

THESE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR SPECIALITE ECOLOGIE AQUATIQUE

**SUIVI DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES
EN MILIEU ESTUARIEN
PAR APPROCHE ACOUSTIQUE**

Application à l'estuaire de la Gironde

par

Valérie SAMEDY

Présentée et soutenue
publiquement
le 28 juin 2013

devant le jury composé de :

Rapporteurs : **Jan BREINE**, Directeur de Recherche, INBO, Belgique
Lars RUDSTAM, Professeur, Cornell University, Etats-Unis

Examineurs : **Rachid AMARA**, Professeur, ULCO, Wimereux
Jean GUILLARD, Ingénieur de Recherche, INRA, Thonon les Bains
Benoît SAUTOUR, Professeur, Université de Bordeaux I, Bordeaux

Directeur de thèse : **Philippe BOËT**, Directeur de Recherche, IRSTEA, Bordeaux

Co-directeur : **Erwan JOSSE**, Directeur de Recherche, IRD, Brest



REMERCIEMENTS

" La vie, c'est l'histoire d'un train qui défile. Il y a des gares et des wagons, dans lesquels montent ceux qui ont un ticket, un diplôme, une connaissance, une place réservée. Bien souvent, ils ne changeront plus de place, ni de ligne, jusqu'à la fin de leur vie, restant chaudement à la fenêtre du même paysage. D'autres moins conformistes, plus exigeants, ou sans titre de transport, devront monter en marche. Pour cela il faut courir un peu, sinon le train vous laisse sur place. Il arrive souvent qu'au début on ne trouve pas tout de suite le marchepied ; mais il ne faut pas s'inquiéter : le train de l'histoire ne cesse de passer. J'en ai pris des trains, j'en ai passé du temps à attendre dans les gares, à changer de voie, l'essentiel fut de ne jamais rester sur le même quai trop longtemps. Pour cela j'ai pris des trains qui passaient même s'ils n'allaient pas dans la direction espérée. Finalement il a toujours suffi d'y croire et les choses sont arrivées, dans un désordre constructif que le hasard a sorti du chapeau." (Jean-Louis Étienne).

Tout ça pour dire que chacun d'entre vous, chaque personne rencontrée une minute ou à mes côtés au quotidien, m'a permis de tenir le cap et de franchir la ligne d'arrivée. La thèse est à la fois une maladie et en même temps une thérapie. A dire vrai, une antithèse à en perdre son latin ... Cependant, elle m'a fait grandir, prendre quelques cheveux blancs, mais au final je pense que c'est une très belle aventure qu'on ne pourra vivre qu'une seule fois. Comme l'Homme ne s'évertue que trop rarement à se lancer dans des grands discours, ces quelques mots me permettent de témoigner ma reconnaissance pour ce travail collectif. Mes plus sincères remerciements vont :

À **Paul GONTHIER**, ancien chef de l'unité Écosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, que je tiens à remercier pour avoir soutenu ce projet qui te tenait particulièrement à cœur et qui n'a pas hésité à déboursé une « modique » somme pour initier ces travaux ; puis à **Éric Rochard**, nouveau chef de cette unité qui m'a permis de finir cette thèse dans de bonnes conditions, m'a donné de précieux conseils, je te dis également merci.

Aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail, je souhaite vous remercier pour le temps que vous m'aurez accordé : aux rapporteurs, **Jan BREINE**, qui a initialement eu peur de l'acoustique mais qui finalement se lancent dans l'aventure, et **Lars RUDSTAM**, qui a la gentillesse d'accepter de rapporter ces travaux en français et pour avoir fait le déplacement ; aux examinateurs, **Rachid AMARA**, **Benoît SAUTOUR** et **Jean GUILLARD**, que je tiens tout particulièrement à remercier pour avoir su me guider et surtout me supporter (dans les deux sens du terme).

À **Philippe BOËT**, je souhaite te remercier sincèrement pour ta bienveillance, ton humanisme. Je te remercie pour la confiance que tu as su m'accorder et le temps que tu as su me consacrer malgré les nombreuses contraintes dû aux plannings surchargés.

À **Erwan JOSSE**, grand noble voyageur pour m'avoir replongé dans ce monde parallèle qu'est l'acoustique; à mon égard, jamais rien ne sera suffisant pour te remercier de m'avoir placée à l'entrée de ce labyrinthe et aujourd'hui, me retrouver au cœur d'une grande et belle aventure qui mélange les genres « acoustique & estuaire ». Alors en espérant qu'au bout, nous aurons affronté les maux même les plus turbides qu'ils soient ... Maintenant que je te libère de tes obligations, n'hésite à passer à me voir quand bon il te semblera.

À **Michel GIRARDIN**, que je souhaite remercier pour m'avoir beaucoup apportée dans l'organisation des campagnes de terrain, dans les démarches administratives et **Mario LEPAGE**, qui a suivi l'affaire de loin mais qui aujourd'hui me fait honneur en me permettant de poursuivre ces travaux : je te remercie vivement car ta motivation à toutes épreuves me donne toute l'énergie nécessaire pour rebondir après ces trois années de labeur.

Aux deux acolytes pour leurs soutiens de longue date, qui ont toujours cru en moi et qui m'ont vu grandir ; à savoir : à **Jérémy LOBRY**, qui se décline en LOUBRY, LORBY, ... mais qui reste et restera une personne singulièrement précieuse à mes yeux malgré sa capacité à faire pleurer les femmes. Tu m'as toujours soutenu au quotidien, avec ta double compétence de collègue-voisin. Tu as toujours été là pour moi, avec des boîtes de mouchoirs, pour m'aider pas après pas, étape après étape. Je crois que même si je le voulais, les remerciements ne seront jamais assez forts pour te témoigner toute ma reconnaissance. Et à **Hilaire DROUINEAU**, qui a toujours su trouver les mots pour me faire avancer. Tu brilles par ton intelligence auquel je suis admirative et je te remercie aussi d'avoir toujours été là pour moi. Un grand merci à vous deux ...

À **Maud PIERRE**, que je tiens plus que tout à remercier. Il faudrait que j'écrive une autre thèse tant je ne trouverai jamais de place sur ces pages pour te remercier car la liste serait bien trop longue pour tout ce que tu as fait pour moi. Tu as été un cadeau d'anniversaire en ce 1^{er} avril 2010 et travailler à tes côtés a été une réelle chance. Merci pour avoir fait de cette thèse même si mystique qu'elle soit, une épreuve magique grâce aux statistiques et qui va bien au-delà du travail de par les fameuses sorties cinématiques jusqu'aux sorties athlétiques : de nombreux événements qui resteront anecdotiques ...

À **Jacques MASSE** qui m'a initié à cet outil et qui a toujours cru en moi, qui a su me donner de son temps.

À **Romarc LE BARH**, alias RoRo, à la quiétude assurée, qui m'a aiguillé durant mes campagnes et en assurant un nombre incommensurable de zig et de zag, palliant mes gaffes ; et aux autres compagnons d'infortunes, **Aymeric GUIBERT**, **Julien DUBLON**, à qui je réserve tous les droits sur les GAF et aux marins, **Jean-François BIGOT** et **Bernard BALLION**.

J'ai des pensées affectueuses pour mes collègues doctorants qui souffrent ou souffriront comme moi. Je pense particulièrement à toi, **Jean-Sébastien NELVA-PAQUAL**, qui m'impressionne tant par tes vraies valeurs que par ton côté mystérieux très largement entretenu, et cette volonté d'atteindre la perfection, ce marathonnier sans goutte venant de derrière la montagne. S'en suivi de très près, de mon « non colloc' » **Thibaud ROUGIER** qui ne cessera de chambrer mais qui aura toujours su le faire avec bienveillance et en qui j'ai trouvé une belle personne ... Puis la relève est assurée avec **Xavier CHEVILLOT** d'autant plus que tu fais l'unanimité auprès des collègues. Je tiens à vous encourager et je vous souhaite le meilleur pour cette aventure ; je tiens à vous dire « Tenez bon ».

Je pense surtout à toute **l'équipe EPBX**, et tout particulièrement à **Jonathan SELLESLAGH**, qui a su m'écouter, m'encourager et me faire partager son expérience : alors merci à toi pour m'avoir aidé sur les réflexions d'écologie estuarienne. Mais aussi, aux nombreuses rencontres impensables et enrichissantes qu'occasionne la thèse et je pense particulièrement à **Alain LECHÊNE**, mon collègue breton et à **Frédérique BAU**, ma collègue à l'accent chantant.

À mes colocataires de bureau : **Mélanie BEGUER** et ses nombreux conseils dans « comment s'organiser en thèse », **Maja LARSEN**, et à celui qui aura du me supporter le plus longtemps **Nicolas DELIGNE**.

Ce qui sont déjà parti mais avec qui j'ai pu partagé : **Christine DELPECH, Anne COURRAT, Delphine NICOLAS** (danse, joies et peines partagées, notre point commun de Duras, ...), **Anaïs JUST, Vincent BOUJU, ...** et de façon plus générale à tout ceux que j'ai pu côtoyer de loin ou de près, collègues, stagiaires, ... qui apportent jeunesse et dynamique à cette équipe.

À mes stagiaires, **Julian VALLET** et **Marie WACH**, qui ont pu participer à ce petit bout d'aventure, et ont contribué comme ils le pouvaient dans cette tumultueuse aventure.

À celles qui résolvent rapidement nos problèmes administratifs en un tour de main : à la pétillante **Cathy RODRIGUER, Gabrielle DE ALMEIDA, Nathalie NAUD, Chantal GARDES, Elizabeth HORTOLLAND, Isabelle HALGAND, Elodie PLAULT**, et à l'administratif en chef sur qui j'ai toujours pu compter **Maryse DESENLIS**.

À mes ex-collègues-amis, **Anne BERTHO, Clément LESFAURIES, Nicolas DELORME**, qui n'ont plus de secrets les uns pour les autres grâce au Château Cabans !!!

On n'oublie jamais aussi de remercier nos autres supporters et je pense particulièrement à mes copines **Laure THOUVIGNON** alias la Maitress', **Jessica BILLOT** alias la Princess', mais aussi au grand **Ashod ARADIAN** alias DJ Ash ou Super Toi, qui ont toujours cru en Madam' des poissons et qui m'ont permis de partager de grands moments salsaesques et kizombesques (SELP, Vic-Fezensac, les soirées bordelaises et dansons sur les quais, ... puis y'en a tellement que j'en oublie, c'est mon grand âge).

Aux nombreuses activités que la thèse oblige à faire la piscine, le badminton, le cinéma mais notamment la **danse** qui est depuis de très nombreuses années ma bouffée d'oxygène. Et à la dream team du **Tarot** (Alain, Hélène, Thibaud et Sarah)

À la Bretagne et tous les bretons qui y sont : Maud, Manon, Nico, Céline, ... et je pense plus particulièrement à toi Elodie, qui m'a vu débutée.

À **ma famille** dont la première pensée va directement à mes parents qui ont fait comme ils ont pu pour me suivre dans ma folle vie. Aujourd'hui je suis fière des valeurs qu'ils m'ont inculqué et j'espère répondre à la hauteur de leurs attentes ; ma sœur qui a eu aussi du mal à suivre mais qui est là le jour J sans mon chouchou car encore trop petit! À tout ceux qui ont osé faire le déplacement et à ceux qui ont été présents par la pensée.

Je pense donc à tous ceux qui ont su me donner du baume au cœur ... et je m'arrêterai sur cette citation « Le meilleur ami de Merci Est Beaucoup » (de *Michel Bouthot - extrait de chemins parsemés d'immortelles pensées 2*).

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été cofinancée par la Région Aquitaine et le Fonds européen de développement régional (FEDER) dans le cadre du Contrat de projets état-région 2007 - 2013 (GP 234 - Action n°5 : Recherches sur l'évolution de l'écosystème estuarien) avec IRSTEA Bordeaux.

" Promesse de la science : la science moderne a pour but aussi peu de douleur que possible "

Friedrich Nietzsche

" Même à contre-courant, on peut tous y arriver "

Maud Fontenoy

SOMMAIRE

CHAPITRE I - INTRODUCTION GENERALE.....	1
1.1. LES MILIEUX ESTUARIENS _____	3
1.2. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE _____	15
CHAPITRE II – LE SUIVI ECOLOGIQUE D'UN ESTUAIRE ET SES ENJEUX	17
2.1. SUIVI ET OBSERVATIONS DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES _____	19
2.2. L'UTILISATION DE L'ACOUSTIQUE _____	27
CHAPITRE III – MISE EN ŒUVRE D'UN SUIVI ACOUSTIQUE EN MILIEU ESTUARIEN. APPLICATION A L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.....	39
3.1. DEFINIR UNE OU DES STRATEGIES DE SUIVIS ACOUSTIQUES PERTINENTES _____	41
3.2. MISE EN PLACE DES CAMPAGNES ACOUSTIQUES MOBILES DANS LA GIRONDE _____	49
3.3. COMPARAISON DE STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE MOBILE _____	57
CHAPITRE IV – CONVERGENCE DES SUIVIS ACOUSTIQUES AVEC LES SUIVIS ICHTYOLOGIQUES CLASSIQUES.....	69
4.1. LES SUIVIS ICHTYOLOGIQUES MIS EN ŒUVRE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE _____	71
4.2. CONVERGENCE DES DONNEES ACOUSTIQUES AVEC LES DONNEES ISSUES DES PECHEES _____	75
CHAPITRE V- L'UTILISATION DE L'ACOUSTIQUE POUR ETUDIER LES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES A DIFFERENTES ECHELLES SPATIO-TEMPORELLES	97
5.1. IMPACT DES VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE L'ENVIRONNEMENT SUR LA VARIABILITE DES INDICATEURS ACOUSTIQUES _____	99
5.2. VARIATIONS VERTICALES AU SEIN DE LA COLONNE D'EAU _____	105
5.3. LES RYTHMES NATURELS ET LEURS INFLUENCES SUR LES DENSITES DE POISSONS PAR STATIONS FIXES _____	110
CHAPITRE VI – CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	121
6.1. SYNTHESE ET DISCUSSION DES RESULTATS _____	123
6.2. VERS UNE DEMARCHE STANDARDISEE ET A LONG TERME _____	125
REFERENCES	133
BIBLIOGRAPHIE _____	135
TABLE DES ILLUSTRATIONS _____	149

CHAPITRE I - INTRODUCTION GENERALE



1.1. Les milieux estuariens

1.1.1. Des systèmes hautement complexes

1.1.1.1. Comment définir un estuaire ?

Issu du latin *aestus*, la « marée », et « *aestuarium* », le « lieu où le flux de la mer pénètre », le mot « estuaire » apparaît en France dès le XV^{ème} siècle, mais il ne figure dans les dictionnaires qu'à partir du XVIII^{ème} siècle. D'un point de vue « politique », les estuaires sont des entités récentes construites par l'expertise à l'occasion des conflits d'usage entre les aménagements industrialo-portuaires et une minorité active pratiquant diverses activités (pêche, chasse, observation, etc.). Les territoires vécus autour de ces espaces sont souvent plus larges que l'estuaire *stricto sensu*, incluant par exemple les marais et les berges. L'histoire nous enseigne que les estuaires actuels sont en partie hérités des politiques passées, mais pas uniquement. La définition d'un milieu estuarien est un sujet de débat. En effet, la question souvent posée est la notion de délimitation de cette entité en fonction de l'angle d'observation choisi, à savoir, biologique, physique, chimique, géographique ou socio-économique. Dans de nombreuses situations, les frontières de la zone d'étude sont difficiles à définir puisque ce sont des milieux ouverts et donc zones d'interface. Les spécialistes et gestionnaires de ces milieux ne s'accordent pas sur les superficies, surfaces de vasières, limites géographiques et emprises urbaines (Lévêque et al. 2011), mais s'entendent sur le fait qu'il n'existe pas une unique définition adaptée à tous les besoins (Elliott and McLusky 2002).

D'un point de vue géomorphologique, la définition d'un estuaire a évolué au cours du temps. Fondée initialement sur la notion de salinité (Pritchard 1967), elle a ensuite progressivement intégrée la notion de marée (Allen 1972). Aujourd'hui, une des définitions les plus usitées est celle proposée par Fairbridge (1980) définissant l'estuaire comme « *un bras de mer pénétrant une vallée fluviale jusqu'à la limite amont de propagation de la marée* », lequel peut être divisé en trois parties (estuaire marin/estuaire moyen/estuaire fluvial) selon le gradient spatio-temporel de salinité. Généralement, pour un écosystème aussi ouvert, les limites sont difficiles à établir, variables et sujettes aux variations du débit fluvial, ainsi qu'à l'amplitude des marées. C'est avant tout l'antagonisme des masses d'eaux marines et fluviales, aux propriétés physico-chimiques différentes, sous l'action de la marée et du débit du fleuve, qui domine. Pour de nombreux estuaires, les limites entre rivière, estuaire et zone côtière ne sont pas toujours évidentes. La définition de Fairbridge (1980) inclut les fjords, les deltas, les rias, les lagons, les chenaux de marée ainsi que les estuaires plus classiques ; tous sont classés en tant que « Masse d'eau de Transition » (MET) selon la terminologie propre à la Directive-Cadre européenne sur l'Eau (DCE) (EU 2000). De façon générale, l'estuaire est une zone de transition entre les eaux continentales et les eaux marines (McLusky and Elliott 2007).

Cette définition a principalement été fondée sur les estuaires tempérés, notamment les estuaires d'Europe de l'ouest (Wolanski 2007) dans le contexte de la DCE. Cependant, la question s'est posée de savoir si tous les estuaires sont forcément soumis au phénomène de marée ou bien s'il peut être admis que toutes les masses d'eaux de transition peuvent être considérées comme des estuaires au détriment de la prise en compte de la marée (Elliott and McLusky 2002; Potter et al. 2010). La question vient avant tout de la difficulté à délimiter l'estuaire en partie amont, de par l'influence de la pénétration haline et en sa partie aval, faisant référence ou non, au panache estuarien. La définition, pouvant être arbitraire ou résultant d'un parti pris, dépend donc des intérêts particuliers et des détails de la problématique posée (Elliott and McLusky 2002). Ainsi, le nombre croissant d'études consacrées à ces milieux a permis de confirmer qu'ils constituent des systèmes à part entière et très complexes (Wolanski 2007).

1.1.1.2. L'estuaire de la Gironde

L'estuaire de la Gironde est un vaste territoire placé au cœur des politiques d'aménagement et de développement durable conduites par l'Etat, la Région Aquitaine et le Conseil général de la Gironde. Zone sensible d'un point de vue environnemental et riche sur le plan patrimonial, l'estuaire s'avère particulièrement stratégique pour le développement économique de la région.

Formé de la confluence de la Dordogne et de la Garonne, l'estuaire de la Gironde fait l'objet de nombreuses recherches dans de nombreux domaines (géologie, hydrodynamique, sédimentologie, géochimie) et apparaît à ce titre comme l'un des estuaires les plus étudiés (Romana 1994). Située dans le sud-ouest de la France (Figure 1), la Gironde est le plus grand estuaire d'Europe Occidentale (Salomon 2002) et constitue l'exemple type d'un estuaire européen macrotidal à forte turbidité. Le système fluvio-estuarien Gironde-Garonne-Dordogne draine un bassin versant de 81 000 km² et occupe une superficie d'environ 635 km² à marée haute, sur environ 150 km de long (Tableau 1). La Gironde est qualifiée d'estuaire « à dominance marine », caractérisé par une large ouverture permettant une influence importante de la marée (Roy et al. 2001). Sa délimitation administrative est comprise entre le Bec d'Ambès, confluence entre les deux rivières, et le trait de côte. En effet, le Bec d'Ambès est historiquement considéré comme la limite amont de l'intrusion saline même si la marée dynamique se fait ressentir 60 à 70 km plus en amont. En fonction des conditions moyennes annuelles, l'estuaire peut être découpé en trois secteurs (Venice system) :

- le secteur oligohalin caractérisé par une salinité moyenne comprise entre 0,5 et 5 PSU et correspondant au haut estuaire,
- le secteur mésohalin caractérisé par une salinité moyenne comprise entre 5 et 18 PSU et correspondant à l'estuaire médian,
- le secteur polyhalin caractérisé par une salinité moyenne comprise entre 18 et 30 PSU et correspondant au bas estuaire.

La localisation des différentes villes et/ou zones de l'estuaire se fait en fonction de leur distance à la ville de Bordeaux (et de Libourne sur la Dordogne) à laquelle est alors associée le point kilométrique 0 (PK 0). La limite entre les zones oligo et mésohalines se situe vers Pauillac (PK 48), alors que se place aux environs du PK 80, la limite entre les secteurs méso et polyhalins. Toutefois, ces limites varient selon les saisons (Girardin and Castelnaud 2012) en fonction de l'équilibre entre les débits des cours d'eau amont et l'intensité de la marée.

Tableau 1. L'estuaire de la Gironde en quelques chiffres.

Coordonnées	<i>Latitude (Ambès)</i>	45N	Estuaire	<i>Surface en km²</i>	635
	<i>Longitude (Ambès)</i>	0W		<i>Largeur en km</i>	2 à 11
				<i>Longueur en km</i>	> 76
Bassin versant	<i>Surface en km²</i>	81 000	<i>Marnage en m</i>	> 4	
	<i>Longueur Garonne en km</i>	478	<i>Profondeur moyenne en m</i>	8	
	<i>Longueur Dordogne en km</i>	484	<i>Profondeur maximale en m</i>	35	
			<i>Module du débit en m³.s⁻¹</i>	800	
Système fluvio-estuarien	<i>Longueur en km</i>	150		<i>Nb d'habitants en millions</i>	1,2

La morphologie de la Gironde consiste schématiquement en deux chenaux séparés par une succession d'îles ou de hauts fonds. Le chenal de navigation, profond de 7 à 35 m (sous le zéro hydrographique), longe la rive gauche alors que le chenal de Saintonge, dont la profondeur varie entre 4 et 35 m, longe la rive droite. Ces deux rives sont très différentes. La rive gauche est formée de terrasses graveleuses, basses et faiblement ondulées, séparées du fleuve par une frange de sédiments fins. La rive droite, est constituée d'une succession de formations calcaires, modelées en falaises par l'érosion fluviale, à l'exception d'une zone de marais s'étendant au nord de Blaye sur 30 km de long, et résultant de dépôts détritiques fins. La bathymétrie de l'estuaire résulte de l'histoire géologique, hydrosédimentaire locale et humaine (aménagements), qui influence la structuration spatiale d'un certain nombre de facteurs abiotiques. L'estuaire de la Gironde est avant tout un estuaire de plaine côtière type, parce qu'il présente une structuration latérale marquée (chenaux, vasières latérales, slikkes et schorres, zones humides).

