisette) comme au Royaume Uni.

Les concepts utilisés pour le développement de cet indicateur sont les mêmes que pour la méthode britannique, présentée ci-dessus. Neuf métriques sous tendent cet indicateur basque (Tableau 8).

Tableau 8 : Liste des métriques et scores associés de la méthode basque (P = poissons; C = crustacés)

| Métriques | Scores | | |
|--|-----------|---------------|---------|
| | 1 | 3 | 5 |
| 1: Richesse spécifique (P et C) | <3 | 4-9 | >9 |
| 2: Espèces indicatrices de pollution (P et C) | Présence | - | Absence |
| 3: Espèces introduites (P et C) | Présence | - | Absence |
| 4: Pourcentage de dommage subis par les poissons | >50 | 5-49 | <5 |
| 5: Présence de poissons plats (%) | <5 | 5-10 ou >60 | 10-60 |
| 6: Présence de poissons omnivores (%) | <1 ou >80 | 1-25 ou 20-80 | 25-20 |
| 7: Présence de poissons piscivores (%) | <5 ou >80 | 5-10 ou 50-80 | 10-50 |
| 8: Espèces réellement estuariennes (P et C) | <2 | 2-5 | >5 |
| 9: Espèces réellement estuariennes (%) (P et C) | <5 ou >50 | 5-10 ou 40-50 | 10-40 |

La **métrique 2**, à savoir les espèces indicatrices de pollution, a été exclue faute de données.

Concernant les espèces introduites (**métrique 3**), 2 espèces sont prises en compte : le crabe chinois, *Eriocheir sinensis* et la perche soleil, *Lepomis gibbosus*.

Pour la **métrique 4**, tous les individus échantillonnés sont considérés en bon état. Cela reste approximatif en l'absence d'un relevé précis de cette information, disponible uniquement de façon générale et seulement pour une partie des masses d'eau analysées.

5.3.2.1 Métriques reflétant la résilience des masses d'eau au travers de leur biodiversité :

La **métrique 5** se réfère aux poissons plats, espèces à comportement strictement benthique. Leur abondance est dépendante de la nature, de la qualité et de la productivité du sédiment. Les espèces concernées sont : les soles (*Solea lascaris*, *S. senegalensis* et *S. solea*), le flet (*Platichthys flesus*) et la plie (*Pleuronectes platessa*).

Pour les **métriques 6 et 7** se référant aux guildes trophiques, nous avons eu recours aux listes de Borja *et al* (2004).

La liste utilisée pour les **métriques 8 et 9** inclut aussi la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) seul crustacés décapode strictement estuarien. Pour les poissons, les espèces estuariennes sont celles définies par Elliott et Dewailly (1995).

Pour chacun de ces groupes fonctionnels, une abondance trop faible, ou trop forte, traduit un déséquilibre. Une diversité biologique faible résulte le plus souvent d'un appauvrissement du système.

5.3.3 COMPARAISON DES DEUX METHODES.

Classification des estuaires

En fonction de leurs scores relatifs, les masses d'eau ont été réparties en cinq classes définies par quintiles : de 0 à 0,2 : Mauvais ; de 0,2 à 0,4 : Pauvre ; de 0,4 à 0,6 : Modéré ; de 0,6 à 0,8 : Bon ; de 0,8 à 1 : Elevé.

Comparaison en fonction des masses d'eau.

les scores ont été calculés en regroupant certaines masses d'eau des grands systèmes. Ainsi : la Dordogne fluviale, la Garonne fluviale amont et aval et l'estuaire amont de la Gironde sont agglomérés en une unique masse d'eau, correspondant à la « Gironde grand amont ». Les parties Gironde centrale, Gironde aval et Gironde externe ont été regroupées sous le nom de « Gironde grand aval ». En effet, la méthode britannique sépare les estuaires (lorsque leur taille le permet) en 2 parties au niveau de la zone oligohaline.

5.3.3.1.1 Estimation des différences observables au niveau des résultats obtenus grâce aux 2 indicateurs.

Pour comparer les deux indicateurs au niveau de leurs résultats, une formule établie empiriquement a été utilisée :

$$\text{Différence entre les indicateurs (D}_{\text{tech}}) = \text{Somme des (scores relatifs britannique s - scores relatifs espagnols)}^2 * 100$$

5.3.3.2 RESULTATS

Nous avons présenté sur un graphique (Figure 25) les scores relatifs obtenus pour cet ensemble de masses d'eau du district Adour Garonne et de la Seine, en y superposant les cinq « états » de qualité, comme décrit pour la méthode espagnole.

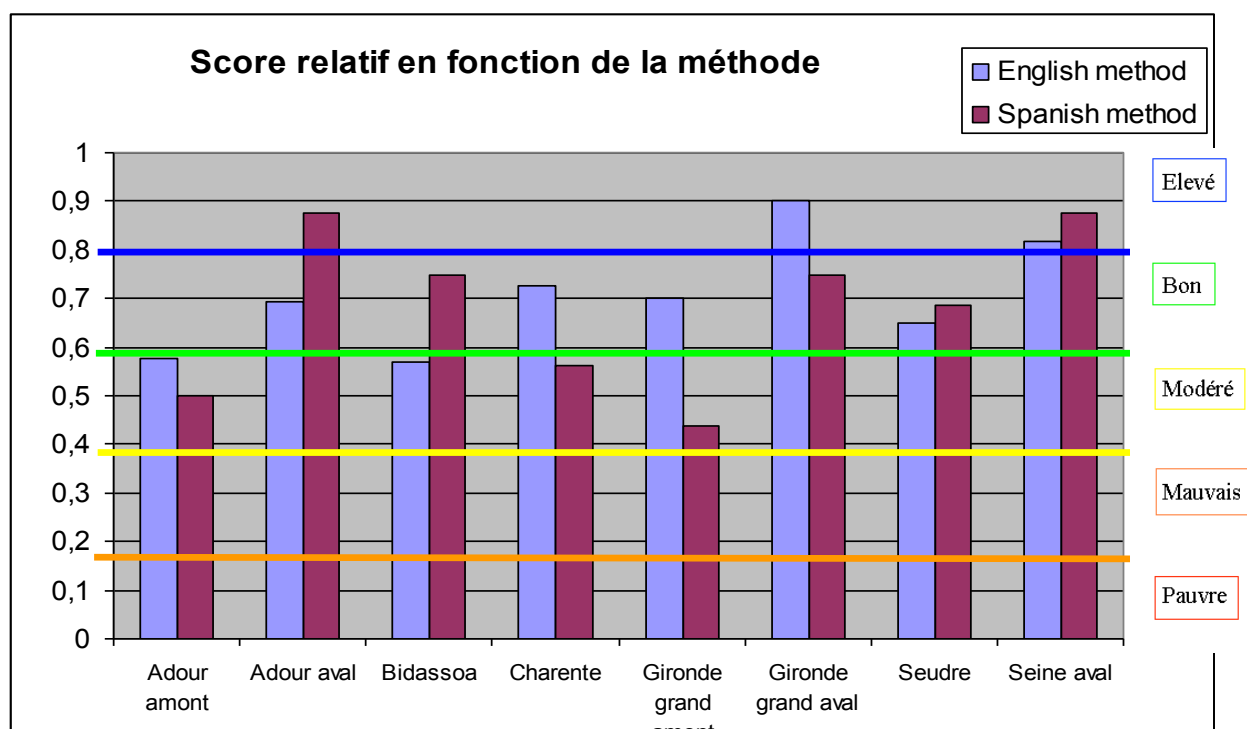


Figure 25 : Scores relatifs des différentes masses d'eau, d'après les deux indicateurs basque et anglais, qui définissent leur état.

Les résultats obtenus grâce aux deux indicateurs basque et britannique s'avèrent très similaires bien qu'ils ne recourent pas tout à fait aux mêmes métriques ni aux mêmes guildes. En effet, aucune différence très forte ne ressort de cette analyse, les scores relatifs ne divergeant pas de plus de 0,3 pour chaque masse d'eau, ou groupe de masses d'eau (Gironde grand aval et grand amont). Mais pour cinq masses d'eau, selon le choix de l'indicateur, elles basculent tout de même d'un niveau de qualité à un autre. Relevons aussi les valeurs en général plus élevées issues de l'indicateur britannique

Toutes les masses d'eau considérées montrent, d'après ces deux indicateurs, des niveaux de qualité relativement élevés par rapport à ceux évalués à dire d'expert. Seine aval se place ainsi en « très bon état », avec des valeurs très proches pour les deux indicateurs et à un niveau très similaire à celui de Gironde grand aval. Par contre les masses d'eau amont se voient attribuer les scores les plus faibles. De part leur caractéristiques halines (oligihalines voire douces) et tidales, ces dernières accueillent à la fois des espèces marines très tolérantes à la dessalure et des espèces d'eau douce supportant une légère concentration en sel et un effet de marée. Ces espèces sont peu nombreuses. Ainsi malgré la présence d'espèces réellement estuariennes aux effectifs abondants, mais peu nombreuses, la richesse spécifique y reste généralement réduite, ce qui explique ces scores relatifs modestes.

Si le regroupement des masses d'eau, pour certains grands systèmes estuariens (Gironde), permet d'appliquer la méthode anglaise plus rigoureusement, il augmente aussi légèrement la différence moyenne entre indicateurs basque et britannique. Cela pourrait être dû au fait que l'indicateur espagnol ait été élaboré pour des estuaires de petite taille, et donc avec des barèmes de métriques adaptés à leur hydromorphologie. Il s'avérerait donc moins performant pour les grandes masses d'eau.