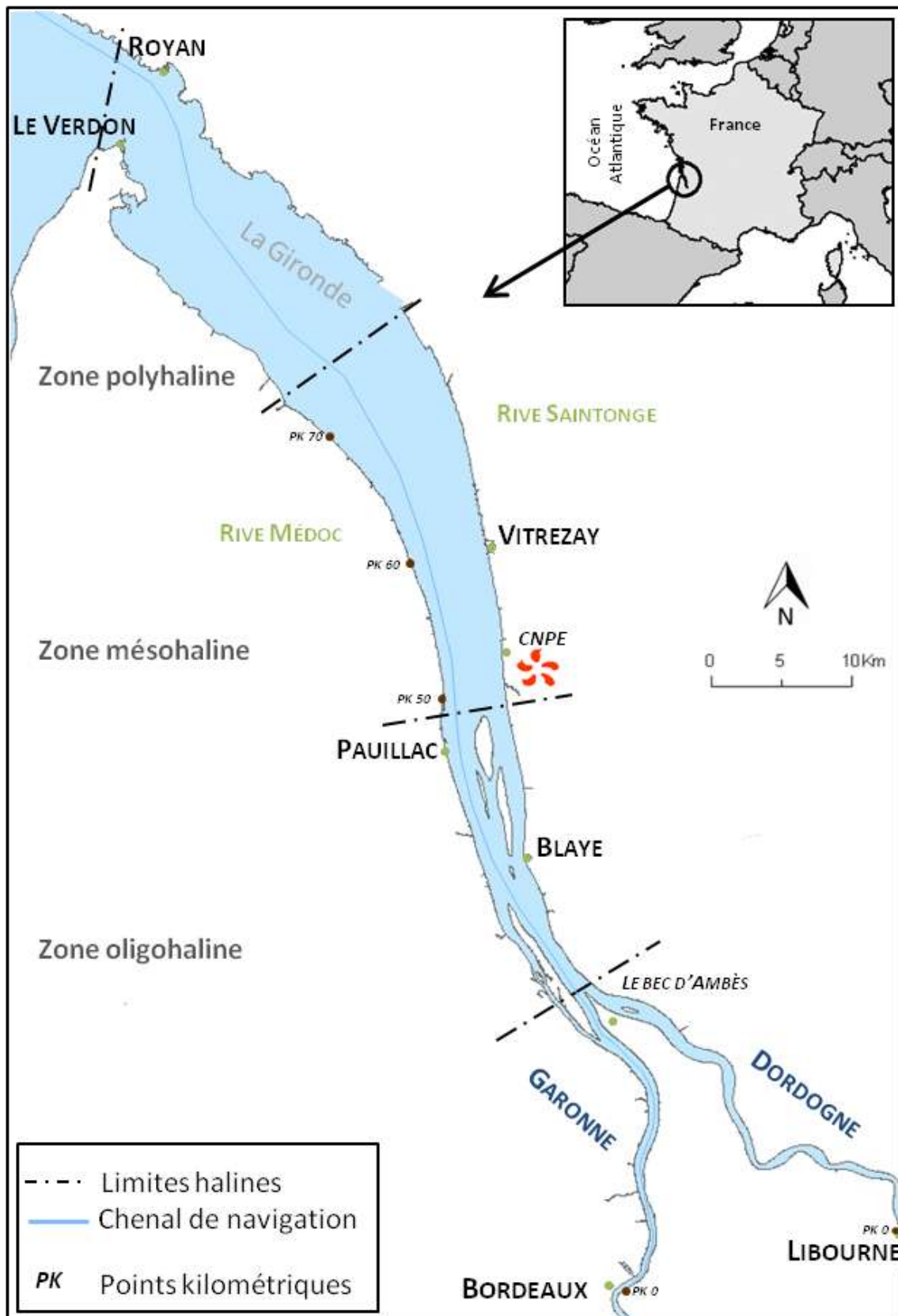


Figure 1. Carte schématique de l'estuaire de la Gironde, pour ce qui est défini comme l'estuaire marin. La localisation des villes ou zones se fait en fonction de la distance à la ville de Bordeaux, associée par des points kilométriques (PK). Le chenal de navigation délimite la rive Médoc de la rive Saintonge.

1.1.1.3. Les questions d'échelles au sein d'un tel système

Décrire le fonctionnement d'un système estuarien, souvent établi comme complexe à diverses échelles spatiales et temporelles en interaction, n'est pas simple quelle que soit l'approche utilisée pour étudier cet environnement. Les échelles de temps et d'espace sont liées, et le temps de réponse ainsi que l'état de l'écosystème dépend de l'échelle de temps examinée. Le phénomène étudié peut différer selon que l'on considère l'échelle de temps géologique (des millions d'années) ou l'échelle tidale (de l'heure à l'ordre de quelques secondes).

Les grands estuaires, en particulier ceux de plaine côtière, sont des milieux complexes et fluctuants. Les conditions environnementales des estuaires résultent de processus s'exprimant à différentes échelles, tidale (variations journalières), saisonnière (périodes de crues et d'étiage et coefficients de marée) et annuelle (fluctuations climatiques) et sont gouvernées par une multitude de facteurs pour la plupart interconnectés. Les échanges entre les masses d'eaux s'expliquent principalement par le rythme des marées, des saisons (McLusky and Elliott 2006). Les paramètres hydrologiques en un point et un instant donnés, dépendent de l'opposition des courants de marée et du débit fluvial conditionnant le temps de résidence.

L'hydrodynamisme de l'estuaire de la Gironde est largement gouverné par la marée. Celle-ci détermine de façon continue et cyclique le volume d'eau pénétrant ou sortant de l'estuaire, défini comme le volume oscillant. Dans les grands estuaires de nos régions tempérées, la marée est de type semi-diurne avec un cycle durant 12h25. En raison de sa géométrie en forme d'entonnoir, l'onde de marée sinusoïdale à l'embouchure devient de plus en plus asymétrique vers l'amont : la durée du jusant devient de plus en plus prépondérante par rapport à celle du flot, l'estuaire est ainsi qualifié d'hypersynchrone. La marée est confrontée à des frottements croissants dus au débit fluvial et à la diminution des profondeurs, elle se déforme, s'amortit et s'épuise jusqu'à disparaître en un point nodal où les variations du niveau de l'eau ne sont plus dictées que par la seule influence fluviale. Aussi, la position géographique, et en particulier la latitude, a notamment de fortes répercussions sur le régime hydrologique de l'estuaire (Nicolas 2010) parce que cela détermine le type de climat. Drainant un important bassin versant, l'estuaire de la Gironde subit les effets cumulés des deux systèmes hydrographiques de la Dordogne et de la Garonne. La moyenne des débits fluviaux, estimée sur près d'un siècle, est de $989 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dont 65 % sont dus à la Garonne. En général, les débits moyens décroissent à partir de mars jusqu'à leur moyenne minimale centrée sur le mois d'août, puis croissent à nouveau jusqu'en janvier. Cette interaction conduit à la création de courants puissants, alternativement vers l'amont et vers l'aval. Se superposant au cycle de marée, le marnage, défini comme une différence de niveau entre pleine mer et basse mer, varie suivant le cycle semi-lunaire de 14,5 jours. Le marnage dans l'estuaire de la Gironde qualifié de macrotidal est compris entre, en moyenne, 2 m en période de mortes eaux et plus de 5 m en période de

vives eaux. Ce marnage peut induire des temps de résidence très longs des eaux et des matières en suspension. En plus d'être liés au balancement des marées, aux coefficients de marée et aux variations des débits fluviaux, les courants et les niveaux d'eau dépendent également de la distance à l'embouchure. À la force du fleuve s'oppose ou se conjugue donc, au cours de la marée, la puissance du flot ou du jusant. Avec ces mouvements de va-et-vient, les masses d'eaux finissent par dériver vers la mer à une vitesse moyenne de 10 à 25 cm.s⁻¹ (Castaing et al. 2002). De nos jours, on assiste à une diminution significative des débits annuels au cours du temps. Cette réduction des débits fluviaux est à l'origine de la marinisation du système, qui se caractérise par l'intensification de l'intrusion des eaux salées.

L'hydrodynamisme particulier des estuaires entraîne la présence de nombreux gradients qui interagissent entre eux, rendant la compréhension du fonctionnement des écosystèmes estuariens particulièrement complexe. Ces systèmes sont principalement caractérisés par des paramètres physico-chimiques qui sont structurés longitudinalement (Figure 2) et sont donc soumis à d'intenses variations temporelles, à plusieurs échelles. Les principales variables structurant les écosystèmes estuariens sont la salinité et la température, le niveau de matières en suspension et l'oxygène dissous.

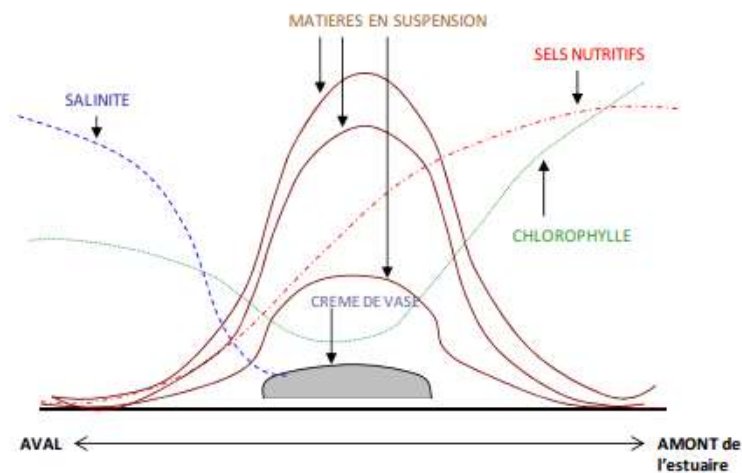


Figure 2. Structuration typique de quelques paramètres physico-chimiques dans les grands estuaires (d'après (Romana 1994)).

Le mélange des eaux fluviales et marines, associé à l'ensoleillement et à la température de l'air, engendre également une variation verticale de la température dans la colonne d'eau, en général de faible importance. À l'échelle de l'année, on considère que l'équilibre thermique entre l'eau de mer et l'eau de l'estuaire se produit deux fois par an, une fois au printemps et une fois à l'automne (Castaing et al. 2002).

La salinité régie par des phénomènes à grande échelle dépend principalement des volumes d'eau douce et d'eau de mer introduits dans l'estuaire lesquels entraînent un gradient longitudinal et marquent l'étendue de l'intrusion saline. C'est un paramètre qui varie très rapidement et agit directement sur la répartition et l'intensité des processus sédimentaires.

Les estuaires sont des zones de transit de matière entre le continent et l'océan. Le transport de matières en suspension (MES) joue un rôle prépondérant dans les estuaires macrotidaux puisqu'il est à l'origine de la formation d'un bouchon vaseux plus ou moins turbide, qui suit les déplacements de l'intrusion saline (Sottolichio 1999). Les MES sont définies comme étant l'ensemble du matériel particulaire entraîné passivement dans l'eau. La turbidité correspond à la réduction de la transparence due à la présence de ces particules en suspension. L'estuaire de la Gironde est ainsi qualifié de milieu très turbide car sa teneur en MES peut varier de 0,1 à 10 g.L⁻¹ dans la zone de turbidité maximum. Cette turbidité est en moyenne plus élevée près du fond (de l'ordre de 10 g.L⁻¹ de MES) qu'en surface (1 g.L⁻¹) (Sottolichio and Castaing 1999).

Malgré une sous-saturation constante en oxygène, ces eaux estuariennes sont relativement bien oxygénées, sauf en présence du bouchon vaseux et en période estivale (Etcheber et al. 2011). Le taux de saturation en dioxygène dissous varie avec le mélange des masses d'eau et il est inversement corrélé à la température. La matière organique particulaire présente en estuaire est principalement allochtone de par l'érosion des bassins versants, les rejets domestiques, industriels ou agricoles. Du fait de la faible pénétration de la lumière dans la colonne d'eau liée à la turbidité du milieu, la Gironde est qualifiée d'estuaire hautement hétérotrophe (Heip et al. 1995).

Les gradients de salinité, de température et de turbidité jouent donc un rôle important dans la distribution des organismes qui habitent les estuaires qui sont donc une zone de transit de matières où fluctuent continuellement diverses réactions.

1.1.2. L'estuaire, un système aux multiples fonctions

Un écosystème se caractérise par une structure (éléments constitutifs, réseaux trophiques, stocks de matière vivante) et des fonctions (flux de matières, ajustement, etc.) (Lévêque et al. 2011), sujet à des interactions en tant qu'entité fonctionnelle mais où la notion de frontière reste complexe. Les milieux estuariens sont singuliers et constituent des écosystèmes à part entière mais dépendant en grande partie d'autres écosystèmes majeurs puisque situés à l'interface terre-mer (Elliott and Whitfield 2011). Les biens et services rendus par les estuaires à la société classent ces écosystèmes parmi les plus productifs de la planète (McHugh 1967; Costanza et al. 1997). En particulier, la productivité et la richesse

biologique de leurs habitats sont liées à leurs capacités à assurer des fonctions essentielles aux cycles biologiques des nombreuses espèces qui les fréquentent. Ces milieux sont considérés comme des écosystèmes hautement productifs (Costanza et al. 1997). En effet, les estuaires, les deltas, les lagons et les zones côtières du plateau continental abritent 46% des espèces de poissons (soit environ 11 300 espèces) présentes sur la planète (Nelson 1994) et fournissent 90% des captures mondiales (Ray 2005). Au cours des temps, les multiples usages par les sociétés des biens et services fournis par ces écosystèmes ont conduit à très fortement impacter les estuaires par des utilisations concurrentes de leurs ressources (Rosenberg et al. 2000).

1.1.2.1. Fonctions écologiques, biens et services

Les écosystèmes estuariens contribuent au fonctionnement général de la biosphère voire à l'échelle du globe en participant à la dynamique des échanges gazeux et en recyclant les nutriments. À l'état naturel, les estuaires assurent de nombreuses fonctions écologiques à différents niveaux trophiques. Selon les espèces, l'estuaire peut être associé à une ou plusieurs fonctions qui peuvent être réalisées dans un même habitat ou dans des habitats différents. Pour l'ichtyofaune, les zones estuariennes assurent principalement trois fonctions en tant que zone de nourricerie, zone d'alimentation et voie migratoire (Elliott and Hemingway 2002). Les espèces sont donc dépendantes de ces habitats pour accomplir leur cycle de vie du stade juvénile à l'état d'adulte ou seulement une partie de celui-ci.

Les estuaires sont des milieux où se concentrent de nombreux enjeux écologiques mais ces environnements fournissent également une série de biens et services qui sont autant de ressources et de supports nécessaires aux activités économiques et sociales. Ils sont alors liés au bien-être humain en raison de leur valeur « économique ». Or, les écosystèmes ne sont pas « en équilibre » puisqu'ils s'adaptent, changent, s'organisent constamment en réponse à différents forçages. Ils peuvent donc manifester des états multiples qui sont tout aussi fonctionnels que les autres. Certains états sont plus désirables que d'autres, aussi fonctionnels que d'autres. Il existe une relation d'interdépendance entre les deux. Le principe de durabilité reconnaît la nécessité de maintenir la productivité des écosystèmes pour les générations présentes et futures, la conservation des habitats essentiels, la réduction de la pollution et de la dégradation tout en protégeant des espèces et/ou les habitats menacés d'extinction ou de disparition.

De par sa situation géographique à l'interface milieu continental - milieu marin, les biens et services garantis par un estuaire sont nombreux : pêche, aquaculture, conchyliculture, zone de navigation, zone de tourisme et de récréation, de chasse. Historiquement, les hommes se sont installés sur les berges des estuaires pour de multiples raisons et principalement pour l'accès des bateaux, des eaux fluviales vers l'océan et inversement. De nos jours, les deux tiers de la population mondiale vivent sur le littoral (Ray

2005) et cette tendance ne fait que s'accroître. C'est ainsi que plus de la moitié des villes de plus d'un million d'habitants est implantée autour d'un estuaire et le développement urbain y est en général très important.

De plus, les milieux estuariens représentent un patrimoine naturel d'intérêt esthétique, propice à de nombreux biens et services écologiques et économiques apportés à la société. L'intégrité d'un écosystème semble essentielle pour éviter des dommages irréversibles. Cela passe par le maintien des impacts au plus bas niveau possible, afin d'assurer la structure, la productivité, la fonction et la diversité écologique de l'écosystème.

1.1.2.2. Un milieu fortement anthropisé

Souvent vue comme un pendant inévitable du progrès économique et social, la détérioration de l'environnement est dorénavant présentée comme contrevenant aux intérêts mêmes des populations (Maresca et al. 2011). De nos jours, les estuaires font partie des écosystèmes aquatiques les plus intensément modifiés et menacés par les multiples activités humaines qui s'y déroulent. Les estuaires sont des zones où les relations entre les systèmes biologiques et les pressions anthropiques sont exacerbées, et les effets sur les organismes peuvent être nombreux. C'est effectivement le cas pour la communauté ichtyologique pour laquelle la réduction de la diversité est principalement due à la perte de l'hétérogénéité des habitats, à la pollution, à l'augmentation de la température de l'eau, à l'érosion des rives, et de façon plus générale à l'augmentation de la variabilité temporelle des facteurs abiotiques (Thiel et al. 1995) résultant des activités terrestres en majorité avec notamment l'exploitation des ressources.

Bien que les activités de pêche soient en général assez bien décrites du fait de leur visibilité et que leur impact sur les ressources ait été étudié et documenté depuis des décennies, les autres sources de perturbations impactant les ressources ne sont pas toujours bien connues (Blaber et al. 2000). Ainsi, la pollution peut causer des changements pour les populations aquatiques (Gray et al. 1979; Stark 1998; Kennish 2002), changements qui apparaissent majoritairement durant les premiers stades de vie. De même, la dégradation des habitats consécutive aux activités humaines suscite une inquiétude croissante. L'ensemble de ces activités peut provoquer un feed-back socio-économique négatif. Lorsque les interactions sur un même territoire se concentrent, se chevauchent, alors un estuaire peut être considéré comme un écosystème perturbé ou stressé face aux multiples pressions qu'il subit (Nicolas 2010).

Cependant il est souvent difficile d'évaluer l'impact des effets anthropiques, qui sont souvent combinés aux variations naturelles du milieu. De plus, sans avoir établi auparavant un état de référence, il est difficile d'évaluer l'importance relative des causes de ces différents événements. De nombreuses causes, directes ou plus insidieuses, telles que le réchauffement climatique induisant notamment une élévation du niveau des mers, l'introduction d'espèces opportunistes, peuvent être à l'origine de la perte de la biodiversité. Les grands estuaires européens sont tous fortement anthropisés, de telle sorte qu'il est difficile de les comparer à des systèmes non perturbés (problème de référence).

En Gironde, de multiples pressions s'exercent sur le bassin versant amont ou sur les rives de l'estuaire :

- divers rejets sont recensés tels que ceux agricoles, issus d'une forte activité viticole, industriels ou urbains, notamment les rejets de la communauté urbaine de Bordeaux (Boudou 2002; Audry et al. 2004),
- le transport fluvial du Grand Port Maritime de Bordeaux pour lequel sont réalisés régulièrement des dragages du chenal de navigation,
- une activité de pêche sur le système fluvio-estuarien majoritairement centrée sur les poissons migrateurs impactant la structure et le fonctionnement de l'estuaire (Castelnaud 1993),
- des aménagements portuaires avec six pôles portuaires répartis entre Bordeaux et Le Verdon.

Une particularité de l'estuaire de la Gironde est aussi l'implantation du Centre Nucléaire de Production d'Électricité du Blayais dont l'impact sur la structure et le fonctionnement des communautés est suivi depuis des décennies. Cependant, si on le compare avec d'autres estuaires, l'estuaire de la Gironde, très vaste, a vu sa qualité altérée au cours du temps. Bien que la variabilité naturellement élevée procure à ces systèmes une forte résilience face aux stress plus particulièrement aux stress anthropiques, l'ensemble de ces pressions en font un système fortement impacté.

Les nombreux changements constatés ne sont cependant pas sans conséquences sur les organismes vivants, les populations et les peuplements et sont loin d'être négligeables. Ainsi, les estuaires sont des zones d'interface continent-océan où une approche intégrée est alors nécessaire pour aborder les usages et intérêts multiples, avec la notion de durabilité au cœur du processus de gestion. Bien que l'estuaire s'adapte aux contraintes, à la fois naturelles et anthropiques, la résistance des écosystèmes ainsi que l'étendue et la réversibilité des impacts liés aux activités humaines et aux changements globaux sont difficiles à prévoir et à distinguer des changements naturels (Elliott and Quintino 2007).

1.1.3. L'ichtyofaune au sein d'un estuaire

Les estuaires sont très diversifiés tant par leur origine, leur formation, leur fonctionnement que par la richesse faunistique et floristique qu'ils renferment. En ces milieux, la distribution des organismes est liée à leur capacité à endurer de larges fluctuations des conditions environnementales comme la température (Elliott and Dewailly 1995; Attrill and Power 2004) et la salinité (McLusky 1989), la morphologie du milieu, son hydrodynamisme, et la turbidité des eaux (Blaber and Blaber 1980). Certaines espèces de poissons et de crustacés, qui s'accommodent de telles conditions écologiques, y trouvent une abondante source de nourriture et peuvent présenter de fortes densités (Dauvin and Desroy 2005). De par sa position dans la chaîne trophique, le poisson a souvent été regardé comme révélateur de la qualité des eaux. En effet, l'ichtyofaune estuarienne est à la fois diverse et hétérogène (Lobry et al. 2006a). Elle présente l'avantage d'être une composante dominante et la plus visible de la faune aquatique, pouvant être considérée comme une « unité de gestion » (King 2007). Enfin, les estuaires abritent une composante ichtyofaunistique importante qui participe au fonctionnement des écosystèmes estuariens. C'est donc à travers cette composante ichtyofaunistique que nous nous placerons tout au long de cette étude.

Les communautés biologiques et particulièrement les communautés de poissons sont de plus en plus utilisées pour caractériser l'état et la qualité des milieux aquatiques (Whitfield and Elliott 2002). Les poissons présentent en effet une diversité spécifique élevée avec des espèces ayant une espérance de vie relativement longue comparativement aux autres groupes taxonomiques (Lobry 2004). Leurs communautés peuvent être décrites par un large panel d'attributs biologiques qualitatifs ou quantitatifs, qui sont utiles pour la définition de métriques. L'ensemble de ces métriques permet de développer des indicateurs biologiques qui sont des outils couramment utilisés pour fournir des diagnostics sur l'état des écosystèmes (Hughes and Oberdorff 1999).