Les différences observées entre indicateurs peuvent s'expliquer par le choix et le calibrage de certaines métriques. Ainsi 4 métriques sont responsables des plus fortes divergences entre ces deux indicateurs :

- La métrique 3 espagnole basée sur les espèces invasives s'avère trop peu nuancée. La présence d'un seul individu échantillonné pouvant modifier le score relatif de plus de 0,11.
- Les métriques 9 et 10 britanniques (respectivement le nombre d'espèces piscivores et la présence de guildes trophiques) qui ne se réfèrent pas aux mêmes guildes trophiques que les espagnoles. ainsi, dans la liste des espèces observées dans notre étude, 9 espèces sont piscivores selon les guildes utilisées par les espagnols, mais 11 le sont, selon les guildes de Whitfield (1998) avec seulement 5 espèces communes. La référence à une seule guildes trophique, minimiserait les différences observées entre indicateurs. (Rissik and Suthers 1996)

De plus la métrique 1 espagnole (richesse spécifique) semble très mal calibrée avec un score maximum atteint pour seulement 9 espèces de poissons et de crustacés. Ceci alors que la richesse spécifique moyenne pour les masses d'eau telles que Seine aval ou Gironde aval tourne autour de 30 espèces.

Ce recours à des indicateurs élaborés selon une méthodologie similaire, mais sur des environnements et des protocoles différents, met clairement en évidence la nécessité de calibrer les diverses métriques retenues, en fonction de l'environnement étudié, afin de parvenir à une qualification plus réaliste des niveaux de qualité. Le cas de Seine aval exprime

clairement ce besoin car malgré un indice de pression très élevé elle est estimée en « très bon état » par ces deux indicateurs basque et anglais, ce qui paraît être en décalage avec la réalité. Plusieurs choses sont à modifier pour améliorer la pertinence de ces indicateurs. Tout d'abord, se pose un problème de référentiel, en particulier pour les masses d'eau fluviales, . Il semble en effet peu judicieux d'y rechercher des espèces d'origine marine, telles que le maigre *Argyrosomus regius* ou l'anchois *Engraulis encrasicolus* (appartenant aux assemblages de référence relatifs à ces deux indicateurs). Mais pour les masses d'eau aval la prépondérance d'espèces d'origine marine, qui constituent déjà le groupe écologique le plus diversifié au sein des eaux de transition, s'y avère très fortement représenté, renforçant donc le score des métriques liées à celles-ci. Cela explique aussi les classement très favorables des masses d'eau aval.

Il serait judicieux de définir des référentiels propres à chaque type d'eau de transition, voire à des sous types selon la diversité relevée à l'intérieur des types définis officiellement.

A priori, deux masses d'eau appartenant au même type seraient susceptibles d'accueillir le même type de peuplement piscicole. Ce qui rend le recours à une seule référence pour tous, comme dans le cas des indicateurs britannique et basque, inapproprié. Il suffit de considérer la différence de taille, par exemple entre l'estuaire de la Gironde 190 km et celui de la Bidassoa, modeste avec 8,6 km. S'y greffe aussi le problème du découpage de certains grands systèmes en plusieurs masses d'eau (Gironde, Seine) qui demanderait aussi une adaptation particulière des références, au regard de cette réduction de diversité des habitats par rapport à un estuaire « entier ».

Il est aussi important de noter que selon ces résultats, aucune masse d'eau ne soit en mauvais état. De même, lorsque les auteurs britanniques ont mis en place leur méthode, basée sur l'observation de leurs estuaires, ils n'ont pas démontré l'existence de « mauvais état » ne serait-ce que pour une seule masse d'eau, ce qui ne cadre pas vraiment avec les évaluations à dire d'expert.

Enfin, d'une manière plus générale, une réflexion sur le concept de guildes s'avère nécessaire. En effet, la classification des espèces au sein de tel ou tel groupe fonctionnel reste très subjective et comme nous l'avons déjà indiqué et varie aussi avec les environnements concernés ce qui nous a amené à définir notre référentiels pour les côtes françaises

PERSPECTIVES :

Synthèse des données biocénologiques

Pour réaliser des études de la structuration ou la composition des assemblages d'espèces de poissons, le recours à diverses métriques semble pertinent. Cependant, un certain nombre d'entre elles s'avère peu ou mal adapté à notre projet pour diverses raisons (répartition géographique des espèces ne couvrant pas tout le pays, sensibilités aux pollutions variables selon les régions, crustacés écartés, etc.).

Enfin, sept métriques n'incluant aucune notion d'abondance, sont retenues et autorisent la description des peuplements présents dans les MET de la Seine et de certains systèmes estuariens de la façade atlantique française.

Une huitième métrique n'a pas été incluse dans notre analyse sur les trois ME de la Seine. Il s'agit du code anatomo-pathologique, métrique un peu particulière dans le sens où elle intègre directement l'impact de l'ensemble des pressions anthropiques sur les poissons.

Un travail original et approfondi pour caractériser ce code anatomo-pathologique, non seulement dans les masses d'eau de transition, mais aussi dans les milieux marins et continentaux, a été effectué. Par contre, faute d'avoir été déjà appliqué sur la Seine, il n'existe encore aucune donnée susceptible de le renseigner.

Pour l'estuaire de la Seine, la grande hétérogénéité des protocoles à l'origine des inventaires de peuplement de poissons n'a pas permis d'établir leur caractéristiques (diversités, composition) selon la nature des masses d'eau et l'importance des pressions qui les affectent.

Le même problème se pose sur l'ensemble du pays, avec une difficulté à discerner les mécanismes susceptibles d'influer sur les processus géant les assemblages de poissons dans les MET, en raison de l'insuffisance de données pour l'ensemble des estuaires.

Il reste aussi un travail d'analyse à accomplir sur les diverses métriques utilisables, en plus des sept prises en compte dans ce travail, et qui sera finalisé dans le cadre du projet Liteau, en fin d'année 2007.

Les seuils des métriques n'ont pu encore être définis pour les mêmes raisons. Il s'avère donc pour l'instant impossible de qualifier les diverses masses d'eau à partir des assemblages de poisson, en l'absence de ces seuils différenciant les niveaux de qualité.

Il est souhaitable d'utiliser – dans le cadre de suivis sur le long terme – des méthodes standardisées afin de mettre en évidence, les variables, tant abiotiques (débits, salinité, saturation en oxygène, *etc.*) qu'anthropiques (pollution, dragage, *etc.*), expliquant les fluctuations de composition des assemblages piscicoles, dans ces systèmes estuariens.

6 Conclusion

La taille de l'estuaire de la Seine, induit une multiplicité d'habitats, même fortement contraint par les activités humaines. Certains d'entre eux sont artificiels (digues, pontons,...) d'autres conservent encore leur caractère sauvage. Mais cette dernière catégorie tend à disparaître.

L'objectif de définition d'un indicateur multimétrique de qualité de l'estuaire de la Seine à partir de la composante piscicole renvoie inéluctablement à la notion de fonctionnalité de l'estuaire. En effet, les pressions qui s'exercent sur ces mosaïques d'habitats façonnent les peuplements de poissons. Ainsi les espèces qui présentent une certaine plasticité coloniseront des systèmes plus favorables, dans la mesure où ils restent accessibles. Pour d'autres espèces des modifications de stratégies de colonisation peuvent être observées (Parlier, Albert et al. 2006), mais certaines finissent par se raréfier voire disparaître selon l'intensité des pressions sur leur milieu de vie.

L'estuaire de la Seine a fait l'objet de plusieurs études de ses assemblages piscicoles dès 1997, avec les premiers inventaires effectués par le *Cemagref* (Rochard, Boet et al. 1997) qui incluent la masse aval haline et celles centrales et amont, jusqu'au barrage de Poses, plutôt fluviales.

L'ensemble des données recueillies par les programmes Seine Aval ne visaient pas un objectif de suivi régulier et standardisé de la composition ichtyofaunistique de l'estuaire, à l'instar du protocole national DCE (inventaires et suivis de surveillance). Ces campagnes sur l'estuaire de la Seine ont eu pour objectifs, la description par habitat des peuplements de poissons et une meilleure compréhension de leurs relations avec le milieu estuarien. Par exemple, les campagnes de pêche au guideau dans le secteur endigué de la Seine, ont mis en évidence la prépondérance de l'éperlan (plus de 80% des effectifs) espèce considérée jusque là, selon les inventaires basés sur d'autres techniques de pêches, comme une espèce accessoire (Duhamel, Gouneau et al. 2005). Ces échantillonnages sont complémentaires et mettent en lumière le prisme par lequel les protocoles standardisés DCE décrivent ces communautés.

Si le recours aux données historiques n'a pas permis de tirer de conclusions très solides, sur l'évolution des peuplements de poissons de l'estuaire de la Seine durant la dernière décennie, elles se sont avérées utiles pour élaborer les listes de références, nécessaires dans le cadre du développement de l'indicateur multimétrique et pour le calcul de certaines métriques de description des peuplements de poissons.

Analyses ACP et classement des métriques « fortes ».....

Dans la démarche de développement de l'indicateur poisson permettant de classer les MET dans les 5 classes de qualité, préconisées par la DCE, plusieurs étapes ont été validées en s'appuyant notamment sur les données de l'estuaire de la Seine.

Tout d'abord la réalisation d'une typologie simplifiée des MET à partir des caractéristiques hydromorphologiques. Cette typologie doit permettre, de par ses quatre types, de regrouper des MET permettant ainsi d'obtenir une masse de données critiques qui autorise le traitement statistique.

Ensuite la construction d'un indice de pression anthropique basé sur une approche multifactorielle a été effectuée : pressions de pollution, pressions sur l'habitat ou sur le vivant et

enfin pression d'occupation rivulaire. La plupart des MET de la façade atlantique, de la Manche ou de la Méditerranée n'avaient, jusqu'à présent, pas fait l'objet d'une telle description.