Contrairement à la plupart des estuaires français, voire européens, les communautés de poissons rencontrées dans l'estuaire de la Gironde sont relativement bien connues. La Gironde apparaît ainsi comme un estuaire riche et diversifié avec plus de 70 espèces de poissons répertoriées (Lobry 2004). Les espèces de poissons qui y sont observées présentent une grande diversité de cycles de vie, liée aux contraintes du milieu. De l'amont vers l'aval, on assiste progressivement au remplacement de la faune dulcicole par la faune marine (Lobry et al. 2008). Et, bien que le peuplement de cet estuaire soit dominé par les espèces marines, il est possible de distinguer différentes catégories :

- les espèces résidentes, qui réalisent la totalité de leur cycle de vie en estuaire, représentent une faible proportion, mais leurs populations sont généralement très abondantes (ex : le gobie buhotte *Pomatoschistus minutus*),

- les poissons migrateurs amphihalins, qui empruntent les estuaires pour passer d'un milieu à un autre (l'anguille *Anguilla anguilla*, l'esturgeon *Acipenser sturio*),
- les poissons d'origine marine qui séjournent en milieu estuarien au moins le temps d'un stade de leur vie (ex : l'anchois *Engraulis encrasicolus*, le bar franc *Dicentrarchus labrax*).

Même si la diversité faunistique conserve une relative stabilité au sein de l'estuaire de la Gironde, une tendance à la baisse d'abondance s'observe pour une grande partie des communautés ichtyologiques (Girardin and Castelnaud 2012). Dans la plupart des cas, les résultats concernant l'écologie et la dynamique des communautés biologiques en estuaire sont plus ou moins directement reliés à des études sur l'impact d'un aménagement ou d'une activité sur la faune piscicole. C'est le cas pour l'estuaire de la Gironde où l'influence du Centre Nucléaire de Production d'Électricité (CNPE) du Blayais (Figure 1) sur la faune circulante est étudiée depuis de nombreuses années (C.T.G.R.E.F. 1979; Romana 1994). Ainsi, les suivis biologiques mis en place depuis plus de trente ans aux abords du CNPE ont permis de constater des évolutions sensibles et notamment plusieurs changements des communautés biologiques :

- un changement dans la distribution de la communauté zooplanctonique avec une diminution dans l'abondance des mysidacés (David et al. 2005; Chaalali et al. 2013),
- une large diminution du peuplement macrobenthique vers l'amont avec une chute très nette dans la zone médiane de l'estuaire (Dauvin et al. 2010),
- un changement significatif des communautés et abondances de poissons dans la zone mésohaline de l'estuaire de la Gironde (Delpech et al. submitted),
- la raréfaction de la population d'esturgeons européens *Acipenser sturio* (Rochard et al. 2001; Acolas et al. 2011),
- l'apparition d'espèces invasives comme une espèce de crevette *Palaemon macrodactylus* recensée à la fin des années 1990 (Béguer et al. 2007).

Tous ces changements peuvent affecter la pérennité et la survie des espèces et modifier les variations interannuelles en termes d'abondance, mais leurs effets sont variables selon les espèces. Ce sont ces évolutions qui nous amènent à nous poser des questions sur l'importance du suivi des écosystèmes estuariens. Ainsi, dans un environnement aussi complexe et fluctuant, l'étude des communautés des poissons nécessite la constitution d'un socle minimal de connaissances (Thiel et al. 1995).

1.2. Problématique et objectifs de l'étude

Pour bien comprendre et appréhender les dynamiques écologiques en milieu estuarien, il est indispensable de mener des suivis écologiques appropriés à la complexité de ces écosystèmes. La plupart des suivis ichthyologiques en estuaire reposent sur le recensement de descripteurs halieutiques liés à la pêche professionnelle et/ou amateur ou sur la mise en œuvre de méthodes de pêches scientifiques. Les descripteurs obtenus sont ceux que l'on associe généralement à la biodiversité à l'échelle des communautés et ils reposent essentiellement sur le calcul d'indices d'abondance et sur des listes faunistiques.

Au sein de l'estuaire de la Gironde, plusieurs dispositifs de suivis ichthyologiques, croisant des observations issues de pêches scientifiques et des données issues de la pêche professionnelle, sont mis en œuvre depuis de nombreuses années. Ils permettent d'avoir une vue biaisée mais standardisée et pertinente des dynamiques saisonnières et des évolutions interannuelles des principales espèces de poissons dans l'estuaire. Cependant, ces observations restent ponctuelles dans le temps, spatialement limitées, destructrices pour les individus ; elles rendent peu compte des dynamiques aux différentes échelles. En particulier, il est encore aujourd'hui, difficile de faire des estimations de stocks dans l'estuaire. Ces dernières posent en effet des problèmes méthodologiques majeurs liés notamment à la dynamique du milieu et à la dynamique des communautés biologiques.

Face à la nécessité de synthétiser et d'améliorer les connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes estuariens, mais aussi afin d'appréhender au mieux les réponses éventuelles des communautés confrontées aux changements tant écologiques qu'environnementaux, l'objectif général de ce travail de thèse est de mettre en place une stratégie d'échantillonnage à travers l'utilisation de l'hydroacoustique au sein de l'estuaire de la Gironde, en prenant en compte les différentes sources de variabilité des conditions environnementales de ce milieu complexe et de très grande taille. À cette fin, une réflexion méthodologique sur la mise en œuvre d'une telle approche en milieu estuarien a été menée afin de construire des stratégies d'échantillonnage robustes et adaptées à l'environnement ; ceci, dans l'optique de bâtir un protocole aussi fiable que possible, conduisant, en complément des techniques classiques, à acquérir une image représentative des peuplements en place. Ce travail acoustique s'inscrit dans une démarche de compréhension globale de l'écosystème estuarien à travers le compartiment ichthyologique et permet d'offrir non pas une image ponctuelle mais un suivi continu, par des échantillonnages adaptés aux variabilités spatio-temporelles.

La thèse se structure en six chapitres. Le chapitre I aborde le contexte général de l'étude. Il présente le fonctionnement d'un estuaire, en prenant pour exemple, l'estuaire de la Gironde, et l'intérêt écologique de ces écosystèmes, en s'appuyant sur le suivi de l'ichtyofaune pour évaluer la qualité de ces écosystèmes.

Le chapitre II fait un point sur le suivi des peuplements ichtyologiques et les limites des méthodes traditionnelles, justifiant ainsi l'utilisation de méthodes complémentaires, pertinentes et moins destructrices. Ainsi l'hydroacoustique n'est pas seulement utilisée pour évaluer la quantité de poissons mais est avant tout employée pour supporter les études sur leurs comportements et leurs évolutions. Cette partie présente brièvement les principes et fonctionnement de l'acoustique mais fait surtout le point sur le réel défi que représente l'implémentation de cette approche en milieu estuarien.

Le chapitre III décrit les différents protocoles qui ont été testés en tenant compte des différentes sources de variations spatio-temporelles susceptibles d'influencer la composition et le comportement des poissons. Cette partie constitue le cœur de cette thèse puisqu'elle décrit toutes les étapes qui ont contribué à la définition d'une stratégie d'échantillonnage acoustique au travers des campagnes GAF (*Gironde Acoustic Fish*).

Le chapitre IV s'attache à vérifier la pertinence des résultats acoustiques en les confrontant à d'autres observations issues de suivis traditionnels par pêche dans l'estuaire. Les métriques acoustiques sont comparées avec les résultats de captures réalisées par des engins de pêche traditionnels afin de discuter de l'intérêt d'utiliser l'acoustique comme un outil utile et complémentaire aux méthodes d'échantillonnage classiques.

Le chapitre V vise à discuter l'intérêt de l'acquisition de données à haute résolution spatio-temporelle via les méthodes hydroacoustiques pour étudier la distribution et la dynamique du peuplement ichtyologique à différentes échelles aussi bien dans l'espace que dans le temps.

Le chapitre VI constitue la conclusion générale. Il synthétise l'ensemble des résultats de la thèse et expose les principales conclusions et préconisations pour la mise en place d'un suivi de l'ichtyofaune en milieu estuarien à partir de l'hydroacoustique. Ce travail conduit donc à des avancées notables et pourrait être mis à profit pour mettre en place des suivis acoustiques standardisés et définis à plus long terme.

2.1. Suivi et observations des peuplements ichtyologiques

Étudier un milieu estuarien renvoie à la complexité de ces systèmes « frontières » ou « transitoires » et à la dualité entre les fonctions qu'ils exercent et les dépendances des populations vis-à-vis de ce système terre-mer. Les effets conjugués des activités humaines, les pollutions de diverses origines, l'évolution du climat, etc., sont des facteurs qui contribuent aux variations environnementales. De nombreuses études (Imperial and Hennessey 1996; Elliott and McLusky 2002; de Jonge et al. 2006; Elliott and Quintino 2007; Etcheber et al. 2011) soulignent le besoin d'établir un cadre stratégique pour gérer et planifier les activités dans un estuaire. Une approche stratégique de la gestion de l'estuaire doit tenir compte de son ensemble, et doit s'intégrer dans un contexte spatial. Les estuaires assurant de nombreuses fonctions écologiques actuellement menacées, des systèmes de suivi environnementaux sont mis en place dans l'optique de définir les conditions permettant d'assurer le bon fonctionnement de ces écosystèmes et la pérennité des biens et services qu'ils rendent à la société. Or, la DCE demande que les pays de l'Union Européenne surveillent tous types de masses d'eau et assurent leur bon état écologique pour 2015 (2000/60/EC). La mise en place de la DCE a été l'occasion de faire un point sur les différentes pratiques en termes de suivi des peuplements écologiques (Girardin and Castelnaud 2009). Sur les grands estuaires aménagés, les gestionnaires et services de l'État s'interrogent sur la manière de mettre en place un programme de suivi et des mesures de restauration écologiques qui répondent à la réglementation européenne, tout en tenant compte des contraintes économiques et sociales liées aux usages (Lévêque et al. 2011).

2.1.1. De l'approche monospécifique vers une démarche écosystémique

Dans l'histoire de l'écologie, diverses approches ont abordé l'étude des communautés écologiques et des écosystèmes (Lévêque and Mounolou 2004; Hillebrand and Matthiessen 2009). La politique européenne environnementale sur l'eau et les milieux aquatiques a véritablement démarré dans les années 70 en se focalisant initialement sur la lutte contre les pollutions d'origines domestique, agricole et industrielle, et en donnant naissance à de nombreux textes sectoriels mais avec une absence de vision d'ensemble. L'étude de la composante ichtyologique des peuplements estuariens, en Europe en particulier, s'est jusqu'à présent essentiellement construite autour d'approches monospécifiques en général focalisées sur les ressources halieutiques. Dans les estuaires, ces approches étaient, dans un premier temps centrées sur les populations de poissons migrateurs amphihalins et l'estuaire était perçu comme un milieu de transition (Lobry 2004). La gestion basée sur des approches monospécifiques peut être appropriée mais peut être considérée comme insuffisante pour appréhender l'ensemble des variabilités. Dans les

années 1990, des nouveaux concepts tels que le développement durable ou la gestion écosystémique ont émergé (FAO 2003; FAO 2012). Les approches monospécifiques sont remplacées par des modèles qui prennent en compte l'ensemble des composantes des écosystèmes (Gascuel et al. 2011) afin de mieux en appréhender le fonctionnement global.

Le concept d'approche écosystémique appelle à une évolution des modes de gouvernance et d'exploitation pour faire face aux changements. En effet, l'approche écosystémique pourrait être qualifiée d'approche globale étudiant des systèmes biologiques complexes constitués par l'assemblage d'un nombre élevé d'entités prises dans leur ensemble. Une description du fonctionnement et des interactions des différentes composantes doivent être fait et non plus avoir une description statique. Les interactions entre les entités font apparaître des propriétés nouvelles. Mais la notion est bien antérieure à cette période. Elle découle directement de la gestion de la faune, mise en place dans le milieu terrestre et reflète l'évolution des sociétés et de leurs priorités. L'approche écosystémique vise à maintenir le bon état des écosystèmes et maintenir les services qu'ils rendent à l'homme. Pour être efficace, elle exige une information transparente et claire qui est un élément clé du processus décisionnel pour l'ensemble des acteurs. Le principe global pour une gestion guidée de l'écosystème est d'assurer la durabilité intergénérationnelle des biens de l'écosystème et de ses services. Elle vise à (1) maintenir des populations viables pour toutes les espèces *in situ*, (2) représenter tous les types d'écosystème à l'intérieur des aires protégées dans leurs aires de répartition naturelle, (3) maintenir l'évolution et les processus écologiques, (4) gérer sur des périodes de temps de durée suffisante pour préserver le potentiel évolutif des espèces et des écosystèmes, et (5) considérer les usages par l'homme et leur occupation dans ces contraintes (Larkin 1996). Ainsi, l'approche écosystémique requiert une gestion multidisciplinaire efficace dont le principal objectif est de comprendre les processus écosystémiques afin de détecter les changements significatifs au sein des différentes composantes, déterminer les changements qui sont attribuables aux modifications naturelles ou anthropiques dans l'environnement biotique et abiotique, et gérer l'exploitation durable des ressources vivantes sans pour autant causer de changements irréversibles pour ces écosystèmes (Browman and Stergiou 2004; Demer et al. 2009).

Une telle approche reconnaît explicitement la complexité des écosystèmes et les interconnexions entre ses composantes. En général, cela impose (1) la description de l'écosystème en termes d'échelle, d'étendue, de structure, de fonctionnement, et (2) l'évaluation de son état en termes de « santé » ou d'intégrité telle que définis par ce qui est acceptable pour la société sans omettre les menaces qui pèsent sur le système (Christensen et al. 1996). Cette approche représente un changement de paradigme d'une approche très ciblée à une approche de plus en plus générale de l'écosystème, qui va d'une plus petite échelle à de larges échelles et du court terme à des pratiques de gestion sur le long terme. L'approche écosystémique en vue de gérer un écosystème implique de concilier des intérêts multiples et souvent contradictoires. Bien qu'il puisse y avoir des contradictions à court terme entre les objectifs sociaux et la nécessité de gérer le milieu (dans le respect des limites

écologiques valables), la plupart de ces contradictions disparaissent à long terme étant donné que le bon état sanitaire des écosystèmes est une condition préalable à la durabilité du milieu. Ainsi, le processus de gestion doit concilier les intérêts de chacun et les objectifs sociétaux. L'approche écosystémique ayant pour but principal le développement durable, sa mise en place passe par la reconnaissance des avantages économiques, sociaux et culturels plus larges que peut procurer l'écosystème lui-même. Le fait de prendre en considération un éventail plus large de biens et services oblige à faire davantage de concessions entre différentes utilisations, non utilisations et groupes d'utilisateurs. Étant donné la nature plus complexe de l'approche écosystémique et les possibilités réduites de prévoir l'évolution des écosystèmes, il faut explicitement tenir compte des risques dans l'évaluation.

En milieu aquatique, l'approche écosystémique a surtout été appliquée aux pêcheries (Cury et al. 2008; Hilborn 2011). Elle a ainsi été largement recommandée pour la gestion des pêches par les gestionnaires internationaux (Garcia and Cochrane 2005). Le concept d'approche écosystémique a été plus difficilement appliqué en estuaires ; cependant , dans leur ouvrage, Elliott et Hemingway (2002) recensent différents types d'études ichtyologiques menées sur les estuaires européens (taxonomie et caractéristique des assemblages, définition de guildes écotrophiques, étude de l'influence des facteurs environnementaux sur la structuration biologique et des traits biologiques susceptibles de les modifier, réflexions sur la gestion estuarienne en relation avec l'ichtyofaune) permettant la prise en compte des relations structure/fonctions à l'échelle des peuplements ichtyofaunistiques. En effet, pour appréhender l'ensemble de la variabilité, les populations ne peuvent être considérées isolément. La dimension de l'assemblage (ensemble plus ou moins organisé d'espèces) est prise en compte et se veut donc multispécifique : l'échelle est celle du peuplement (ensemble de plusieurs populations) ichtyologique et non plus uniquement celle de la population (Pasquaud 2006). En particulier, ce niveau d'intégration permet d'approcher les notions de fonctionnalité de l'habitat, voire la redondance des fonctions ou des espèces. Cette évolution paraît incontournable dans le contexte actuel, contexte dans lequel la qualité des milieux est reliée au bon fonctionnement des écosystèmes associés (Lobry 2004; Lévêque et al. 2011). Cette approche a introduit le transfert d'énergie entre les niveaux trophiques, dont l'analyse est un moyen d'appréhender la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Livingston 2003).

Les écosystèmes sont structurés et par conséquent, de fortes interactions ont tendance à émerger. Ces tendances devraient être prises comme le point d'entrée à l'approche écosystémique même si le manque de connaissances générales sur le fonctionnement des écosystèmes induit des faiblesses dans les prédictions. L'écosystème peut être considéré comme l'unité de base de la nature y incluant à la fois les organismes et l'environnement abiotique dans lequel ils vivent. En d'autres termes, les écosystèmes varient continuellement le long de gradients complexes spatiaux et sont constamment modifiés au cours du temps (Christensen et al. 1996).

2.1.2. Les méthodes de suivi

Afin d'évaluer au mieux l'état du milieu, il est indispensable de mettre en place des méthodes de suivi pour obtenir des données pour assurer *in fine* la pérennité des biens et services des écosystèmes. Les suivis mis en place doivent être compatibles tant d'un point de vue environnemental que socio-économique et doivent être cohérents. De par les grands traits écologiques des peuplements piscicoles, la mise en place de programmes de suivi est difficile (Lobry et al. 2006a). La question de l'échantillonnage de l'ichtyofaune dans les milieux estuariens est donc un enjeu majeur.

2.1.2.1. Le suivi halieutique traditionnel

Pour estimer la distribution des peuplements de poissons et quantifier la biomasse des communautés piscicoles, des approches traditionnelles telles que les captures par pêche sont utilisées. La connaissance biologique et les activités halieutiques permettent d'avoir un savoir local important d'un point de vue qualitatif et quantitatif dans un système incertain. En effet, l'intégration du savoir des pêcheurs et des pratiques est une des facettes les plus attractives pour enrichir une base de connaissances. De plus, les pêcheurs ont un rôle de sentinelle en révélant par leurs captures, le fonctionnement du milieu naturel dont ils sont aussi des observateurs permanents.

La pêche professionnelle dans le département de la Gironde représente environ 180 entreprises réparties sur l'ensemble du système fluvio-estuarien et les espèces ciblées permettent aux pêcheurs d'exercer leur activité à temps plein. Suivant les espèces visées, les pêches se font à l'aide de bourgnes également appelées nasses, de filets, de pibalours ou de haveneaux montés sur des bateaux, ou de carrelets, cabanes sur pilotis faisant partie intégrante du paysage (Figure 3).

Cependant, la pêcherie professionnelle est très dépendante de l'état du milieu et de la qualité des habitats. Le bassin de la Gironde est particulier puisque tous les grands migrateurs amphihalins y sont encore présents, comme l'esturgeon européen qui est une espèce aujourd'hui protégée, et y effectuent des migrations de reproduction (Castelnaud and Cauvin 2002). D'autres espèces, comme les crevettes blanche ou grise (*Palaemon longirostris* et *Crangon crangon*), le mulot porc (*Liza ramada*), le bar franc (*Dicentrarchus labrax*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), pour la plupart d'intérêt halieutique, voient leurs abondances fluctuer cycliquement (Girardin and Castelnaud 2012).



Figure 3. Pratiques de pêche observées le long de l'estuaire de la Gironde : (a) Carrelets, (b) fileyeur (travail), (c) pibalour et (d) fileyeur (nasse).

Or, depuis plusieurs années, les pêcheurs constatent une nette diminution des poissons migrateurs en particulier de l'aloise *Alosa alosa*, avec une raréfaction d'ampleur pour des espèces comme l'esturgeon ou les anguilles. Cette diminution n'est pas due à la pêche extrêmement réglementée dans l'estuaire et même interdite pour certaines espèces (saumon atlantique, esturgeon). Pour palier à ces changements, de nombreux programmes d'action pour la préservation et la sauvegarde des poissons et de leurs habitats ont été mis en place (Rochard et al. 1997; Lassalle et al. 2008; Acolas et al. 2011; Williot and Castelnaud 2011).

Dans l'estuaire de la Gironde, les premiers suivis écologiques sur les poissons n'ont eu lieu qu'à la fin des années 70 à l'issue des travaux d'Irstea (anciennement *Cemagref*) concernant, dans un premier temps, le suivi de l'impact du Centre Nucléaire de Production d'Électricité du Blayais (CNPE), puis de façon plus générale la surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Des pêches scientifiques ont été réalisées et différents protocoles ont été mis en place afin d'étudier l'impact du CNPE sur la faune estuarienne. Les campagnes de pêche d'échantillonnage (décrites dans le chapitre 3), ciblant la petite faune circulante, permettent de dégager un schéma simplifié des événements pouvant survenir au cours d'une année et d'observer les modifications du milieu. Cependant, l'impact par rapport au stock de poissons a très peu été étudié et reste très difficile à évaluer (Lobry 2004; Béguyer 2009).

Combinés à ces travaux scientifiques, des suivis statistiques de pêche professionnelle permettent de suivre l'évolution des captures, l'effort de pêche (nombre de pêcheurs, nombre d'engins) et de calculer des indices d'abondance (Captures par unité d'effort de pêche : CPUE). Bien que ces études permettent d'obtenir des indicateurs de l'activité de pêche pour les administrations, politiques ou économiques, elles permettent avant tout d'effectuer un suivi des espèces pour les biologistes (Girardin and Castelnaud 2012). Aujourd'hui, ces informations constituent une base de données riche et précieuse, établie depuis plus de trente ans.