Bonne discrimination des 3 MET Seine par indice de pression anthropique en particulier

Elaboration et choix des métriques. Certaines rejetées et seules 7 actuellement conservées. Travail encore en cours (Liteau), données insuffisantes, (retard inventaires DCE).

Problèmes liés à l'hétérogénéité des MET. Certaines incluant un système estuarien dans sa globalité, de la partie fluviale tidale à celle polyhaline de l'embouchure, alors que d'autres, résultant du découpage de grands systèmes, abritent une gamme de milieux beaucoup plus restreinte ne serait-ce qu'en fonction de la salinité (par exemple : une seule zone polyhaline, ou mésohaline, ou oligohaline, voire seulement fluviale).

Enfin, il est important de confronter ces données hydromorphologiques et anthropiques aux données issues d'inventaires standardisés des peuplements de poissons des MET. Cette phase reste à achever en collaboration également avec divers collègues européens impliqués dans le groupe de travail européen GIG NEA, afin de définir les seuils (E.Q.R.¹³)

La phase de définition des seuils des diverses métriques retenues pour la construction de l'indicateur multimétrique s'avère indispensable pour lui permettre de remplir son rôle dans le classement des MET.

Essai de recours à d'autres indicateurs poissons mis au point par des équipes anglaises et basques pour leurs MET, dans l'attente de celui en cours de développement pour la France

Indicateur anatomo pathologique, avec ses codification et son protocole d'échantillonnage est achevé. Grâce à un support très illustré, il permet d'identifier et de relever facilement les caractéristiques anatomiques externes des poissons, qui révèlent leurs traumatismes et leur stress liés à l'environnement. Il permettra donc aussi d'en suivre l'évolution.

PERSPECTIVES :L'étape suivante, d'ores et déjà débutée, est de réaliser au niveau européen une campagne d'inter étalonnage des divers indices multimétriques permettant une harmonisation des méthodes à l'ensemble des MET concernées par la DCE.

¹³ E.Q.R. : Ecological Quality Ratios.

7 **Bibliographie :**

- Adams, S. M. (2005). Using multiple response bioindicators to assess the health of estuarine systems: an operational framework. Estuarine indicators. S. Bortone. Boca Raton Florida, CRC PRESS: 531 p.
- Amara, R. and C. Paul (2003). "Seasonal patterns in the fish and epibenthic crustaceans community of an intertidal zone with particular reference to the population dynamics of plaice and brown shrimp." Estuarine, Coastal and Shelf Science **56**(3-4): 807-818.
- Borja, A., J. Franco, et al. (2000). "A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments." Marine Pollution Bulletin **40**(12): 1100-1114.
- Borja, A., I. Galparsoro, et al. (2006). "The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status." Estuarine, Coastal and Shelf Science **66**(1-2): 84-96.
- Coates, S., A. Waugh, et al. (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.
- Coates, S., A. Waugh, et al. (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.
- Coates, S. A., S. R. McColclough, et al. (2004). Development of an estuarine classification scheme for the water framework directive - Phase 1 & 2 - Transitional fish component. TECHNICAL REPORT. R&D. Thames region River House., Environment Agency E1-131/TR: 55p.
- Conover, D. O. and S. B. Munch (2002). "Sustaining Fisheries Yield Over Evolutionary Time Scales." Science **297**: 94-96.
- Debenay, J. P., P. Carbonel, et al. (2003). "Multi-bioindicator study of a small estuary in Vendée (France)." Estuarine, Coastal and Shelf Science **58**(4): 843-860.
- Deegan, L. A., J. T. Finn, et al. (1997). "Development and validation of an estuarine biotic integrity index." Estuaries **20**(3): 601-617.
- Duhamel, S., G. De Roton, et al. (2002). Etat actuel de la ressource halieutique dans l'estuaire de la Seine. THEME IV Halieutique: populations, peuplements et habitats. P. S. Aval. CSLHN Le Havre, ECOBIO UMR 6553 Université de Rennes 1: 65 p.
- Duhamel, S., N. Gouneau, et al. (2004). THEME IV: RESSOURCE HALIEUTIQUE. Action 4.4.2: Etat des ressources halieutique de l'estuaire amont. L'estuaire dulçaquicole: Distribution longitudinale de l'ichtyofaune et comparaison de différents types d'habitats, Programme Seine Aval: 58.
- Duhamel, S., N. Gouneau, et al. (2005). THEME IV: RESSOURCE HALIEUTIQUE. Action 4.4.2: Etat des ressources halieutique de l'estuaire amont. L'estuaire dulçaquicole: Distribution longitudinale de l'ichtyofaune et comparaison de différents types d'habitats, Programme Seine Aval: 58.
- Duhamel, S., S. Mayot, et al. (2004). The fish community of the Seine Estuary: spatio-temporal structure, and typology of habitats for nursery management. ECSA 38th Symposium, Changes in land uses: consequences on estuaries and coastal zones., Rouen, France.