2.1.2.2. La notion d'indicateur et la définition d'un état de référence

Afin d'évaluer le bon fonctionnement écologique d'un estuaire, un état de référence doit être défini. Cette étape est primordiale pour qualifier un écosystème et comparer son état actuel à son état initial. Cependant les systèmes estuariens peu impactés par l'homme, qui pourraient permettre de définir ces conditions dites de référence, sont rares voire quasiment inexistantes (Nicolas 2010). Aussi, à partir de diverses mesures (physiques, chimiques, biologiques et/ou socio-économiques), des indicateurs sont définis et permettent d'évaluer l'état écologique d'un système sans avoir à capter toute sa complexité. Les valeurs obtenues permettent d'obtenir des indicateurs et ainsi d'évaluer le « bon état écologique ». C'est principalement à travers la DCE que cette approche a été développée pour toutes les masses d'eaux. Cet objectif permettant d'évaluer la qualité des milieux estuariens présente une nouvelle approche écosystémique et surtout une perspective et des choix relatifs aux estuaires dans leur globalité (de Jonge et al. 2006). La DCE a tenté de considérer le lien entre biodiversité des communautés et processus à l'échelle de l'écosystème et pose la question suivante : est-on capable de mesurer les processus écosystémiques - et par là le fonctionnement des écosystèmes - au moyen d'indicateurs basés sur la structure des communautés ? D'une certaine manière, au travers de quelques indicateurs, la stratégie mise en place dans le cadre de la DCE a tenté d'aborder de manière plus ou moins directe cette question du lien fonctionnel.

Dans le cadre de l'Appel à Propositions de Recherche Liteau III, du Ministère de l'Écologie, des scientifiques du projet Bon Etat écologique des grands ESTuaires (BEEST) ont contribué à la mise en œuvre de la DCE sur les grands estuaires atlantiques et se sont interrogés sur les notions mêmes du « bon état » ou « potentiel écologique » dans les estuaires ; sur la manière (indicateurs, outils, méthodes) de mieux comprendre et caractériser le fonctionnement écologique des estuaires, de fixer des objectifs de bon potentiel, de les évaluer et de s'y référer ; et la manière d'associer les usagers ordinaires à l'atteinte d'un bon potentiel écologique sur les estuaires (Lévêque et al. 2011). Ces travaux ont montré les avancées sur les objectifs à atteindre mais ont souligné les limites de cette Directive via les notions de bon état écologique, de référence, de seuils. Le recours à un

ensemble d'indicateurs permet de montrer que les écosystèmes ne semblent pas affectés au même degré par les activités (de Jonge et al. 2006; Elliott and Quintino 2007). Destinée à une application en routine, cette approche nécessite le développement d'indicateurs simples, faciles à utiliser et peu coûteux. L'indicateur basé sur l'ichtyofaune semble pertinent pour évaluer la qualité des masses d'eau de transition (Borja et al. 2000; Breine et al. 2007; Brind'Amour and Lobry 2009; Courrat and Lepage 2009; Breine et al. 2010; Delpech et al. 2010), contrairement aux autres indicateurs basés sur les compartiments flore aquatique et invertébrés benthiques, qui sont actuellement développés mais pas encore validés par les acteurs opérationnels et la communauté scientifique.

Pour mettre en place des méthodes de gestion permettant un suivi à long terme d'un écosystème, l'importance des séries temporelles n'est plus à démontrer. De plus, les scientifiques et gestionnaires s'appuient également sur un certain nombre de modèles biologiques ou bioéconomiques (Jerry and Raissi 2001; Kimmerer 2002; Lobry et al. 2003a) permettant d'estimer l'impact des mesures sur les ressources. Les modèles permettent de comprendre la dynamique de la ressource et constituent, aujourd'hui, des outils essentiels pour tenter d'expliquer et, prévoir les variations d'abondances et tester des hypothèses.

La modélisation des réseaux trophiques met en évidence le type d'organisation du réseau (Lobry 2004; Pasquaud 2006), ses possibles points de force mais aussi ses faiblesses, et permet de développer des indicateurs écosystémiques de l'état écologique du milieu (Delpech et al. 2010). La connaissance des compartiments-clés sur lesquels reposent d'éventuelles cascades trophiques essentielles peut aussi servir de bio-indicateur d'alerte permettant de prévenir l'effondrement éventuel d'une partie de l'édifice biologique de l'écosystème (Béguier et al. 2007; Lassalle et al. 2008).

2.1.3. Limites des suivis des peuplements ichthyologiques

Le succès des suivis sur l'ichtyofaune repose sur la capacité à obtenir une vision d'ensemble : nombre d'espèces, abondance, et distributions en taille. Pour y parvenir, les échantillonnages doivent être représentatifs et fiables. Les analyses et évaluations extraites des diverses sources d'informations scientifiques et professionnelles convergent mal. En effet, les scientifiques emploient des stratégies de recherche qui fournissent une évaluation la plus objective possible d'une densité moyenne dans la zone d'échantillonnage alors que les pêcheurs s'efforcent de trouver les densités maximales en maintenant des prises commercialement viables (Mackinson and van der Kooij 2006). En outre, les pratiques de pêche évoluant au cours du temps, la diminution du nombre de pêcheurs professionnel en activité, engendrent des disparités dans les suivis à long terme pour évaluer l'effort de pêche.

Comme pour toutes données échantillonnées, les résultats obtenus à partir de données scientifiques ou de données des pêches commerciales peuvent être biaisés à différents niveaux :

- les engins d'échantillonnage : la distribution de fréquence des captures, à savoir le nombre d'individus par classe de taille, n'est pas toujours le reflet de l'ensemble du peuplement ichthyologique. Les différents types d'engins ont des efficacités différentes de captures et ces variations sont fonction de la sélectivité des engins de pêche (espèce ciblée, maillage), qu'ils soient actifs ou passifs. La taille, la forme et le comportement des individus vis-à-vis des engins de pêche interfèrent sur le résultat de l'échantillonnage et donnent une image pouvant être biaisée de la structure de la population échantillonnée. De nombreuses études ont été menées sur les réactions comportementales des poissons face aux instruments d'échantillonnage, notamment l'évitement (Hemmings 1973; Walsh 1991; Godø and Walsh 1992; Chopin and Arimoto 1995), et montrent que certains individus, dans certaines circonstances, arrivent à éviter les engins d'échantillonnage (Bublitz 1996; Engaas et al. 1999). Les captures dépendent fortement de l'activité des poissons. Enfin, les résultats fournis permettent d'obtenir essentiellement des estimations d'abondance relative (Kurkilahti et al. 2002) ;
- la fenêtre spatiale d'échantillonnage : l'étendue spatiale de la zone d'échantillonnage peut affecter le diagnostic (Pasquaud et al. 2012). L'estimation des abondances est souvent confinée à un secteur déterminé, voire à un point donné, et non à une couverture totale de l'écosystème. On obtient majoritairement des indices d'abondances plutôt qu'une estimation globale d'abondance (Lobry 2004). De plus, de nombreux habitats particulièrement favorables aux poissons, comme les zones latérales de faible profondeur et difficiles d'accès, restent souvent ignorées ;
- la fenêtre temporelle d'échantillonnage : le temps alloué à l'échantillonnage est un point crucial dans le suivi ichthyologique dans un écosystème aussi fluctuant qu'un estuaire. Suivant l'échelle de travail choisie, la représentation de l'abondance peut être affectée notamment si un événement intervient entre deux périodes d'échantillonnage. Aussi, la variabilité des conditions environnementales et donc des dynamiques biologiques montre la nécessité de longues séries chronologiques pour comprendre les changements dans le fonctionnement écologique des écosystèmes.

Ainsi, les résultats de ces systèmes de suivi de pêche sont très variables de par la représentativité des données et le niveau de précision (sélectivité des engins, espèces ciblées, taille minimale de captures, etc.). Il s'avère donc encore très délicat d'évaluer précisément la biomasse de poisson dans l'estuaire, ainsi que ses variations saisonnières interannuelles.

2.2. L'utilisation de l'acoustique

Face à la nécessité d'améliorer les connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes estuariens, mais aussi afin d'appréhender au mieux les réponses des communautés confrontées aux changements tant écologiques qu'environnementaux, plusieurs systèmes alternatifs d'observation directe comme les systèmes acoustiques (sondeurs sonars), optiques (p. ex. caméra stéréo), ou des méthodes d'échantillonnage directs basées sur l'instrumentation d'engins de pêche (palangres ou filets instrumentés), se sont développés (Demer et al. 2009). De plus, certains de ces outils comme l'acoustique permettent des observations, et donc d'étudier les processus écologiques, à différentes échelles spatio-temporelles, ce qui ne sont pas toujours possible avec des approches plus classiques. Enfin les approches acoustiques ou optiques sont non intrusives et de plus en plus recommandées au détriment de méthodes nécessitant de prélever des individus pour évaluer les écosystèmes. Cet outil permet ainsi d'obtenir une image de la variabilité d'un écosystème à larges échelles.

2.2.1. Généralités

2.2.1.1. Origine de l'acoustique

Il existe une littérature importante et croissante concernant l'utilisation de l'acoustique dans de nombreux domaines. Les applications dans le domaine marin sont de plus en plus variées et ceci grâce d'une part à l'évolution des technologies, et d'autre part à la diversification des outils disponibles (sondeur, sonar, profileur acoustique, etc.). Même si les premières observations rudimentaires du bruit sous-marin remontent aux tentatives de Leonard de Vinci, en 1490, les utilisations pratiques sont relativement récentes avec les tentatives contrecarrées de Maury en 1859 souhaitant « sonder l'océan » (Guillard 2011). C'est au début du XX^{ème} siècle, suite au naufrage du Titanic, que l'acoustique sera utilisée de manière effective, avec pour objectif dans un premier temps de détecter les obstacles à la navigation (iceberg) ou des cibles militaires. Un progrès majeur fut encore réalisé en 1917 par P. Langevin qui eut l'idée de construire une source sonore faite d'un sandwich de matériaux piézo-électriques (quartz) entre deux plaques de métal et utilisa les tous récents amplificateurs à tube. La grande puissance de cette source sonore permettait une portée de 8 km et a permis pour la première fois en 1918 de détecter l'écho d'un sous-marin distant de 1 500 m. Le principe du transducteur piézo-électrique, dispositif convertissant une grandeur physique en une autre, sera quasi universellement repris dans les développements ultérieurs de l'acoustique (Lurton 1998).

Les premières expériences scientifiques à l'origine de ce qui deviendra l'hydroacoustique appliquée à l'étude des populations de poissons, ont été faites par Kimura (1929) qui a montré que l'amplitude du faisceau de l'onde acoustique était perturbée lorsque des cibles biologiques se trouvaient entre un émetteur et un récepteur installés de chaque côté d'un étang. Lors de la décennie suivante, les premières observations de la distribution verticale de morues (*Gadus morhua*) dans leur environnement naturel ont été effectuées par Sund (1935). Après la Seconde Guerre Mondiale, des méthodes acoustiques pour des estimations d'abondances émergeront et leur développement à des fins scientifiques se fera en se basant sur le comptage d'échos individuels (écho-comptage), puis sur la somme de l'amplitude des échos, l'écho-intégration, technique toujours largement utilisée (Misund 1997). Depuis la fin des années 70, les efforts ont porté d'une part sur le traitement du signal, notamment par le développement de systèmes numériques, liés aux importants progrès dans les domaines de l'informatique et de l'électronique, et d'autre part sur la mise au point de techniques permettant de mesurer *in situ* la réponse acoustique de poissons individuels (Ehrenberg 1979). Les sondeurs à double faisceau (dual beam) permettant les mesures *in situ* (Traynor and Ehrenberg 1979) sont mis au point par Biosonics aux Etats-Unis. Dans le même temps, Simrad met au point en Norvège les sondeurs à faisceau partagé (split-beam) (Foote et al. 1986) qui présentent le plus fort taux d'utilisation aujourd'hui.

Les processus d'analyse s'affinent de plus en plus et s'automatisent pour répondre un besoin croissant de classification et l'identification des réflecteurs acoustiques. Différentes approches sont développées certaines basées sur des analyses multi-fréquentielles pour différencier et classifient des groupes de réflecteurs (Fernandes et al. 2006). D'autres méthodes de classification sont basées sur l'analyse des paramètres morpho-métriques et énergétiques des bancs de poissons (Scalabrin et al. 1996). De nouveaux outils ont également été développés comme les sonars multifaisceaux (Gerlotto et al. 1998; Gerlotto et al. 2000; Trenkel et al. 2008; Paramo et al. 2010). De nos jours, la science halieutique pour évaluer l'abondance des espèces et étudier la distribution et le comportement des poissons et autres organismes marins, les relations prédateurs proies, la structuration des écosystèmes, utilise largement cette approche. Elle a largement été mise en avant par le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM / ICES - *International Council for the Exploration of the Sea*) (Fernandes et al. 2002), grâce aux groupes de travail impliquant de nombreuses disciplines (Simmonds and MacLennan 2005).

2.2.1.2. Choix de l'outil acoustique

Les techniques acoustiques en milieu aquatique sont de plus en plus utilisées pour acquérir une grande variété d'informations, allant de la classification bathymétrique à l'estimation d'abondance, et plus particulièrement l'abondance des poissons (Brandt 1996; Simmonds and MacLennan 2005). En effet, l'hydroacoustique s'est avéré un outil utile en soi. Cette technologie permet même d'envisager des réponses à certaines questions écologiques fines, telles que la définition de la structure de la communauté, l'étude de relations inter- et intra-spécifiques, voire de relations proies-prédateurs (Marchal et al. 1996).

Les techniques acoustiques offrent de nombreux avantages (Simmonds and MacLennan 2005; Rudstam et al. 2013). Ces méthodes sont analogues aux techniques de télédétection et permettent d'échantillonner la quasi-totalité de la colonne d'eau de par la bonne pénétration des ondes dans le milieu aquatique. Elles permettent d'acquérir des données quantitatives robustes sur les localisations, les caractéristiques et les densités des individus détectés, leur répartition et leurs déplacements, leur distribution en taille, des évaluations en biomasse, etc. Deux autres avantages de l'acoustique et non des moindres, concernent l'information recueillie sur la répartition spatiale de toutes les composantes de l'écosystème et les observations comportementales qui en découlent. Non « destructrice », relativement « rapide » (pour l'acquisition des données), cette technique offre l'accès à de larges étendues géographiques contournant en partie les différents inconvénients des échantillonnages classiques par pêche, notamment en des zones non propices limitant l'accès de ces engins d'échantillonnage (Simmonds and MacLennan 2005).

C'est un outil qui permet d'observer, avec une cadence d'échantillonnage assez élevée des phénomènes brefs, et grâce à une taille d'échantillon (ou résolution) réduite de détecter même des individus isolés (Ehrenberg 1979; Horne 2000). Sa mise en œuvre et son utilisation est peu onéreuse et les informations sont obtenues rapidement. Aujourd'hui, l'utilisation de l'hydroacoustique comme outil de suivi et d'évaluation de la distribution de poissons est largement acceptée par la communauté scientifique (Simmonds and MacLennan 2005) et peut répondre aux exigences de directives préconisant l'utilisation d'une approche non destructrice et standardisée afin d'évaluer la qualité des habitats (EU 2000; CEN 2009).

2.2.2. De la théorie ...

« Sonar » (*SO*und, *NA*avigation and *R*anging) est le terme général pour tout appareil qui utilise le son pour détecter ou observer des objets dans l'eau. L'échosondeur est un cas particulier de sonar, celui dont le faisceau acoustique est dirigé verticalement. De nombreux types de sonars et échosondeurs sont utilisés pour la détection et l'observation des poissons. Dans le cadre de cette recherche pour des fins halieutiques, ce sont les sondeurs qui seront utilisés par la suite et décrits ci-dessous.

Seules quelques notions nécessaires à la compréhension de cette étude seront abordées et décrites dans cette section (puisque les principes de l'acoustique sous-marine outrepassent les objectifs de cette thèse). L'ouvrage de Simmonds et MacLennan (2005) est une synthèse récente et très complète de l'état de l'art en matière d'hydroacoustique.

2.2.2.1. Notions élémentaires d'acoustique

L'acoustique sous-marine est basée sur les propriétés physiques des ondes sonores qui sont beaucoup moins atténuées dans le milieu marin que les ondes lumineuses. Un son émis est une perturbation de particules d'un milieu qui se propage sous la forme d'ondes. Le déplacement de l'onde crée des variations locales de pression dans le milieu, qui est un flux d'énergie par unité de temps, déterminant ainsi l'intensité de l'onde (Simmonds and MacLennan 2005). L'onde sonore se déplace à une certaine fréquence (f), à une longueur d'onde (λ), d'amplitude variable (α) et à une vitesse (c) dépendante des caractéristiques du milieu (température, salinité, pression). En acoustique halieutique, les fréquences typiquement utilisées varient entre 20 et 500 kHz (Burczynski 1982).

Les ondes acoustiques sont le seul vecteur permettant le transport sous-marin d'informations aux caractéristiques facilement exploitables. Un sonar est composé d'un étage de contrôle et de synchronisation, d'un système d'émission réception et d'un transducteur. On appelle transducteur un appareil qui convertit une forme d'énergie en une autre. Les transducteurs utilisés en acoustique sont directionnels. L'intensité acoustique émise est maximale dans l'axe central de la face active du transducteur. Les ultrasons se propagent dans le milieu marin, dans des directions privilégiées, formant alors un faisceau acoustique, dont l'ouverture dépend de la taille du transducteur et de la fréquence, jusqu'à la limite de détection du système. Un faisceau acoustique est composé par un lobe principal et des lobes secondaires (Figure 4). Il est représenté sous la forme d'un faisceau idéal de forme conique de directivité équivalente ψ , l'ouverture du faisceau est caractérisée par les points où l'énergie est 3dB inférieure à l'énergie maximale mesurée dans l'axe du faisceau. Les échos réfléchis par une cible située à l'intérieur du faisceau acoustique sont réceptionnés par ce même transducteur électroacoustique, qui fonctionne en réception (MacLennan & Simmonds, 1992).

Un sondeur émet de manière discontinue, avec une récurrence fonction de la profondeur, une courte émission sonore appelée impulsion (ou ping). La durée de cette impulsion est fixée de manière à ce que l'onde sonore comporte plusieurs périodes. L'intervalle entre les impulsions acoustiques ou cadence de tir définit le nombre d'impulsions par unité de temps. Une cadence rapide permet un échantillonnage plus détaillé de la colonne d'eau.

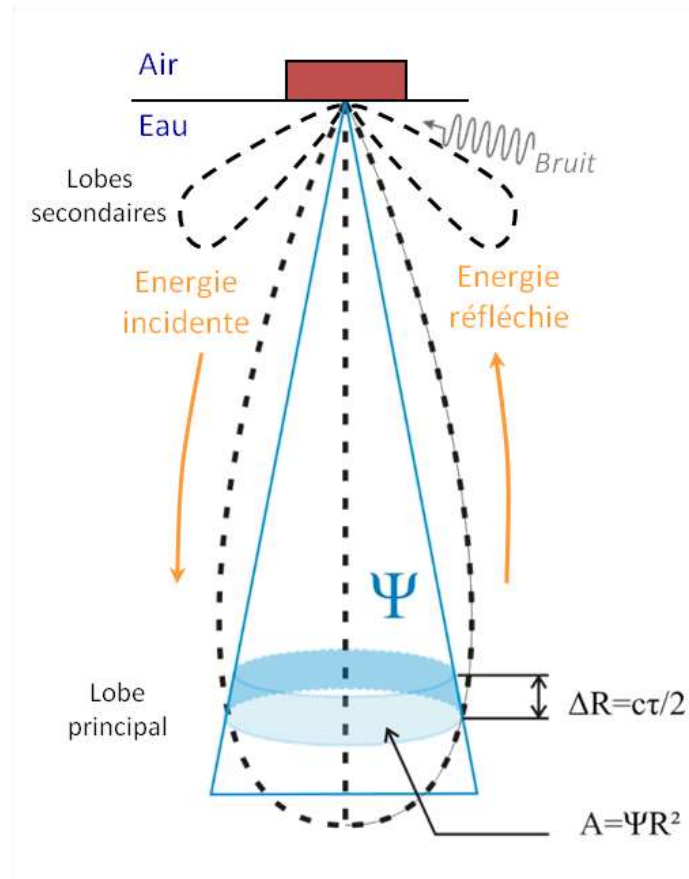


Figure 4. Schéma du rayonnement d'un transducteur où c est la célérité du son, τ la durée d'impulsion, et A la surface de la face active du transducteur.

L'utilisation des ondes sonores permet de détecter tout objet qui est bien au-delà de notre champ de vision (Simmonds and MacLennan 2005). Les ondes émises sont réfléchies par toutes cibles rencontrées (Lurton 1998): le fond, la surface, les poissons, les végétaux, etc. Dans notre cas, les ondes nous intéressant sont celles qui sont réfléchies par les poissons.

Pour qu'un organisme réfléchisse de l'énergie acoustique, il est indispensable qu'un ou plusieurs éléments de son anatomie aient une impédance acoustique différente de celle du milieu transmetteur, l'eau. En principe, il est possible de calculer l'énergie renvoyée par un poisson particulier à partir de la théorie acoustique et de la connaissance des parties du corps qui contribuent à l'écho. 85% de l'énergie acoustique totale réfléchi provient de la vessie natatoire des poissons quand ceux-ci en sont pourvus, et les 15% restant de la graisse, des os et de la chair (Foote 1980; Clay and Horne 1994; Jech et al. 1995). L'énergie d'un écho détecté par un sonar est ainsi proportionnelle au carré de la pression reçue par le transducteur. Foote (1983) a validé expérimentalement que l'énergie reçue par un échosondeur est proportionnelle à la quantité de poissons insonifiée pour les gammes de fréquence et puissances généralement utilisées en acoustique halieutique (Villalobos Ortiz 2008).

L'échantillonnage acoustique est discret dans le temps, du fait de l'alternance des phases d'émission et de réception (Gerlotto et al. 1999) (Figure 5). La forme et l'intensité de l'écho reçu dépendent de nombreux paramètres, incluant la fréquence du signal acoustique, la taille, la densité et l'inclinaison de la cible insonifiée. Cependant, les milieux transmetteurs ne sont jamais acoustiquement parfaits : les ondes doivent faire face en plus de l'atténuation par dispersion géométrique à l'absorption moléculaire (viscosité, conduction thermique) mais ces pertes d'énergie sont compensées dans les sondeurs scientifique lors de la réception des échos. Les différents échos sont visualisés pour les sondeurs actuels, sur un écran de visualisation, sous la forme d'un échogramme.

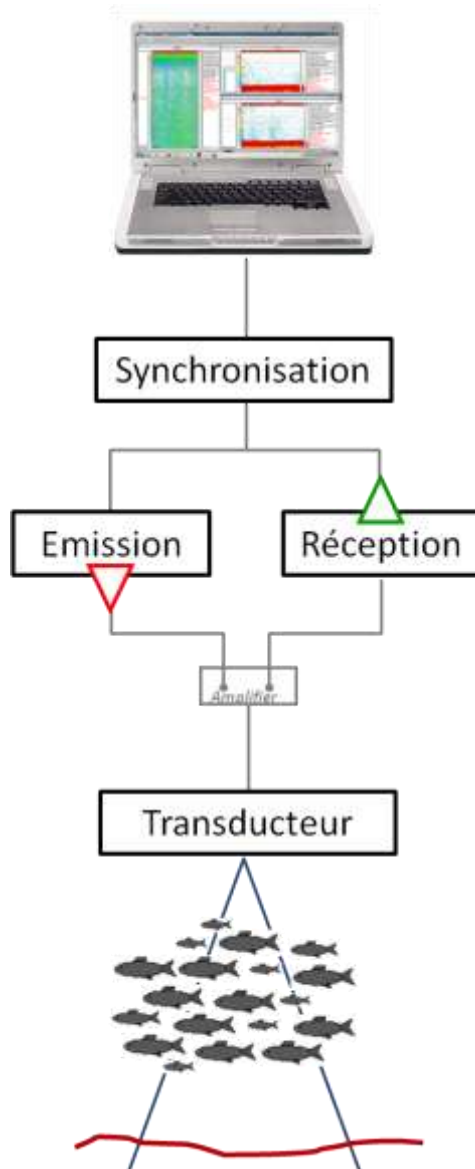


Figure 5. Schéma de la structure générique de fonctionnement d'un système sondeur.

2.2.2.2. Mesures acoustiques

La principale propriété acoustique des poissons est leur index de réflexion acoustique ou Target Strength (TS). Le TS est une mesure logarithmique de la proportion de l'énergie incidente qui est réfléchiée par la cible :

$$TS = 10 \log (I_R / I_I)$$

où I_R = intensité acoustique réfléchiée

I_I = intensité acoustique de l'onde incidente.

Il existe des variations considérables entre les espèces et même pour des individus de même taille et même espèce. L'intensité de l'écho dépend de la physiologie interne, de la forme de la vessie natatoire par exemple, qui peut être très différente entre des poissons qui ont une apparence externe similaire. De plus, il dépend également du comportement individuel en particulier l'orientation du corps par rapport au faisceau. Le TS est donc un facteur déterminant dans les estimations de biomasse et c'est malheureusement le facteur le plus difficile à mesurer ou à estimer (Lévénéz et al. 2006).

Des relations empiriques sont disponibles dans la littérature pour calculer l'indice de cible moyen de l'espèce i . Il est dérivé plus couramment d'équations modélisant le TS d'un organisme en fonction de sa longueur L :

$$(1) \quad TS_1 = b_i + m_i \log L$$

Des mesures *in situ* réalisées sur du hareng ont permis à Foote et al. (1986) de proposer la relation suivante :

$$(2) \quad TS_{\text{hareng}} = 20 \log L - 71.2 \quad \text{où} \quad L = \text{longueur moyenne en cm}$$

La plupart des relations existantes dans la littérature ont été établies par régression linéaire sur une ou plusieurs espèces de zones tempérées. Elles conduisent à des estimations de TS parfois fort différentes et ne sont donc pratiquement utilisables que dans les zones où elles ont été calculées. Elles peuvent néanmoins, et c'est sans doute là leur plus grande utilité, servir à appréhender un intervalle « raisonnable » dans lequel devaient se situer les valeurs de TS des poissons rencontrés.

L'écho-intégration consiste à intégrer l'énergie provenant des cibles présentes dans une cellule d'intégration. Concrètement il s'agit, dans une tranche de profondeur ou sur toute la colonne d'eau, pour un nombre d'émission donnés, de sommer les carrés des tensions électriques mesurées par le récepteur acoustique, c'est-à-dire, de moyenner les valeurs obtenues (sur la profondeur) sur une distance ou pendant un intervalle de temps donné, pour arriver à une quantité proportionnelle à la densité moyenne par unité (Burczynski 1982). À l'issue de chaque émission, le signal acoustique reçu au niveau du transducteur varie de façon continue dans le temps, en fonction du nombre de cibles rencontrées par l'onde acoustique au cours de sa propagation dans le milieu. À ce résultat sont affectés des facteurs correctifs, prenant en compte les performances du sondeur et du transducteur, afin d'obtenir une valeur de densité acoustique absolue. L'intégration est réalisée avec un seuil, déterminant la densité minimale d'organismes que l'on peut quantifier. Les dimensions horizontales et verticales des cellules d'échantillonnage dans lesquelles est réalisée l'intégration sont fixées par l'utilisateur, en fonction des possibilités

offertes par le logiciel de traitement (Doray 2006). C'est donc une méthode d'homogénéisation des valeurs d'énergie acoustique reçues par rapport à la profondeur et à la distance parcourue.

Les calculs effectués au cours des différentes étapes du processus d'écho-intégration déterminent des densités acoustiques. Deux types d'indices de réverbération peuvent être obtenus :

- de surface s_a (*Area Scattering coefficient*), exprimé en m^2 de surface réfléchissante (σ_{bs} " *backscattering cross-section* ") par hectare,
- de volume S_v (*Volume backscattering Strength*), exprimé en dB (unité logarithmique) (MacLennan et al. 2002).

Du fait de leur dynamique très importante, les grandeurs acoustiques sont le plus souvent quantifiées en valeurs logarithmiques et donc notées en décibels (dB).

2.2.3. ... à la pratique

2.2.3.1. Contraintes relatifs à l'utilisation de l'acoustique

L'ichtyofaune est décrit par sa composition, son abondance et sa structure en taille. Or, actuellement, le problème majeur lié à l'hydroacoustique est qu'il n'est pas possible d'identifier distinctement les espèces, même si de nombreuses études travaillent sur la question (Horne 2000) à travers les seuils d'intégration. Le choix de ce seuil est arbitraire et l'une des difficultés de l'approche acoustique réside donc dans le choix de ce seuil d'intégration qui constitue un filtre (comme la taille de la maille d'un filet) pour ne retenir uniquement que le compartiment poisson. Ce seuil résulte donc d'un compromis : mettre un seuil trop élevé revient à éliminer les poissons de petite taille et/ou les juvéniles ; à l'inverse, avec un seuil trop bas, on prend le risque d'intégrer des organismes de petites tailles (zooplancton) et/ou des cibles non biologiques d'autant plus quand les eaux sont turbides.

La qualité des enregistrements est aussi dépendante de la météo puisque le frottement du vent sur la surface de l'eau et vraisemblablement les mouvements du navire, entraînent la formation d'une couche de bulles près de la surface qui réduit l'amplitude des échos reçus par l'échosondeur lorsque la profondeur de cette couche de bulles dépasse celle du transducteur (Simmonds and MacLennan 2005). Il est difficile d'évaluer l'atténuation réelle du signal acoustique due à cette couche de bulles, dont l'épaisseur varie en fonction de l'intensité du vent et de l'état de la couche de surface. Des calculs théoriques (Novarini and Bruno 1982) et des observations *in situ* (Dalen and Lovik 1981) ont cependant montré

que cette atténuation pouvait atteindre plusieurs décibels et biaiser ainsi considérablement les estimations de densités acoustiques. Cette atténuation peut donc être importante et difficile à corriger. La position du transducteur sur le bateau est alors à prendre en compte pour le placer sous cette couche de surface.

La plupart des êtres vivants dans un environnement aquatique sont sensibles aux bruits d'une façon ou d'une autre. Cela signifie que toute perturbation, qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique, pourra avoir un effet sur ces organismes. Ces réactions de fuites ont posé de nombreuses questions autour de la notion du « bruit » engendré par les engins ou tout simplement par le passage du navire. Les campagnes acoustiques provoquent probablement des réactions de fuite lorsqu'elles sont menées à bord de navires. Le principal problème est donc lié au comportement du poisson à l'approche du bateau principalement sous l'action du bruit et/ou de la lumière, ce qui est également valable pour les engins de pêche. En règle générale, le poisson plonge et s'écarte du bateau. Quand il existe, l'évitement engendre un biais qui doit être intégré surtout lors des estimations d'abondance (Misund and Coetzee 2000). Cependant, il n'existe pas de véritable accord sur l'ampleur de cet effet d'évitement (Olsen 1979; Fernandes et al. 2000): l'évitement est un processus complexe de comportement qui peut avoir des conséquences différentes (Fréon et al. 1992; Gerlotto et al. 2004). L'importance de l'évitement dépend aussi du niveau d'agrégation : un banc de poissons réagira plus vite qu'un individu isolé. De plus, les bruits parasites sont généralement une cause d'addition non désirée d'énergie à l'énergie acoustique réfléchiée par les cibles qu'on veut étudier.

En acoustique, il existe deux zones où les cibles ne peuvent pas être détectées : en surface et sur le fond (Figure 6). En effet, en surface, cette zone aveugle dépend de la position du transducteur et de la dimension du champ proche (Demer and Hewitt 1995; Aglen 1996; Simmonds and MacLennan 2005). En revanche, sur le fond, la zone d'ombre commence à la profondeur à partir de laquelle l'écho d'une cible se confond avec celui du fond (Guillard 1998a). Elle dépend donc de la morphologie du fond, de la durée d'impulsion, et donc de la profondeur déterminant le diamètre du faisceau.

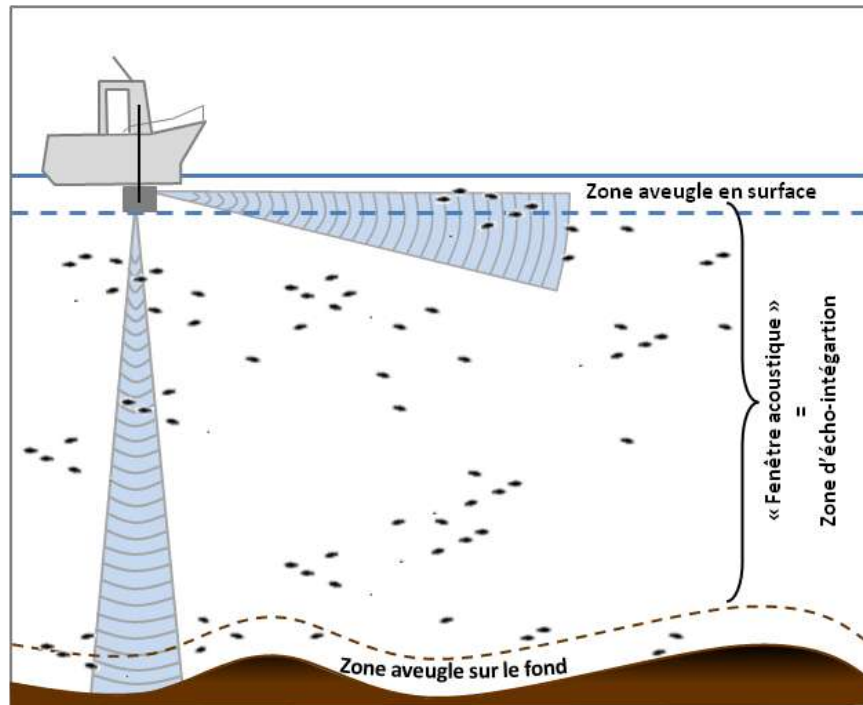


Figure 6. Fenêtre d'échantillonnage par approche acoustique.

2.2.3.2. Application en " petits fonds "

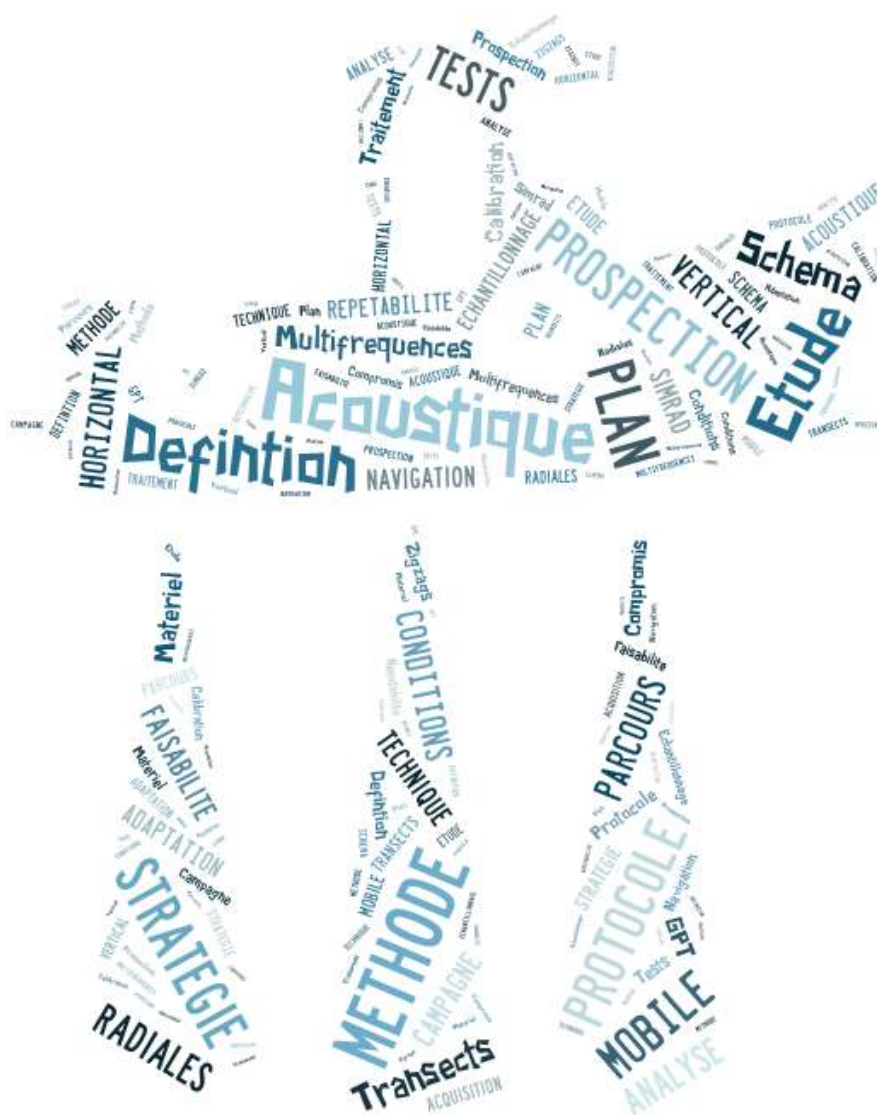
Bien que les méthodes acoustiques soient utilisées à des fins ichtyologiques depuis plusieurs décennies, l'acoustique apparaît encore novatrice dans des écosystèmes estuariens. La mise en œuvre de l'acoustique y est arrivée tardivement et ceci est visible par la pauvreté de la littérature sur le sujet. Cependant, un nombre croissant d'études (Knudsen and Sægrov 2002; Krumme 2004; Boswell et al. 2007) montrent le potentiel de l'acoustique en estuaires bien que présentant tout de même un certain nombre de défis (Moszynski and Hedgepeth 2000). Avec la miniaturisation des équipements et le développement de sondeurs portables pouvant être installés sur diverses plateformes, cet outil peut être rapidement appliqué en petits fonds (Krumme and Saint-Paul 2003; Krumme 2004; Boswell et al. 2007). Mais un certain manque de communication entre les différentes communautés de chercheurs explique peut-être aussi en partie le retard pris dans ce type d'approche en milieu estuarien (Guillard 1998a).

Bien que l'estuaire de la Gironde ne soit pas considéré comme tel, les estuaires sont généralement des milieux peu profonds. Ici, cette notion de « petits fonds » est propre à l'hydroacoustique (Thorne 1998) qui fait surtout référence aux limites de la portée du faisceau acoustique. Cependant, la définition de l'application de l'acoustique en eaux peu profondes va au-delà puisqu'elle intègre également la détection des cibles à proximité d'une frontière ou sur des zones latérales (Mulligan 2000). Même si de façon plus générale, n'importe quel environnement présente des zones frontières, en acoustique on retrouve le

plus souvent les zones côtières, les rivières, les estuaires, les lagons, certains lacs, etc. et dont certains milieux sont même qualifiés d'ultra petits fonds (profondeur inférieure à 2 m) (Boswell et al. 2007).

Aujourd'hui, l'instrumentation est suffisamment variée en fréquence, dans la forme et dimension des faisceaux, etc. pour appliquer l'acoustique à différents environnements. Même si la plupart des difficultés sont identiques à celles rencontrées dans les différents types de milieux étudiés par les méthodes hydroacoustiques (zone aveugle, évitement, bulle d'air, etc.) (Guillard 1998a), certaines difficultés supplémentaires sont à prendre en considération en milieu estuarien. D'une part, la détection des poissons à proximité d'une « zone frontière » est difficile à cause des possibles perturbations du signal. D'autre part, le problème porte sur la faiblesse du volume échantillonné avec une approche d'échosondage traditionnelle.

CHAPITRE III – MISE EN ŒUVRE D’UN SUIVI ACOUSTIQUE EN MILIEU ESTUARIEN. APPLICATION A L’ESTUAIRE DE LA GIRONDE



La mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage adaptée à l'environnement étudié est une étape primordiale à toute étude scientifique destinée à surveiller et évaluer les ressources aquatiques, quel que soit l'écosystème étudié. Les suivis écologiques sont nécessaires à différents titres, comme améliorer la connaissance d'un milieu, suivre l'évolution d'une espèce particulière ou d'un écosystème, etc. Ils permettent avant de tout de mettre en évidence avec précision les facteurs qui influencent l'état des populations, ou de leurs habitats. C'est un point de départ essentiel permettant d'émettre des recommandations de gestion dans le respect des principes écologiques du développement durable. Pour répondre aux questionnements scientifiques sous-jacents, les stratégies à mettre en œuvre imposent (i) d'identifier des engins d'échantillonnage appropriés à l'objet étudié et aux objectifs poursuivis, (ii) de tester l'applicabilité des méthodes pour assurer un échantillonnage optimal et représentatif, (iii) de tenir compte des différentes sources de variabilité spatio-temporelle, et (iv) d'évaluer le rapport coûts-bénéfices des stratégies proposées (Rotherham et al. 2007).

Dans les suivis ichtyologiques, la notion « d'échantillonnage » fait généralement référence à un « prélèvement » de poissons dans l'écosystème étudié, à l'aide d'engins de pêche. Bien que les suivis acoustiques ne réalisent pas de prélèvements directs, puisqu'il s'agit davantage de détections de cibles présentes dans la colonne d'eau, cette notion « d'échantillonnage » est néanmoins conservée mais elle se réfère alors à la récolte *in situ* de données numériques.

3.1. Définir une ou des stratégies de suivis acoustiques pertinentes

Des plans d'échantillonnage appropriés, permettant de mettre en œuvre des outils de suivi du milieu destinés à fournir des informations pertinentes sur les ressources aquatiques, à des échelles spatio-temporelles adaptées, sont indispensables et doivent être largement discutés. Le temps alloué pour la durée d'un échantillonnage et/ou d'une campagne d'échantillonnage varie selon les objectifs de l'étude et les contraintes de la zone étudiée. En faisant appel à une ou plusieurs stratégies, les études peuvent être menées à différentes échelles spatio-temporelles mais doivent aboutir à des méthodes standardisées pour palier les variabilités du milieu. Définir un plan d'échantillonnage s'établit généralement en se basant sur les connaissances que l'on a déjà du milieu.

3.1.1. Adaptation aux contraintes du milieu

La mise en œuvre de l'acoustique par petits fonds (<20 m) en général, et plus particulièrement en milieu estuarien est le fruit d'un compromis entre le faible volume d'eau échantillonné par le faisceau acoustique vertical, et la nécessité de prospecter horizontalement une étendue aussi vaste que possible.

Les systèmes estuariens sont en outre caractérisés par une extrême variabilité naturelle de leur environnement physico-chimique à différentes échelles spatio-temporelles, qui structurent fortement le compartiment biotique. Les déplacements ou dynamiques spatio-temporelles des espèces, largement observés dans ces milieux estuariens, peuvent ainsi entraîner des biais significatifs dans les estimations d'abondance. Cependant, il est possible de corriger l'effet de migrations en adaptant les vitesses de prospection et/ou le plan d'échantillonnage en fonction des vitesses et du sens de déplacements des populations ciblées (Simmonds and MacLennan 2005). De plus, dans ces milieux estuariens, des variabilités à court terme, comme la variabilité liée au cycle des marées, peuvent également engendrer des dynamiques particulières qui vont influencer la distribution spatio-temporelle des individus (Levy and Cadenhead 1995). L'échantillonnage doit être fonction des échelles de temps des phénomènes à observer : la prise en compte de ces questions est donc un préalable indispensable à la définition d'une stratégie d'échantillonnage adaptée. En bref, la clef d'une bonne analyse réside dans la justesse des choix des échelles d'observations.

En milieu estuarien la turbidité parfois très forte, conditionne également la présence de certains organismes. À certains niveaux de concentration en effet, les particules en suspension ne sont plus propices à la vie animale, soit à cause du manque de lumière pour le phytoplancton et les autres espèces végétales aquatiques, soit en obstruant les branchies de certaines espèces animales (poissons, crustacés, etc.). Outre les sédiments fins, les eaux transportent également des détritiques d'origine végétale (feuilles en décomposition, brindilles) appelés «bourrier» en Gironde. En périodes de crue ou de forts coefficients de marée, les quantités de bourrier transportées peuvent être importantes. Cette matière en suspension ou ces détritiques génèrent des échos acoustiques, pouvant entraîner une surestimation de la densité de poissons. La littérature montrant l'impact de la turbidité sur les signaux acoustiques est rare (Wang 2000; Gartner 2004; Tessier et al. 2008), même si des études, y compris dans l'estuaire de la Gironde, et menées principalement à partir de données ADCP sont en cours.

Dans ce type d'écosystème, pour utiliser une technique acoustique, il est donc primordial de se placer dans des conditions environnementales permettant de minimiser au maximum les biais éventuels, et de travailler toujours dans des conditions aussi similaires que possible (Sow and Guillard 2010). Enfin, un haut degré d'échantillonnage, à savoir la fréquence des observations, est souvent nécessaire (Krumme and Saint-Paul 2003) pour minimiser les biais à prendre en compte ou s'affranchir de la forte variabilité du milieu.

3.1.2. Une étude de faisabilité préalable

Avant de mettre en place des campagnes en routine, nous nous sommes appuyés sur une étude de faisabilité préalable. L'objectif de cette étude était de tester la faisabilité et l'intérêt de ce type d'approche, prenant l'estuaire de la Gironde comme cas d'étude, en dépit de sa très forte charge de matières en suspension. Il s'agissait donc de vérifier les conditions d'utilisation de cette technique et d'aider à la définition d'une ou plusieurs stratégies d'échantillonnage.