- Elliott, M. and Dewailly (1995). "The structure and components of European estuarine fish assemblages." Netherlands Journal of Aquatic Ecology **29**: 397-417.
- Elliott, M. and Hemingway (2002). Fishes in estuaries. London.
- Karr, J. R. (1981). "Assessment of biotic integrity using fish communities." Fisheries Research **6(6)**: 21-27.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, et al. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication. **5**: 28p.
- Le Pape, O., J. Morin, et al. (2000). Nursery grounds in the coastal zone of the eastern channel: Typology and management measures. IFREMER: 60 p.
- Lepage, M., J. Lobry, et al. (2004). Structure des assemblages ichtyologiques dans les milieux de transition de type estuarien. Année 2004: typologie, échantillonnage et suivi, Cemagref Département Gestion de Milieux Aquatiques: 92 p.
- Marchand, J. and P. Elie (1983). Contribution à l'étude des ressources benthodémersales de l'estuaire de la Loire: biologie et écologie des principales espèces. Rapport CSEEL: 159.
- Marchand, J. and O. Schaan (1995). Etat 1994 du rôle de nourricerie de l'estuaire de la Loire: De Mindin à Cordemais. ISOMER: 66.
- McLusky, D. S. (1989). The estuarine ecosystem. New York, Chapman & Hall.
- Morin, J., C. Gilliers, et al. (2003). THEME HALIEUTIQUE: HABITATS, PEUPELEMENTS, POPULATIONS. Seine Aval 2: L'analyse et la gestion des ressources environnementales "recherche finalisée". Rôle de la qualité du milieu sur la fonctionnalité des habitats côtiers en tant que nourricerie de poissons, Programme Seine Aval: 25.
- Mouny, P. (1998). Structure spatio-temporelle du zooplacton et du suprabenthos de l'estuaire de la Seine; Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique. Muséum Nationale d'Histoire Naturelle, Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et de Malacologie. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle: 30 p.
- Parlier, E., F. Albert, et al. (2006). "The "herbus" of Mont Saint-Michel Bay and the "mizottes" of Aiguillon Bay: Impact of human disturbance on the nursery function of tidal marshes." Submitted in Cahier de Biologie Marine. **47**: 47-62.
- Parlier, E. and E. Feunteun (2004). Les nourriceries ligériennes: De Donges au banc de Pipy. Etat 2003. F. 2727-ULR-CNRS, Laboratoire de Biologie et Environnement Marins: 69.
- Ray, G. C. (2005). "Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm." Estuarine, Coastal and Shelf Science **64(1)**: 18-32.
- Ricker, W. E. (1975). "Computation and interpretation of biological statistics of fish population." Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada **191**: 382.
- Riou, P. (1999). Etude des nourriceries côtières et estuariennes de sole *Solea solea* et de plie *Pleuronectes platessa* en Manche Est. Importance écologique de l'estuaire de Seine. UFR Sciences de la Vie. CAEN, Université de CAEN/Basse Normandie: 119.
- Rochard, E., P. Boet, et al. (1997). Premier inventaire ichtyologique de la partie basse de la Seine. Rapport exercice 1996. Programme Scientifique Seine-aval - Thème Edifices biologiques: 8-31 pp.
- Simon, T. P. and J. Lyons (1995). Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystem. Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. CRC Press: Boca Raton. ISBN 0-87371-894-1.

- USEPA (2000). Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA-822-B-00-024. Washington D.C., United States Environmental Protection Agency: 300p.
- Wasson, J.-G., B. Villeneuve, et al. (2005). Modèles pression / impacts: approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basé sur les invertébrés en rivière. Cemagref. Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau: 63 p. + annexes.
- Whitfield, A. K. and A. Elliott (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**: 229-250.

ref patho et Olivier

- Burgeot *et al.*, 1997. Effets biologiques des contaminants dans l'estuaire et la baie de Seine. Programme scientifique Seine aval, exercice 1996. 224-259
- Bucke D. *et al.*, 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: training guide for identification. ICES techniques in marine environmental sciences, n°19. 27 p.
- Sindermann C.J., Bang F.B., Christensen N.O., Dethlefsen V., Harshbarger J.C., Mitchell J.R., Mulcahy M.F., 1980. The role and the value of pathobiology in pollution effects monitoring programs. Rapp. P-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 179: 135-151
- ICES, 1989. Methodology of fish disease surveys. Cooperative Research Report n°166. 43 p.
- Clark G., Topping G., 1989. Mercury concentrations in fish from contaminated areas in Scottish waters. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 69: 437-445

- ICES, 1997. Report of the special meeting on the use of liver pathology of flatfish for monitoring biological effects of contaminants. ICES CM 1997/F: 2. 75 p.
- Uhland C. *et al.*, 2000. Maladies des poissons d'eau douce du Québec. Guide de diagnostic. Les presses de l'Université de Montréal. 466 p.