Les tous premiers tests ont été réalisés à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde, près de Royan. Cette zone présente une morphologie très variée (bancs de sable, etc.), associée à des conditions hydrodynamiques (houles et courants) qui engendrent des processus hydro-sédimentaires de fortes amplitudes. Les conditions de travail n'ayant pas été favorables (tempête, forts courants etc.), les données n'ont pas été pleinement exploitées. Cependant plusieurs enseignements ont pu être tirés de cette première campagne. En effet, celle-ci a permis d'apporter des informations techniques et de premiers éléments de réflexion pour définir un plan d'échantillonnage. Il a en effet été constaté, dans cette partie aval de l'estuaire (pk 100 à pk 75), une présence extrêmement réduite de poissons, excepté au niveau de l'anse protégée, face au port du Verdon. Les conditions de tempête sévissant durant cette période ont peut être contribué à la rareté observée, le poisson ayant pu se réfugier en zones plus calmes. D'un point de vue technique, les dispositifs permettant de maintenir le matériel (les sondeurs) demandaient à être plus fonctionnels. En effet, les perches fixes spécialement construites pour cette campagne étaient difficiles à manipuler, voire périlleuses.

Faisant suite à la campagne de septembre 2008, une campagne d'échantillonnage réalisée en juillet 2009 a été, cette fois ci, menée plus en amont de l'estuaire de la Gironde, près de la commune de Blaye (rive droite, PK 37) (Figure 1). Différents protocoles d'acquisition de données ont pu être testés de façon aléatoire. Bien qu'il n'y ait pas eu de stratégies d'échantillonnage proprement définies au préalable, pour cette deuxième campagne, les périodes de mortes-eaux, avec de faibles coefficients de marée, ont tout de même été privilégiées pour s'affranchir au maximum des variabilités liées au courant de marée. Au-delà des résultats, cette étude a mis en évidence une certaine complexité dans l'interprétation des données, liée notamment à l'absence de stratégies définies préalablement, et a soulevé de nombreuses questions tant sur la représentativité des observations que sur les choix techniques. Ainsi, les conclusions de cette étude traduisaient l'importance de la réflexion autour du protocole d'échantillonnage qui doit être largement discuté afin de trouver un équilibre pour tenir compte des variabilités de l'écosystème estuarien. De plus, le suivi de paramètres environnementaux et biologiques associés était recommandé afin de mieux aborder le fonctionnement du milieu. Était également confirmé l'importance de travailler dans les mêmes conditions (Sow and Guillard 2010) et/ou avec des

protocoles similaires comme condition préalable pour assurer la comparaison des données. Ainsi l'importance d'une réflexion menée avant prospection et définition de campagnes d'échantillonnage en routine était soulevée, afin notamment de réduire les biais dans l'échantillonnage.

3.1.3. L'échantillonnage : un ensemble de compromis

Toute étude de suivi de l'état de santé d'un écosystème passe obligatoirement par l'analyse de données de qualité et en nombre suffisant. Lorsque cela est possible, l'utilisation simultanée de plusieurs techniques d'échantillonnage est à privilégier pour obtenir une vue d'ensemble sur la structure d'assemblage de poissons. Les estimations d'abondance peuvent être sensiblement biaisées si l'aire de répartition est mal estimée.

Il n'existe généralement pas d'approche idéale. Des choix doivent être faits, choix qui dépendent de la question scientifique à traiter et des objectifs à atteindre, de la zone d'étude, des connaissances disponibles dans la zone, d'un certain nombre de contraintes comme le temps disponible pour mener à bien l'étude, les moyens matériels, financiers et humains. Les approches acoustiques permettent d'étudier un écosystème en échantillonnant un volume d'eau important, par rapport à d'autres approches par chalutage par exemple, mais ce volume reste limité en fonction du temps alloué à l'observation, ou en fonction de limitations propres à la méthode en particulier par petits fonds.

3.1.3.1. Les schémas d'échantillonnage

En hydroacoustique, deux types d'acquisitions sont principalement utilisés : des acquisitions en points fixes et des acquisitions le long de parcours prédéfinis. La première méthode permet d'obtenir sur la durée des valeurs de densités en un point, avec une représentativité spatiale très partielle de la zone d'étude. Cependant, les cibles pouvant rester longtemps dans le faisceau acoustique, elles peuvent être plus facilement détectées comme des cibles individuelles (Simmonds and MacLennan 2005). La seconde approche est plus intégrative (Guillard et al. 2004) puisque le volume détecté est plus important et peut permettre d'échantillonner différents biotopes, de travailler à large échelle spatiale. Elle permet donc d'obtenir une vision plus globale du milieu, de la distribution et de la structure en taille des peuplements. Dans le cadre de mes travaux, les parcours mobiles ont été choisis en premier lieu pour obtenir l'image la plus synoptique possible du milieu, ainsi que de la distribution et de la structure en taille des peuplements de poissons de l'estuaire de la Gironde.

Dans le cadre d'une stratégie dite « mobile », différents types de parcours sont alors possibles et ont largement été discutés par Simmonds and MacLennan (2005). Il existe divers schémas d'échantillonnage qui sont fondamentaux à la fois pour la qualité des données et les méthodes d'analyse mais les deux approches les plus classiques sont les parcours en « zigzag » (Figure 7-a) et les parcours en « transects » équidistants (Figure 7-b).

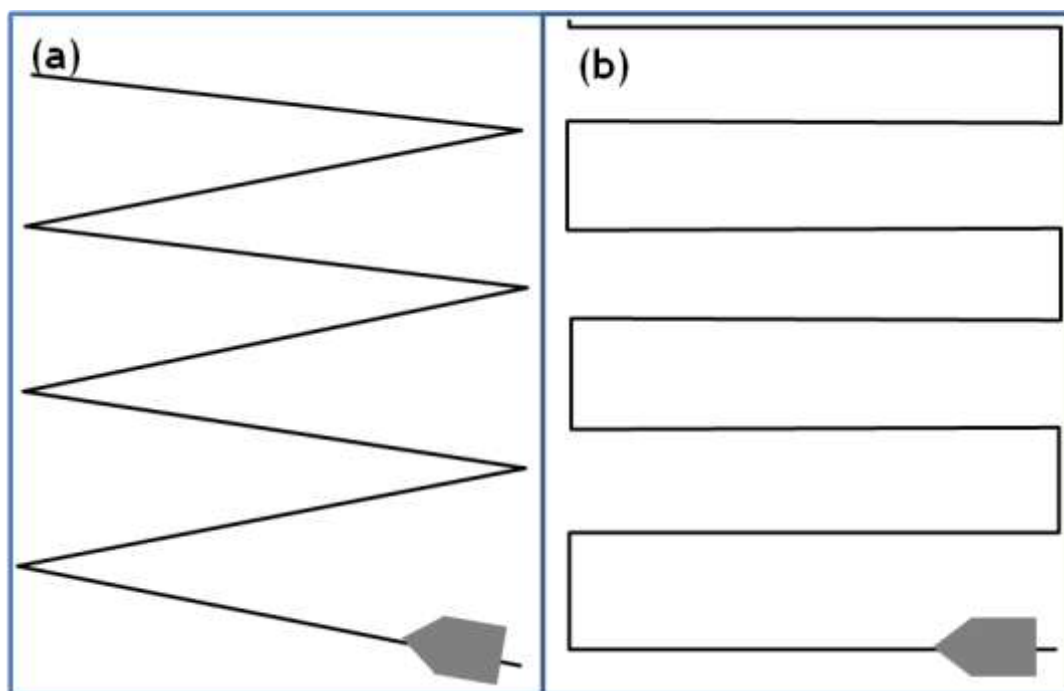


Figure 7. Schéma conceptuel de parcours (a) en zigzags ou (b) en transects équidistants.

Cependant, comme le montrent Guillard et Vergès (2007), les différences entre les stratégies d'échantillonnages résident moins dans la valeur de l'estimateur, que dans les intervalles de confiance associés, lesquels sont réduits lorsque le modèle spatial sous-jacent des données est établi. D'un point de vue pratique, dans le cas particulier de l'estuaire de la Gironde, il semble plus intéressant de réaliser les parcours en zigzag vu qu'il n'y a pas de perte de temps sur les phases inter-radiales, lesquelles, sont en outre situées sur les rives, donc sur des zones frontières. Le transect pris comme unité d'échantillonnage élémentaire donne un résultat similaire, mais cette méthode ne permet pas de cartographier les densités et d'étudier les variations dans l'espace (Guillard 2011). Cependant, dans ce type d'écosystème, il peut être intéressant de réaliser plusieurs fois un seul et même transect, qu'on appelle « Radiale répétée » (RR) pour limiter la variabilité dans l'échantillonnage. D'un point de vue statistique, chaque transect ou « zig », mené sur un intervalle régulier, donne à chaque information le même poids statistique car il n'y a pas de chevauchement et chacun peut être considéré comme indépendant et unique. L'unité d'échantillonnage est le transect ou une partie du transect, généralement dénommée ESDU pour *Element Sampling Distance Unit*.

Dans les milieux où les incertitudes sont assez élevées, plusieurs types de parcours peuvent être réalisés afin de vérifier lequel semble le mieux adapté à l'environnement échantillonné. Ainsi, les variantes de parcours peuvent permettre un traitement plus fin pour palier l'influence du grand nombre de variables du milieu et peuvent répondre à différents objectifs (caractériser l'environnement biologique d'un écosystème, étudier la distribution des espèces cibles et/ou associées, évaluer la biomasse des peuplements, étudier le comportement et la dynamique de peuplement d'un milieu, etc.).

Dans le cas présent de la Gironde, plusieurs stratégies d'échantillonnage mobiles ont été comparées : l'approche zigzag semble la mieux adaptée à la zone d'étude, ainsi que la radiale répétée pour limiter les biais de la variabilité du milieu.

3.1.3.2. Horizontal vs Vertical

L'approche acoustique horizontale est grandement préconisée dans les habitats peu profonds (Hughes 1998; Kubecka and Duncan 1998; Lyons 1998). Elle peut en effet pleinement se justifier pour accéder à des habitats peu profonds ou pour échantillonner à proximité de la surface, qui correspond à la zone aveugle existant en émission verticale (Knudsen and Sægvog 2002). Ainsi, elle permet à la fois de combler principalement le manque d'informations issu d'un échosondage par approche verticale, générant une zone aveugle en surface notamment, et d'enlever la condition limitante de la portée du faisceau en milieux peu profonds.

En revanche, bien que les techniques de transducteurs orientées horizontalement ont l'avantage de pouvoir échantillonner en surface, il y a des situations critiques qui ne permettent pas de l'appliquer (Thorne 1998). Les données issues d'émissions horizontales sont en effet plus sensibles aux conditions climatiques (Gerlotto et al. 1998; Knudsen and Sægvog 2002; Simmonds and MacLennan 2005). Notamment, en cas de mauvais temps, la détection des cibles en surface est fortement limitée par la présence de bulles d'air engendrées par les vagues perturbant la propagation du faisceau acoustique. En outre, lorsque le matériel de détection acoustique est monté sur un navire, les mouvements de celui-ci créent des réflexions parasites sur la surface ou le fond qui rendent très difficile l'interprétation des échogrammes, et donc l'utilisation des données à des fins d'estimation d'abondance. Le déploiement de l'approche horizontale le long de parcours est donc encore difficile à réaliser (Guillard et al. 2004; Winfield et al. 2009). La combinaison des deux approches peut être un bon compromis.

Dans le cadre de mes travaux, les deux approches acoustiques, horizontale et verticale, ont été mises en œuvre de façon conjointe lors des campagnes, afin d'obtenir l'image du peuplement piscicole la plus complète possible (McClatchie et al. 2000) pour l'estuaire de la Gironde. Malheureusement, la qualité des données en émission horizontale,

du fait principalement des mouvements de plate-forme du navire liés aux conditions climatiques ne permet pas leur utilisation à des fins d'évaluation quantitative. C'est pourquoi, dans la suite de cette thèse cette approche horizontale n'est pas traitée.

3.1.3.3. L'influence des fréquences

Dans le domaine de la recherche halieutique, les fréquences d'émission les plus utilisées varient entre 12 à 430 kHz. De nombreux travaux scientifiques montrent que la réponse en fréquence diffère selon les organismes (Logerwell and Wilson 2004; Korneliussen et al. 2008b; Axenrot et al. 2009; Pedersen and Korneliussen 2009). Le choix de la fréquence utilisée pour une étude donnée résulte d'un compromis entre la portée du faisceau et l'énergie renvoyée par les cibles (Simmonds and MacLennan 2005). Lorsque la fréquence augmente, c'est l'absorption des échos qui limite la portée maximale des observations. Par contre, la résolution augmente car il est alors possible d'utiliser des longueurs d'impulsion plus courtes. Les hautes fréquences détectent mieux les cibles de petites tailles mais ainsi elles deviennent très sensibles à la turbidité.

De nombreuses études montrent également que les approches multifréquentielles peuvent être utilisées pour identifier différentes espèces ou groupes d'espèces (Madureira et al. 1993; Mitson et al. 1996; Horne 2000; Korneliussen and Ona 2002; Korneliussen and Ona 2003; Gauthier and Horne 2004). L'approche bi- ou multifréquences peut permettre de discriminer les différents réflecteurs acoustiques (copépodes, euphausiacés, poissons avec ou sans vessie natatoire, etc.) en se basant sur la variabilité de la réponse acoustique de ces organismes en fonction de la fréquence (Figure 8). Kloser et al. (2002) ont montré l'avantage évident de l'utilisation de l'approche multifréquentielle pouvant permettre de discriminer rapidement les populations acoustiques dominantes. Pour que cette méthode soit applicable, il faut que les données acoustiques délivrées par les différentes fréquences soient directement comparables. Ceci signifie que les émissions doivent être synchronisées pour toutes les fréquences, que certains paramètres comme la durée de l'émission (*pulse duration*) soient standardisés, que les transducteurs soient placés à la même profondeur, avoir la même ouverture de faisceau et le même axe acoustique (Korneliussen et al. 2008a).

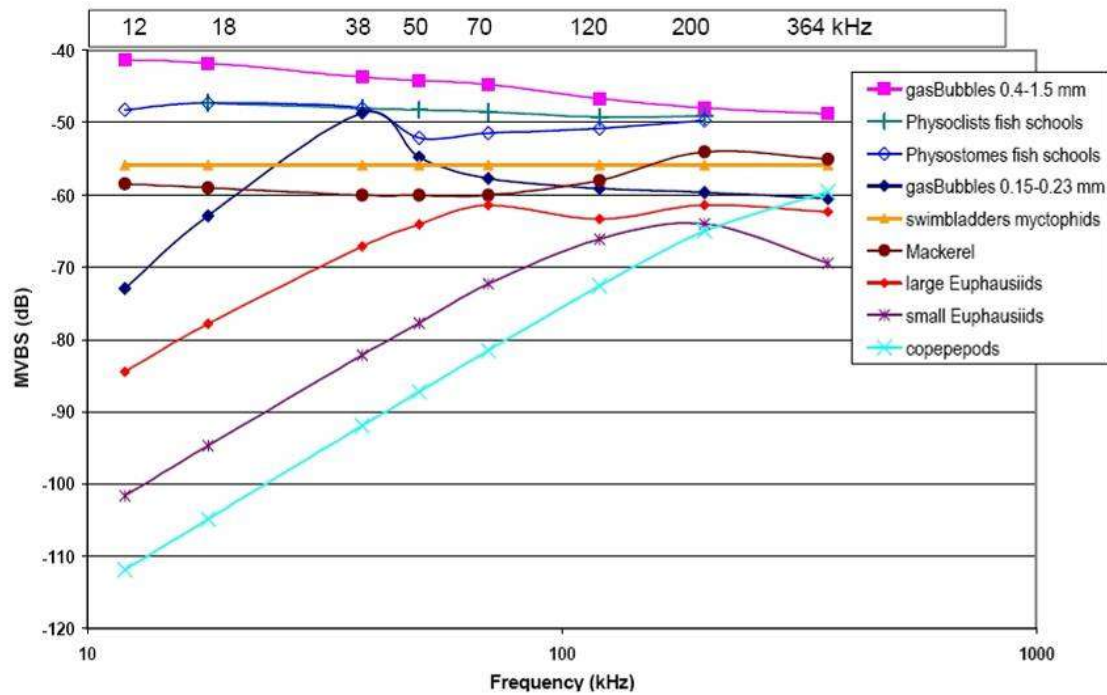


Figure 8. Exemple de réponses fréquentielles en fonction des différentes classes de réflecteurs (Fernandes et al. 2006).

Au cours de l'étude de faisabilité, trois fréquences, 70, 120 et 200 kHz ont été testées. Les données issues du 200 kHz présentait une plus grande variabilité probablement liée à la nature du milieu car plus sensible aux particules en suspension (Figure 9). La valeur d'ajustement entre les données issues du 70 et du 120 kHz est très élevée ($r^2=0,89$; $p<0,05$) ; elle l'est un peu moins entre le 70-200 kHz ($r^2=0,62$) et entre le 120-200 kHz ($r^2=0,75$).

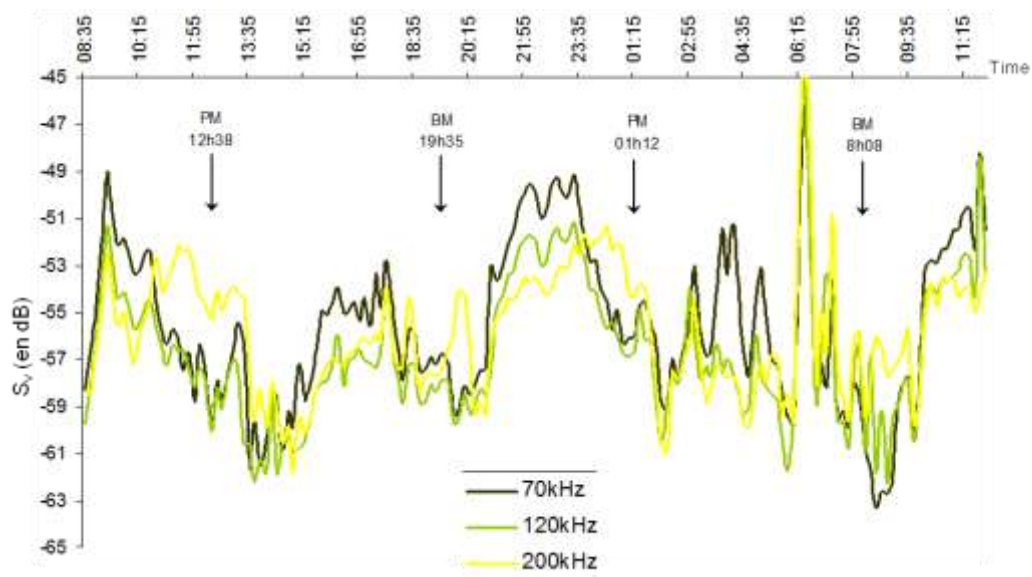


Figure 9. Comparaison de l'évolution de densité par unité de volume (S_v , en dB) sur trois fréquences (70, 120 et 200 kHz) pour l'estuaire de la Gironde.

Cependant, chaque fréquence n'apporte pas la même information notamment si l'on s'intéresse à d'autres organismes comme le plancton, les isopodes ou les crevettes. C'est pourquoi la pertinence d'une approche multifréquence dépend des questions écologiques soulevées.

À partir de cette réflexion, des compromis ont été faits pour mettre en place des campagnes acoustiques en routine compte-tenu des choix paraissant les mieux adaptées aux suivis ichthyologiques de l'estuaire de la Gironde.

3.2. Mise en place des campagnes acoustiques mobiles dans la Gironde

Cette partie concernant les aspects méthodologiques de la mise en place des campagnes acoustiques dans l'estuaire de la Gironde a fait l'objet d'une publication dans la revue *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (ECSS) qui constitue l'essentiel de cette section de mon manuscrit (c.f. paragraphe 3.3.). Pour plus de lisibilité, je reprends en préambule les principaux aspects de la présentation du matériel et des méthodes utilisées ainsi que les objectifs poursuivis. Les résultats sont présentés dans l'article.

3.2.1. Moyens matériels utilisés

3.2.1.1. Les moyens de navigation

Les campagnes acoustiques ont été menées à partir de différents moyens de navigation (Figure 10). Tout d'abord, le navire scientifique « L'Esturial », destiné aux recherches sur les ressources aquatiques en estuaires. Il est spécialement conçu et équipé pour réaliser des pêches d'échantillonnage en estuaire (www.irstea.fr), avec un tirant d'eau de 2 m. En plus, deux petites vedettes ont été affrétées : le « Dediou » et le « Ouestu ». Ces vedettes présentent l'avantage d'avoir un très faible tirant d'eau (inférieur à 1 m) et permettent donc d'échantillonner au plus près des bordures et dans des zones plus inaccessibles à L'Esturial. Ce dernier avait au moment de notre étude un calendrier assez chargé. Par contre les petites vedettes étaient plus disponibles et présentaient une très grande souplesse d'utilisation et de mise en œuvre en différents points de l'estuaire.

Dans un premier temps, les campagnes menées se sont principalement déroulées à bord des petites vedettes. L'Esturial a, quant à lui, été utilisé dans un deuxième temps pour compléter les campagnes afin de réaliser des observations de nuit.



Figure 10. Navires utilisés pour l'étude de faisabilité : (a) Esturial, (b) Dediou, (c) Oestu.

3.2.1.2. Le matériel acoustique

S'il existe actuellement plusieurs fabricants de matériel acoustique qui proposent des solutions compatibles avec nos besoins, nous avons décidé de nous équiper en matériel SIMRAD, matériel utilisé en France par la plupart des organismes de recherche (l'Ifremer, l'INRA et l'IRD). Pour l'étude de faisabilité comme pour les campagnes, nous avons utilisé un échosondeur scientifique Simrad ER60 (version 2.2.0). Selon les bateaux et les expérimentations effectuées pendant l'étude de faisabilité, une fréquence (généralement du 120 kHz) ou plusieurs fréquences ont été utilisées (70, 120 et 200 kHz). Quelle que soit la fréquence utilisée, les transducteurs (ou bases acoustiques) déployés sont de type *split-beam* (faisceau partagé), émettant un faisceau acoustique circulaire avec un angle d'ouverture du faisceau de 7° à -3 dB. Le diamètre du transducteur diminue lorsque la fréquence augmente. Le plus gros transducteur ES70-7C était placé juste devant le transducteur ES120-7C, lui même placé, lorsque ce dernier était utilisé devant le transducteur ES200-7C dans la structure porteuse (ou sabot) fixée au bout d'une perche, le tout positionné pour pouvoir émettre verticalement. Un autre transducteur *split-beam* Simrad ES120-2.5x10 à faisceau elliptique scindé (2,5° d'ouverture verticale sur 10° d'ouverture horizontale) a été ajouté à l'équipement acoustique du navire et positionné au dessus du sabot, sur une plaque légèrement inclinée permettant de réaliser des observations très près de la surface (autour de 0°). La perche métallique de diamètre 10 cm a été installée sur la lisse tribord du Oestu, et sur la lisse bâbord du Dediou ou de L'Esturial (Figure 11-a). Cette perche peut coulisser verticalement le long de la lisse du navire, et être relevée en position haute lorsque les transducteurs ne fonctionnent pas ou réglée à 0,5 mètre en dessous de la surface de l'eau lorsque le sondeur est actif, c'est-à-dire émet des impulsions et reçoit les échos.