{Ramm, 1988 #411}

- Adams, S. M. (2005). Using multiple response bioindicators to assess the health of estuarine systems: an operational framework. Estuarine indicators. S. Bortone. Boca Raton Florida, CRC PRESS: 531 p.
- Amara, R. and C. Paul (2003). "Seasonal patterns in the fish and epibenthic crustaceans community of an intertidal zone with particular reference to the population dynamics of plaice and brown shrimp." Estuarine, Coastal and Shelf Science **56**(3-4): 807-818.
- Borja, A., J. Franco, et al. (2000). "A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments." Marine Pollution Bulletin **40**(12): 1100-1114.
- Borja, A., J. Franco, et al. (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.
- Borja, A., I. Galparsoro, et al. (2006). "The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status." Estuarine, Coastal and Shelf Science **66**(1-2): 84-96.

- Coates, S., A. Waugh, et al. (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.
- Coates, S., A. Waugh, et al. (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.
- Coates, S. A., S. R. McColclough, et al. (2004). Development of an estuarine classification scheme for the water framework directive - Phase 1 & 2 - Transitional fish component. TECHNICAL REPORT. R&D. Thames region River House., Environment Agency E1-131/TR: 55p.
- Conover, D. O. and S. B. Munch (2002). "Sustaining Fisheries Yield Over Evolutionary Time Scales." Science **297**: 94-96.
- Debenay, J. P., P. Carbonel, et al. (2003). "Multi-bioindicator study of a small estuary in Vendee (France)." Estuarine, Coastal and Shelf Science **58**(4): 843-860.
- Deegan, L. A., J. T. Finn, et al. (1997). "Development and validation of an estuarine biotic integrity index." Estuaries **20**(3): 601-617.
- Duhamel, S., G. De Roton, et al. (2002). Etat actuel de la ressource halieutique dans l'estuaire de la Seine. THEME IV Halieutique: populations, peuplements et habitats. P. S. Aval. CSLHN Le Havre, ECOBIO UMR 6553 Université de Rennes 1: 65 p.
- Duhamel, S., N. Gouneau, et al. (2004). THEME IV: RESSOURCE HALIEUTIQUE. Action 4.4.2 : Etat des ressources halieutique de l'estuaire amont. L'estuaire dulçaquicole: Distribution longitudinale de l'ichtyofaune et comparaison de différents types d'habitats, Programme Seine Aval: 58.
- Duhamel, S., N. Gouneau, et al. (2005). THEME IV: RESSOURCE HALIEUTIQUE. Action 4.4.2 : Etat des ressources halieutique de l'estuaire amont. L'estuaire dulçaquicole: Distribution longitudinale de l'ichtyofaune et comparaison de différents types d'habitats, Programme Seine Aval: 58.
- Duhamel, S., S. Mayot, et al. (2004). The fish community of the Seine Estuary : spatio-temporal structure, and typology of habitats for nursery management. ECSA 38th Symposium, Changes in land uses: consequences on estuaries and coastal zones., Rouen, France.
- Elliott, M. and Dewailly (1995). "The structure and components of European estuarine fish assemblages." Netherlands Journal of Aquatic Ecology **29**: 397-417.
- Elliott, M. and Hemingway (2002). Fishes in estuaries. London.
- Elliott, M. and K. L. Hemingway (2002). Fishes in estuaries. Oxford, GBR, Blackwell science.
- Karr, J. R. (1981). "Assessment of biotic integrity using fish communities." Fisheries Research **6**(6): 21-27.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, et al. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. . Illinois Natural History Survey Special Publication. **5**: 28p.
- Le Pape, O., J. Morin, et al. (2000). Nursery grounds in the coastal zone of the eastern channel: Typology and management measures. IFREMER: 60 p.
- Legendre, L. and P. Legendre (1979). Ecologie numerique - tome 2 : la structure des donnees ecologiques. Paris, Presses de l'université du Québec, CAN, Masson.
- Lepage, M., J. Lobry, et al. (2004). Structure des assemblages ichtyologiques dans les milieux de transition de type estuarien. Année 2004 : typologie, échantillonnage et suivi, Cemagref Département Gestion de Milieux Aquatiques: 92 p.

- Lévêque, C. (1994). "Le concept de biodiversité: de nouveaux regards sur la nature." Natures Sciences Sociétés **2**: 243-254.
- Lobry, J., D. Gascuel, et al. (2003). "La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. Titre traduit en anglais : Fish biodiversity of the guinean demersal resources. Use of classical indices for a diagnosis on the evolution of the ecosystem." 5° forum halieumétrique "Halieutique : complexité et décision", 26-27-28 juin 2001, Lorient vol. **16**, n°2: p. 59-68.
- Marchand, J. and P. Elie (1983). Contribution à l'étude des ressources benthodémersales de l'estuaire de la Loire: biologie et écologie des principales espèces. Rapport CSEEL: 159.
- Marchand, J. and O. Schaan (1995). Etat 1994 du rôle de nourricerie de l'estuaire de la Loire: De Mindin à Cordemais. ISOMER: 66.
- McLusky, D. S. (1989). The estuarine ecosystem. New York, Chapman & Hall.
- Mouny, P. (1998). Structure spatio-temporelle du zooplacton et du suprabenthos de l'estuaire de la Seine; Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique. Muséum Nationale d'Histoire Naturelle, Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et de Malacologie. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle: 30 p.
- Parlier, E., F. Albert, et al. (2006). "The "herbus" of Mont Saint-Michel Bay and the "mizottes" of Aiguillon Bay: Impact of human disturbance on the nursery function of tidal marshes." Submitted in Cahier de Biologie Marine. **47**: 47-62.
- Parlier, E. and E. Feunteun (2004). Les nourriceries ligériennes : De Donges au banc de Pipy. Etat 2003. F. 2727-ULR-CNRS, Laboratoire de Biologie et Environnement Marins: 69.
- Ramade, F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Paris, Ediscience international.
- Ramm, A. E. (1988). "The community degradation index: A new method for assessing the deterioration of aquatic habitats." Water Research **22**(3): 293-301.
- Ray, G. C. (2005). "Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm." Estuarine, Coastal and Shelf Science **64**(1): 18-32.
- Ricker, W. E. (1975). "Computation and interpretation of biological statistics of fish population." Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada **191**: 382.
- Riou, P. (1999). Etude des nourriceries côtières et estuariennes de sole *Solea solea* et de plie *Pleuronectes platessa* en Manche Est. Importance écologique de l'estuaire de Seine. UFR Sciences de la Vie. CAEN, Université de CAEN/Basse Normandie: 119.
- Rissik, D. and I. M. Suthers (1996). "Feeding in a larval fish assemblage: The nutritional significance of an estuarine plume front." Marine Biology **125**(2): 233-240.
- Rochard, E., P. Boet, et al. (1997). Premier inventaire ichtyologique de la partie basse de la Seine. Rapport exercice 1996. Programme Scientifique Seine-aval - Thème Edifices biologiques: 8-31 pp.
- Simon, T. P. and J. Lyons (1995). Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystem. Biological Assessment and Criteria : Tools for Water Resource Planning and Decision Making. CRC Press: Boca Raton. ISBN 0-87371-894-1.
- USEPA (2000). Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA-822-B-00-024. Washington D.C., United States Environmental Protection Agency: 300p.
- Wasson, J.-G., B. Villeneuve, et al. (2005). Modèles pression / impacts : approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état

écologique basé sur les invertébrés en rivière. Cemagref. Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau: 63 p. + annexes.

Whitfield, A. K. and A. Elliott (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**: 229-250.

8 Annexes

Tableau 9 : Comparaison de la répartition des MET en fonction de la typologie initiale (types de 1 à 9, Lepage et al. 2004, nd = type non défini par les auteurs) et de la nouvelle typologie proposée (types A, B, C et D).

| | A | B | C | D |
|----|--------------------------------|--------------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 | | Baie de Somme | | |
| | | Estuaire Charente | | |
| | | Estuaire Seudre | | |
| | | La Vilaine | | |
| | | L'Aven | | |
| | | Le Goyen | | |
| | | Le Léguer | | |
| | | Le Scorff | | |
| | | Le Trieux | | |
| | | Rivière de Noyal | | |
| | Rivière de Penerf | | | |
| | Rivière de Pont-l'Abbé | | | |
| 2 | | | Port de Boulogne-sur-mer | |
| | | | Port de Calais | |
| | | | Port de Dunkerque | |
| 3 | | | La Bidassoa | Estuaire Adour aval |
| | | | La Laïta | |
| | | | Rivière d'Étel | |
| | | | Rivière d'Auray | |
| | | Rivière de Vannes | | |
| 4 | Estuaire fluvial Dordogne | | | Estuaire Adour amont |
| | | | | Estuaire de Seine amont |
| | | | | Estuaire de Seine moyen |
| | | | | Estuaire fluvial Isle |
| 5 | | Baie des Veys | | Baie du Mont-Saint-Michel |
| | | | | Estuaire de l'Orne |
| | | | | Estuaire de Seine aval |
| | | | | Le Couesnon |
| 6 | Estuaire fluvial Garonne amont | | | |
| | Estuaire fluvial Garonne aval | | | |
| 7 | Gironde amont | | | |
| | Gironde aval | | | |
| | Gironde centrale | | | |
| | La Loire | | | |
| 8 | | | Bassin maritime de la Rance | |
| | | | La Sèvre Niortaise | |
| | | | La Vie | |
| | | | L'Aulne | |
| | | | Le Blavet | |
| | | | Le Jaudy | |
| | | | Le Lay | |
| | | | L'Elorn | |
| | | L'Odet | | |
| 9 | | La Belon | | |
| | | La Penzé | | |
| | | L'Aber Benoît | | |
| | | L'Aber Wrac'h | | |
| | | Rivière de Crac'h | | |
| | | Rivière de Daoulas | | |
| | Rivière de Morlaix | | | |
| nd | Gironde externe | La Canche | | |
| | | La Risle | | |
| | | L'Authie | | |