Chaque transducteur est connecté à un GPT (*General Purpose Transceiver*). En configuration multifréquence le système entier est contrôlé par un seul et même ordinateur relié à un concentrateur (HUB) via un câble RJ45. Cette configuration permet la synchronisation des émissions acoustiques des différentes fréquences. Un GPS (Global Positioning System) est connecté à l'ordinateur informant le système en continu de la

position du navire et des paramètres de navigation (cap, vitesse). L'ensemble du matériel (GPTs, HUB et ordinateur) fonctionne soit en 12 V continu ou en 220 V (Figure 11-b). Cette configuration a été utilisée pour toutes les campagnes à bord des différents bateaux.

Durant toutes les campagnes, le logiciel ER60 de SIMRAD® a été utilisé pour piloter les échosondeurs et archiver les données acoustiques. Ce programme permet de synchroniser les émissions des différentes fréquences, de visualiser toutes les fréquences simultanément même si les paramètres de visualisation peuvent s'ajuster pour chaque fréquence. Les paramètres environnementaux tels que la température et la salinité doivent être renseignés car ils sont utilisés pour calculer la vitesse de propagation du son dans l'eau et le coefficient d'absorption qui varie en fonction de la fréquence utilisée.

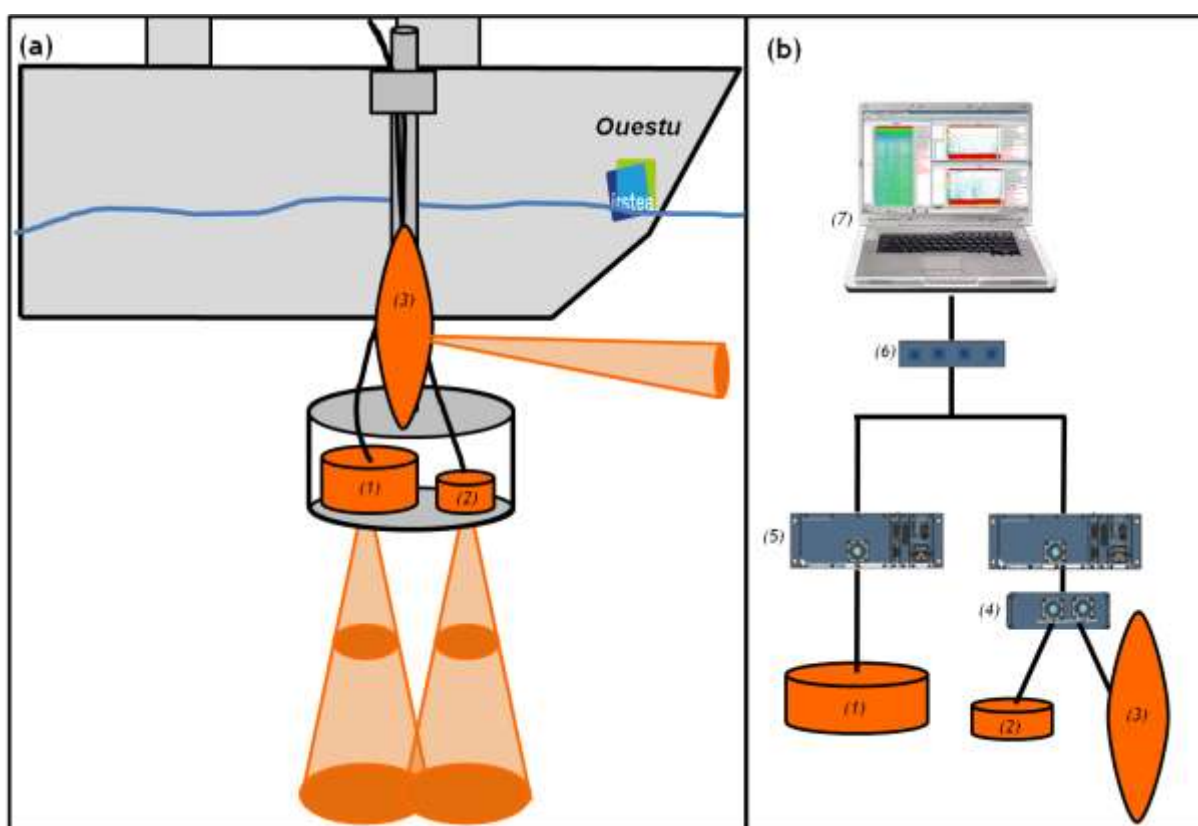


Figure 11. Représentation schématique de l'installation des échosondeurs : (a) montage immergé et (b) à l'intérieur de la cabine ((1) Base 70 -7C, (2) Base 120 -7C, (3) Base 120-2.5x10, (4) Multiplexer, (5) GPT, (6) Ethernet, (7) Processeur et unité d'affichage).

La plupart des applications de l'acoustique halieutique a pour ambition de produire des données quantifiées des détections. Il est donc nécessaire de travailler avec des équipements parfaitement étalonnés. L'étalonnage concerne les performances acoustiques de l'équipement mais aussi ses qualités électroniques tant au niveau de l'électronique (amplification, *time-varied gain* (TVG), niveau de bruit reçu) que du transducteur (impédance, fonction de directivité) (Diner et al. 2002).

S'agissant de l'étalonnage acoustique, le travail sur cible étalon est préconisé. À partir de l'écho d'une cible dont les caractéristiques acoustiques sont parfaitement connues, il est alors possible de contrôler le bon fonctionnement du sondeur, et d'ajuster les réglages du sondeur pour permettre une utilisation quantitative des échos. Cet étalonnage doit se faire dans les meilleures conditions possibles (environnement calme, température et salinité stable, etc.), avec des réglages (longueur d'impulsion, puissance), identiques à ceux utilisés pendant les campagnes et ceci, pour chaque fréquence. La méthode utilisée est celle de Foote et al. (1987) (Figure 12).

Les cibles étalon en cuivre fournies par SIMRAD sont optimisées pour la fréquence nominale de l'équipement concerné. Ceci veut dire que leurs caractéristiques ont été déterminées pour que l'index de réflexion, TS, de la cible étalon varie le moins possible, à la fréquence nominale concernée, en fonction des paramètres de milieu (température, salinité) mais aussi de la fréquence ou de la durée d'impulsion. Il existe donc une cible étalon par fréquence.

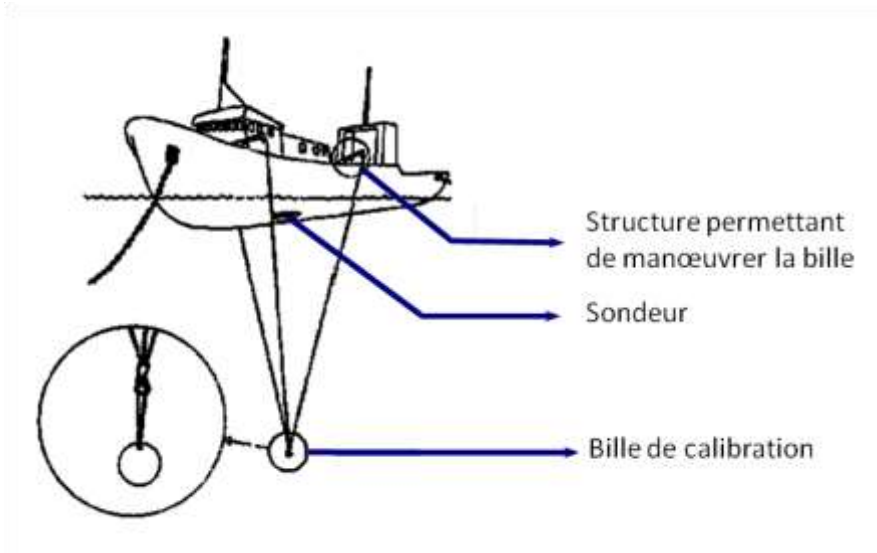


Figure 12. Configuration de mesure avec une sphère suspendue durant une calibration (Foote et al. 1987).

Les premières calibrations effectuées pour le matériel Irstea acheté tout particulièrement pour cette étude ont mis en évidence un défaut de fonctionnement des deux transducteurs ES70-7C et ES120-C. Suite à un échange standard des sondeurs, deux campagnes de calibration ont été menées en mars 2011 et mars 2012 sur le lac Léman. Les calibrations ont montré peu de déviation d'une année à l'autre mais il est largement recommandé de calibrer l'équipement acoustique aussi souvent que possible pour vérifier l'état du matériel et si possible avant chaque campagne, voire après pour s'assurer qu'il n'y a pas eu de dérive.

3.2.1.3. Traitement des données acoustiques

Les enregistrements acoustiques sont traités sous le logiciel Sonar 5 Pro (Balk and Lindem 2006). Ce logiciel permet de convertir les données acquises sur le terrain, afin de traiter les fichiers pour, d'une part, trouver un compromis entre éliminer le bruit (bulles de surface et turbidité) et conserver les détections d'origines biologiques, et d'autre part, analyser les échogrammes. La colonne d'eau peut être découpée sur sa hauteur et sa longueur et pour la présente étude, les profils sont sectionnés en deux parties : la rive Saintonge et la rive Médoc (chenal). Les deux premiers mètres en surface ne sont pas intégrés dans l'analyse pour enlever la première zone aveugle et le fond est surélevé de 0,5m, par rapport au fond détecté par le sondeur, afin d'éviter d'inclure des composantes non biologiques pouvant fausser les valeurs acoustiques comme la crème de vase et pour s'affranchir de la deuxième zone aveugle.

3.2.2. Déroulement des campagnes d'échantillonnage acoustique dans l'estuaire de la Gironde

En acoustique, l'approche fondée sur un plan défini préalablement intègre moins d'hypothèses et les résultats sont plus simples à traiter (Rudstam et al. 2013). Les campagnes d'échantillonnage *Gironde Acoustic Fishes* (GAF) ont donc été planifiées en tenant compte à la fois du fonctionnement du système estuarien, des méthodes acoustiques pertinentes et des connaissances disponibles en écologie halieutique. La composition spécifique et la structuration des peuplements impliquent que relativement peu d'espèces sont présentes en permanence dans le milieu et que pour obtenir une image représentative de l'ensemble du peuplement piscicole d'un estuaire, il est nécessaire d'intervenir selon un échantillonnage stratifié par saison et dans l'espace (Elliott and Hemingway 2002; Lobry et al. 2003b; Lobry et al. 2006b).

3.2.2.1. Fenêtres spatiales

Le plan d'échantillonnage le plus efficace peut être obtenu uniquement si les strates et l'allocation de l'effort de l'échantillonnage par strate est basé sur les variables environnementales (dynamique du courant, adaptation géographique) ou sur une observation préalable de la distribution du peuplement (Winfield et al. 2009).

Le découpage en trois secteurs (poly-méso-oligohalin) correspond à une division basée sur la salinité, paramètre structurant la distribution des assemblages biologiques. Dans un premier temps, plusieurs fenêtres d'échantillonnage ont été repérées comme

représentatives de notre milieu pour établir un suivi de l'ensemble de la communauté ichtyologique. Trois zones ont été définies : (1) la partie plus marine de l'estuaire, (2) la partie centrale et (3) en deçà des îles (Figure 13). La première zone, en aval de l'estuaire, a été sélectionnée du fait que très peu d'études se sont focalisées sur cette partie de l'estuaire. Une deuxième zone correspond à la partie centrale de l'estuaire et concentre l'essentiel des nombreuses études menées dans l'estuaire. Une troisième zone a été choisie du fait de son intérêt pour la zone de connexion entre l'estuaire et ses deux affluents.

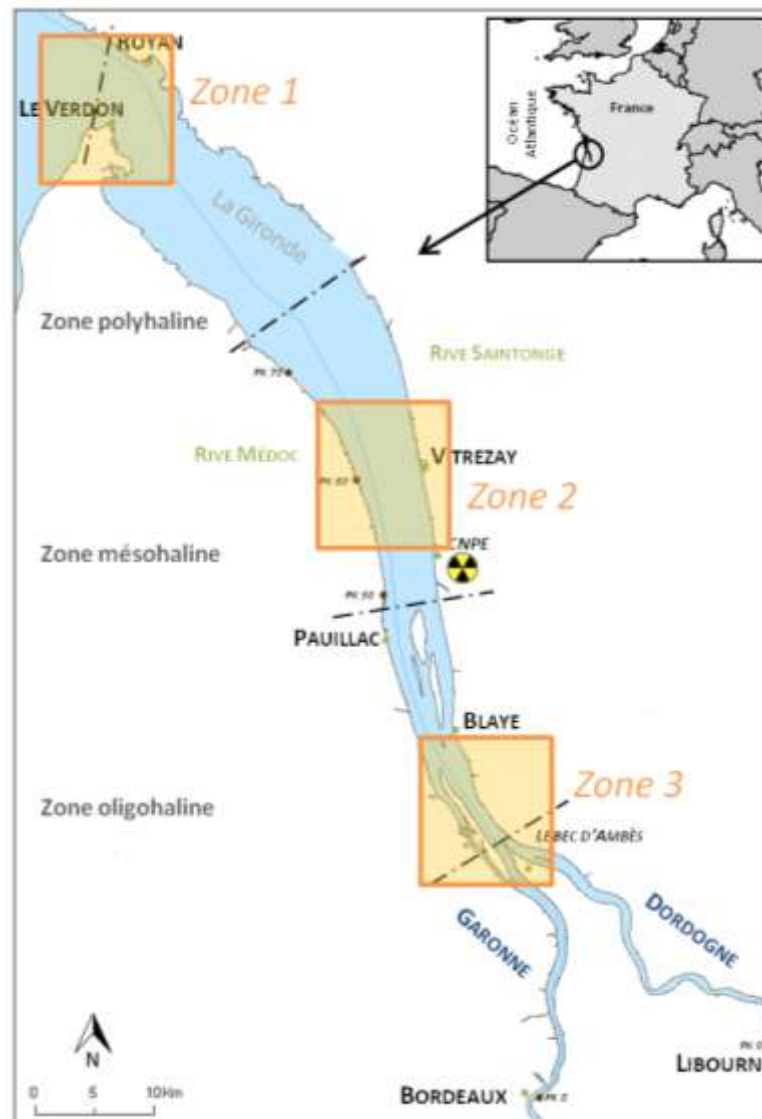


Figure 13. Fenêtres d'échantillonnage considérées comme pertinentes pour une prospection acoustique.

Au vu des connaissances et pour palier les fortes disparités du milieu, sur la partie aval, par les forts courants et, en partie amont, par la présence de nombreux îlots, la partie centrale s'est avérée la plus appropriée pour mener des prospections acoustiques sur le long terme. Cette zone de l'estuaire fait en outre l'objet de suivis réguliers de la faune,

notamment dans le cadre de la surveillance EDF depuis plus de trente ans, pour évaluer l'impact du CNPE (Centre Nucléaire de Production d'Electricité) sur le milieu estuarien (Quintin et al. 2008). Cette zone présente l'intérêt d'avoir à disposition des séries de données historiques de pêches professionnelles et scientifiques ainsi que des informations sur des paramètres abiotiques à travers des campagnes océanographiques. De plus, cette zone présente plusieurs particularités qui facilite la prospection : le substrat et la bathymétrie sont relativement homogènes ; on y recense aucun ou peu de bancs de sables ou d'îlots susceptibles de gêner le parcours ; l'hydrodynamisme y est relativement faible par rapport à d'autres secteurs. La dimension spatiale de la fenêtre d'échantillonnage a été fixée de manière à ce que les campagnes GAF soient réalisées dans la partie mésohaline de l'estuaire, aux environs de Vitrezay (PK 60) afin de définir un protocole opérationnel robuste.

3.2.2.2. Fenêtres temporelles

Le temps alloué par campagne d'échantillonnage est une condition importante dans sa définition. La dynamique de l'ichtyofaune estuarienne dépend de phénomènes évoluant à plusieurs échelles temporelles (Haedrich 1983) et l'estuaire de la Gironde n'échappe pas à cette dynamique. En effet, les rythmes écologiques sont principalement cycliques, calés sur les cycles lunaires, saisonniers, tidaux ou nyctéméraux (Elliott and Hemingway 2002; Lobry 2004). Les périodes optimales de prospection ont donc été décidées en fonction des connaissances acquises sur la biologie et le comportement des peuplements. Ces périodes ont évolué au cours du temps, en passant d'une approche saisonnière à une approche mensuelle pour augmenter quantitativement les données.

De plus, les campagnes mobiles ont été planifiées de façon à travailler toujours dans des conditions similaires, à savoir:

- uniquement de jour pour des questions de sécurité ;
- en période de mortes-eaux (avec des coefficients de marée inférieurs à 75) pendant lesquelles le marnage est minimal et les courants moins forts ;
- à ± 2 h autour de la pleine mer pour maximiser la hauteur de la colonne d'eau (Figure 14).

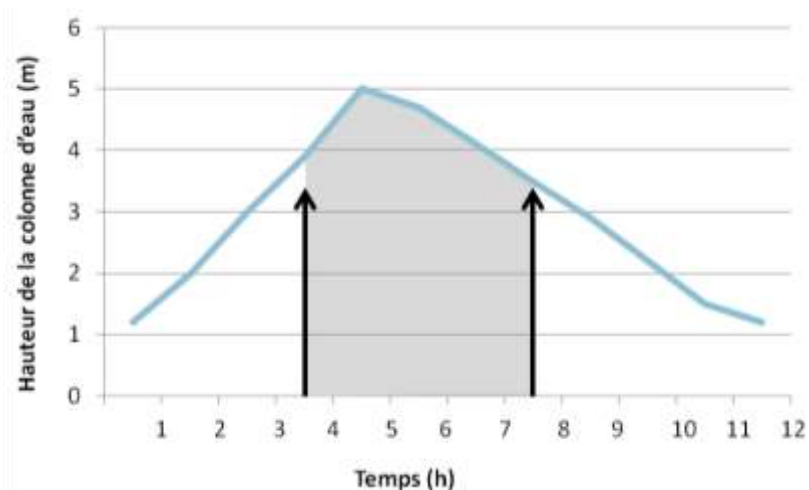


Figure 14. Positionnement relatif des périodes d'échantillonnage acoustique en fonction du cycle tidal, au niveau de la zone d'échantillonnage (PK 60) avec un coefficient de marée à 65.

Les campagnes acoustiques ont été menées pendant trois années sur la partie mésohaline de l'estuaire (Tableau 2). En 2010, sur une base saisonnière, les campagnes visaient principalement à comparer les évolutions d'une même stratégie d'échantillonnage d'un jour à l'autre pour des conditions environnementales similaires. En 2011 et 2012, sur une base mensuelle, les campagnes acoustiques visaient à compléter l'effort d'échantillonnage afin de suivre la tendance générale des densités d'abondance et de la structure en taille.

Tableau 2. Récapitulatif des campagnes GAF en fonction des différentes stratégies mobiles (ZZ = Zigzags, RR = Radiales répétées).

Année	Mois	Saison	Nom	ZZ	RR
2010	Mai	Printemps	GAF1	X	
	Juin	Été	GAF2	X	X
	Juillet	Été	GAF Inter	X	
	Septembre	Automne	GAF3	X	
	Novembre	Automne	GAF4	X	
2011	Février	Hiver	GAF1	X	X
	Mars	Hiver	GAF2	X	
	Avril	Printemps	GAF3	X	X
	Mai	Printemps	GAF4	X	
	Juin	Printemps	GAF5	X	
	Juillet	Été	GAF6	X	X
	Aout	Été	GAF7	X	
	Septembre	Été	GAF8	X	X
	Octobre	Automne	GAF9	X	
	Novembre	Automne	GAF10		X
2012	Février	Hiver	GAF1	X	
	Avril	Printemps	GAF2	X	
	Juin	Été	GAF3	X	

3.3. Comparaison de stratégies d'échantillonnage mobile

3.3.1. Comparaisons intra-campagnes de plusieurs stratégies d'échantillonnage acoustique mobiles

Les comparaisons intra-campagnes ne sont pas des stratégies calibrées de façon absolue mais sont des moyens utiles pour vérifier qu'il n'y a pas de différences dans la mesure des données qui pourrait apparaître par l'intermédiaire d'une interférence inattendue. De plus, elles permettent de varier les parcours et de valider si une approche est plus pertinente qu'une autre.

À l'aide de deux équipements acoustiques identiques (Simrad, même fréquence, même échosondeurs) montés sur deux navires différents, deux hypothèses ont d'abord été testées :

(1) afin de prendre en compte la dynamique des masses d'eau et son influence potentielle sur la structure des assemblages biologiques, les différences d'acquisition en échantillonnant avec ou contre le courant (Figure 15-a) ont été étudiées ;

(2) de plus, les observations obtenues en suivant un schéma de prospection en zigzags et une stratégie d'acquisition basée sur la répétition d'un même transect limitant la variabilité spatiale (Figure 15-b), ont été comparées.

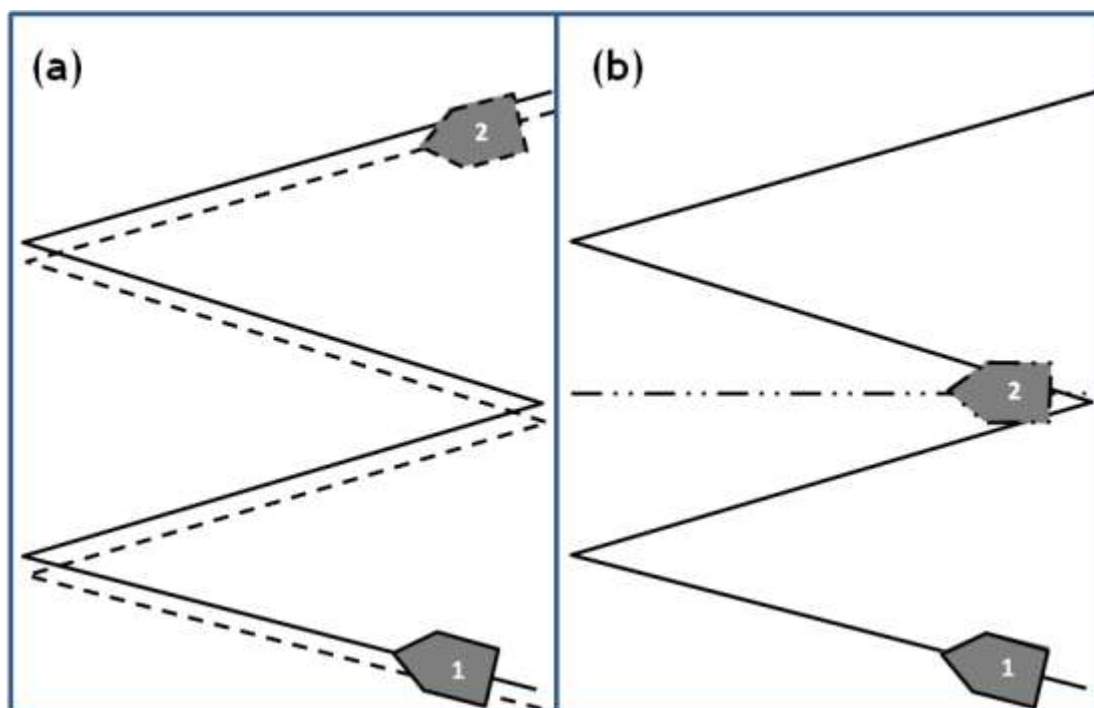


Figure 15. Comparaison intra-campagne à l'aide de deux navires (1) Navire Ouestu et (2) Navire Dediou, testant (a) l'influence du sens de prospection par rapport au courant sur les données et (b) la pertinence de deux parcours mobiles différents.

3.3.2. L'intérêt de la répétabilité des campagnes d'échantillonnage

La répétabilité d'une mesure est rarement déterminée pour n'importe quel type de suivi ou engin d'évaluation compte tenu des contraintes logistiques (Gangl and Whaley 2004). Pour obtenir une approche aussi fiable que possible, le même protocole a été répété durant la première année des suivis acoustiques dans l'estuaire de la Gironde. Trois hypothèses ont été vérifiées sur les densités acoustiques (s_a) et la taille des cibles (TS) pour savoir si :

- il existe des différences d'un jour à l'autre jour sur ces métriques pour un échantillonnage réalisé dans des conditions environnementales similaires ;
- il existe des différences pour ces métriques entre les flots et entre les jusants ;
- il existe des différences pour ces métriques entre un flot et un jusant.

3.3.3. Définition d'un protocole d'échantillonnage acoustique dans l'estuaire de la Gironde

3.3.3.1. Objectifs et intérêts de l'article

Les technologies acoustiques permettent des suivis des populations de poissons et d'évaluer la biomasse en fournissant des données à haute résolution spatio-temporelle et surtout sans préjudice pour l'environnement. Ces techniques étant plus largement utilisées en milieu marin et dans les lacs, il est donc primordial d'évaluer l'applicabilité de l'outil en milieu estuarien, où sa mise en œuvre semble plus délicate.

Différentes approches et stratégies mobiles ont été testées au cours de l'année 2010. Les résultats des tests des différentes stratégies d'échantillonnage en parcours mobile sont décrits dans une publication acceptée " *Comparison of vertical mobile hydroacoustic survey strategies for monitoring fish distributions in the Gironde estuary (France)* " de la revue *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* (DOI: 10.1016/j.ecss.2013.01.017) (Samedy et al. 2013).

3.3.3.2. Article dans Estuarine, Coastal and Shelf Science



Comparison of vertical mobile hydroacoustic survey strategies for monitoring fish distributions in the Gironde estuary (France)

V. Samedy^{a,*}, E. Josse^b, J. Guillard^c, M. Pierre^a, M. Girardin^a, P. Boët^a

^a Irstea, UR EPBX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas, Cedex, France

^b IRD, UMR LEMAR, BP 70, 29280 Plouzané, France

^c INRA, UMR CARTELE, BP 511, 74203 Thonon les Bains, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 January 2013

Accepted 25 January 2013

Available online xxx

Keywords:

estuary

vertical acoustic

mobile methodology

daytime sampling

fisheries

ABSTRACT

Today, hydroacoustic technologies are able to monitor fish populations and assess fish biomass by providing data of a high spatio-temporal resolution, and without damaging the environment. Such techniques are widely used in lakes and marine environments, but they remain much less tested in shallow waters - especially in estuarine habitats. Our study was carried out using a strictly methodological approach. This was necessary in order to take into account the highly changeable nature of the ecosystem in question. Hydroacoustic surveys were conducted in the mesohaline part of the Gironde estuary using SIMRAD EK60 split-beam echosounders, operating simultaneously at two frequencies (70kHz and 120 kHz). Different mobile hydroacoustic surveys were tested in different seasons, with vertical acquisition, in order to compare variability of results due to the sampling strategy, and to validate the relevance of our design by repeating the surveys. The results obtained on survey design choices gave similar outcomes when sampling was carried out with or against the current and between two mobile designs. The comparison between flood and ebb tides gave different results from one day to another but we observed the same evolution for each flood tide or for each ebb tide on several successive days. This acoustic study in the Gironde estuary was used to validate a reliable sampling mobile design. It is the first step in the process of gaining a better understanding of estuarine ecosystems, an understanding that will be enhanced by combining our data with data from a variety of other sources.

© 2013 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Estuaries are defined as transition areas between freshwater and marine habitats and are typically characterized by rapid and large fluctuations at various spatial scales (e.g. upstream-downstream salinity gradient, vertical turbidity gradient) and temporal scales (from tidal to interannual). These variations have a strong effect in governing the structure and dynamics of biological assemblages. They play an essential role in the ecological functioning of many fish species (Elliott and Hemingway, 2002), and are considered among the most productive ecosystems in the world from a biological point of view (McDowall, 1988). However, these ecosystems are also exceptionally complex, and the changes that take place within them are often difficult to analyse.

In Europe, the development of benchmarks for ecosystem management has become more and more prominent. This is mainly as

a result of the EU's Water Framework Directive (WFD) which calls for all natural aquatic ecosystems (including estuaries) to achieve a "good" ecological status by 2015 (Borja et al., 2000; Muxika et al., 2007; Delpech et al., 2010). No single technique is suitable for all types of fish in all types of habitats (Godlewska et al., 2011). Hydroacoustics has been widely used in marine and continental environments (Simmonds and MacLennan, 2005), most recently in estuaries (Krumme and Saint-Paul, 2003; Guillard et al., 2004; Boswell et al., 2007). This tool is increasingly favoured (Kubecka et al., 2009) over other sampling methods (e.g. scientific and commercial data catches) which are often expensive in terms of time and manpower (Schramm et al., 2002; Simmonds and MacLennan, 2005). As more and more fishery scientists and stakeholders become involved in ecosystem management, and are looking for effective ways to observe and assess environmental damage, hydroacoustics offers high resolution observations through the water column, and provides good values in terms of data richness (Mackinson et al., 2004). However, internationally-accepted standards need to be created and outlined to ensure comparability of results (Godlewska et al., 2011; Guillard et al., 2012) as shown by the European CEN

* Corresponding author.

E-mail address: valerie.samedy@irstea.fr (V. Samedy).

standard guidance (CEN, 2009). The advantage of testing several different sampling strategies is the ability to obtain standardized data. This is especially the case where acoustic systems are used to monitor the abundance of fish in a certain area (Godlewska et al., 2011).

Estuaries, which can be affected by environmental changes, call for particularly well-planned surveys. The horizontal approach is usually applied in this type of ecosystem (Duncan and Kubecka, 1996; Hughes, 1998; Boswell et al., 2007) to limit shallow-water bias and increased insonified volume. However, due to strong winds, we decided to use vertical beaming (Guillard et al., 2004).

As traditional fish gears (gill-netting, trawling, beach seining) tend to show differences in terms of abundance due to the sampling strategies (Holt et al., 1989; Morrison et al., 2002; Hoeksema and Potter, 2006), the aim of our study was tested different acoustic strategies. Hence, several vertical hydroacoustic sampling designs were compared in order to provide information on fish size and fish densities in the mesohaline part of the Gironde estuary. The effect of each survey design was first assessed to choose the best sampling direction (with current vs. against current) and the type of mobile sampling (zigzags vs. repeated transect). Following this, the evolution of fish densities and the fish size were compared to determine the variability for each survey from one day to the next. This analysis was performed on the aggregate data for each day and then separating periods of flood and ebb tides. A methodological study such as this is very useful in identifying constraints that may lead to biased ecological interpretations.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The Gironde estuary, located in southwest France (lat. 45°20'N, long. 0°45'W), covers an area of 625 km² at high tide (Fig. 1). It opens onto the Bay of Biscay and originates at the confluence of the Garonne and Dordogne rivers. It is described as a hyper-synchronous macrotidal system, with semidiurnal tidal cycles. The estuary is characterized by a high concentration of suspended matter (around 1 mg L⁻¹) which could interfere with the quality of the acoustic data. However, the low degree of vertical stratification is a result of the extensive tidal mixing found in this estuary (Allen, 1972).

Given that the estuary is the subject of several monitoring programs (physico-chemical and biological), this study was conducted in a small area (35 km²) defined as the mesohaline sector (Fig. 1). The tidal amplitude ranged between 1.5 and 5 m from neap to spring tides and increases towards the upper estuary (Sottolichio and Castaing, 1999). This area consists of two main channels, separated by a succession of sand banks (Fig. 2). The narrower channel along the left bank is the Médoc channel, whose muddy bottom has been extensively dredged due to its status as a busy shipping route. The wider channel, called the Saintonge channel, varies in depth from four to 10 m. The climate is temperate, but prevailing winds blowing from the west can directly influence fish behaviours and distributions, which has an adverse effect on surveys carried out from small boats. The estuary supports a large number of fish, macro-crustacean, and benthic species and is known as a migration route for diadromous species (Lobry et al., 2006; Selleslagh et al., 2012).

2.2. Equipment

A Simrad EK60 split-beam echosounder controlled by the Simrad ER60 (version 2.2.0) program was used for data acquisition

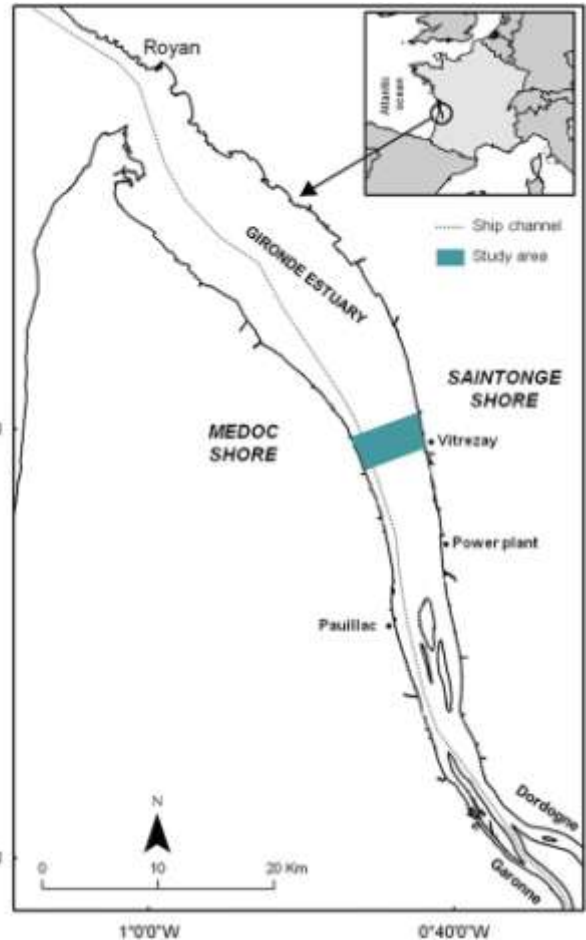


Fig. 1. Map of the Gironde estuary with location of the study area in the mesohaline part.

at two frequencies, 70 kHz and 120 kHz. The transducer beams were circular, with a beam angle of 7° at -3 dB. The two transducers were fixed to the side of the boat, 0.50 m below the surface and vertically oriented. This acoustic equipment was installed on board a small 8 m speed boat, with a shallow draught of less than 1 m, which was well adapted to the study environment.

The pulse duration was 256 ms, emitting 4 pulses per second, with power set at 100 W. The whole system was supplied by a 12 V battery. Each transducer was calibrated once per year, using standard targets (Foote et al., 1987) and checked for consistency before each survey.

During some of the surveys, a second survey was carried out from a similar boat with identical acoustic equipment to the first, allowing us to test the effectiveness of our sampling strategy (Table 1).

2.3. Sampling protocol

Hydroacoustic mobile sampling was performed at an average speed of 9 km.h⁻¹, and limited to daylight hours for safety reasons. Data were continuously recorded for each sampling design. The Gironde Acoustic Fish (GAF) surveys was carried out from May to October 2010, in each season (spring, summer and autumn). Fig. 3 summarizes the set of the different protocols and all surveys are summarized in Table 1.

The options chosen in the design of a survey could affect both data collection and data analysis. In this study, two different sampling designs were tested, firstly to examine the influence of

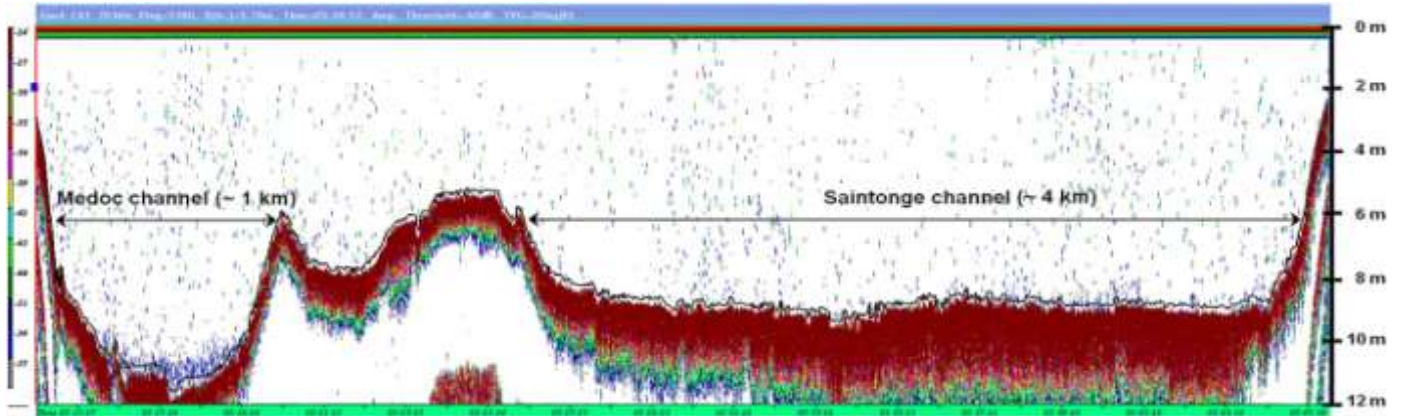


Fig. 2. Amp echogram using -60 threshold showing echoes (likely biological organisms, except those near the bottom of the Medoc channel) in the transversal section of the Gironde estuary (at high tide at neap tide).

design on common acoustic metrics (Simmonds and MacLennan, 2005) and secondly to highlight the importance of the duration of a sampling survey. The first mobile sampling session (around 40 km there and back) consisted of 4 systematic zigzags (ZZ = 1 zig + 1 zag) crossing the estuary around high tide to optimize the depth range. Indeed, a maximum differential of 2 m is reached on the depth range between the start and the end of sampling due to variations of the tidal cycles. Sampling began 2 h before high tide, working in a downstream direction (Dw), during the flood tide. At high tide, the boat turned round and began to work upstream (Up) in the same fashion (2 ZZ), during the ebb tide. The second mobile sampling session involved the use two boats working simultaneously to test the effect of the current and the sampling. In fact, at the same time to the ZZ, a second boat performed the same repeated transects (RT), crossing the estuary from one bank to the other.

2.4. Data processing

The two outputs used in this study are derived from hydroacoustic data processing (MacLennan et al., 2002): s_a defined as area backscattering coefficient expressed in $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ and TS is Target Strength in decibels (dB). These main parameters are considered as proxies for fish densities and fish length (MacLennan et al., 2002; Simmonds and MacLennan, 2005). Acoustic data were analysed using Sonar5 Pro software (Balk and Lindem, 2006).

Analyses were performed no closer than 2 m to the surface (to avoid surface noise) and no closer than 0.5 m to the bottom (to avoid fluid mud). A threshold of -60 dB was applied to all s_a and TS analyses. In our study, each crossing (one zig or one zag) provided two samples (Fig. 2), one related to the Saintonge channel (4 km) and the

other to the Médoc channel (1 km). We separated each channel to compare the same sampled volume, and processed the data independently.

2.5. Principles applied to the study

Given the temporal and spatial variability, we were able to test a variety of sampling strategies. Two acoustic sets were used, firstly to test the influence of transect direction (with the current and against the current), and secondly to compare the changing density by means of systematic zigzags and repeated transects. The direction of the sample scheme can influence acoustic results, in particular due to the effect of the current. Two boats simultaneously used the same zigzag pattern, one working upstream with the current and the other downstream against the current. The second boat began downstream and worked against the current. Through this approach, we were able to test the additional information or the similarity of these two strategies. Repeated transect (RT) and zigzag (ZZ) sampling was also carried out from two boats using the same number of transects, at the same time and in the same part of the estuary. The optimum number of days was also tested by repeating the same sampling grid for several days in the same week, in order to experience similar environmental conditions (tidal coefficient, temperature, etc.). This approach showed the variability between days at the same location.

Using all data obtained on a single day (ebb and flood tides) we compared days ($\text{Day}_1 = \dots = \text{Day}_n$) by merging data acquired in both the flood and ebb tides. A further test was then carried out to separate ebb tide ($\text{Ebb}_{\text{day}-1} = \dots = \text{Ebb}_{\text{day}-n}$) and flood tide ($\text{Flood}_{\text{day}-1} = \dots = \text{Flood}_{\text{day}-n}$) data for each survey. Following this additional test, data from both directions was compared ($\text{Flood}_{\text{day}-n} = \dots = \text{Ebb}_{\text{day}-n}$) to show the effect of ebb and flood tides.

Table 1

Summary of surveys (Hypothesis 1: design choices; Hypothesis 2: repeatability) with number of crossings (Zigzag = ZZ or Repeated Transects = RT) per day for each season. In certain cases (inclement weather or malfunctioning equipment) nothing was recorded. This is denoted by a “0”.

Month	May	June	July	September	November	
Nb of days	3	3	2	5	2	
Seasons	Spring	Summer	Summer	Autumn	Autumn	
Hypothesis 1	Zigzags					
	Nb ZZ ac			4+6		
	Nb ZZ wc			3+4		
Hypothesis 2	Repeated Transects			10		
	Zigzags					
	Nb ZZ ebb	3+5+2	3+4+3	0+3	3+3+3+4+4	3+3
	Nb ZZ flood	3+3+2	3+4+2+0	4+3	3+0+3+4+2	4+1

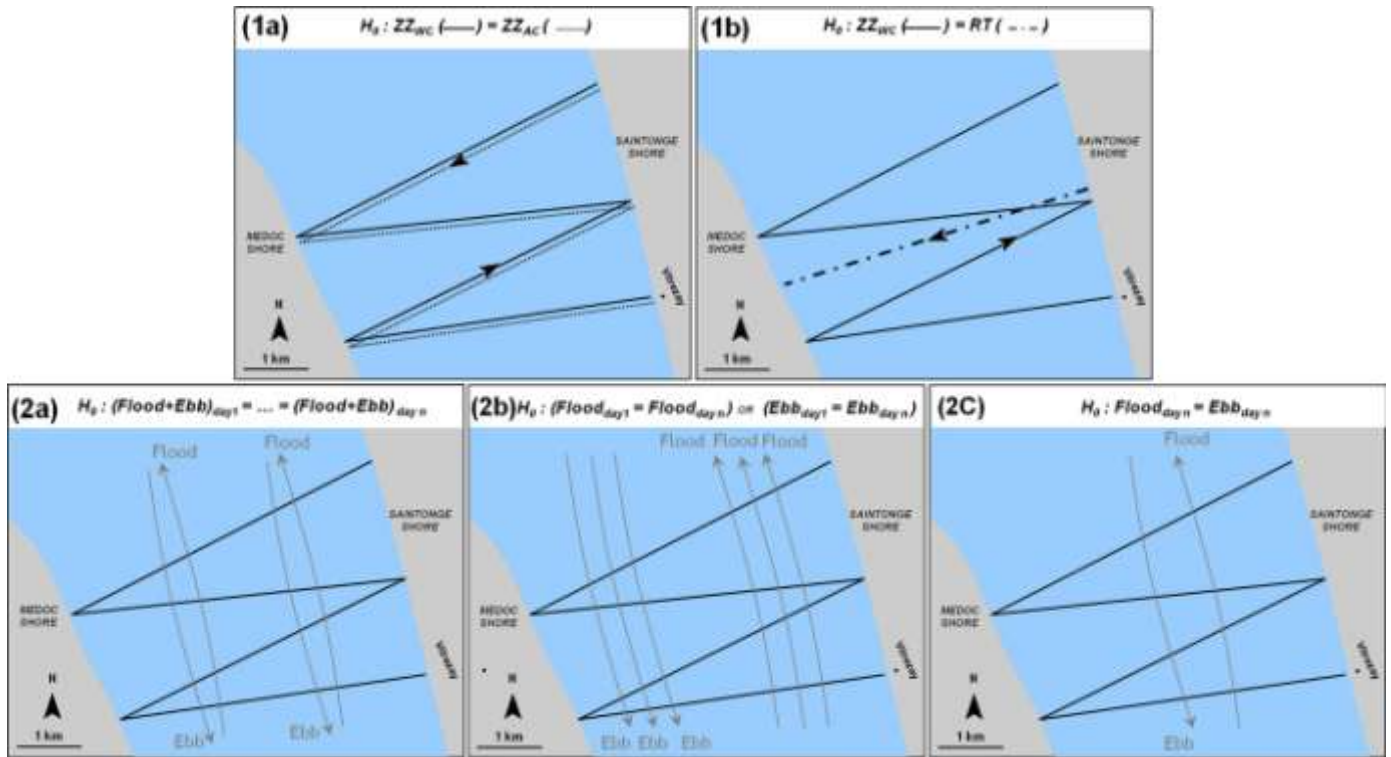


Fig. 3. Summary of sampling design by hypothesis (ZZ = Zigzags; ac = against current; wc = with current; RT = Repeated transects; Dw = Downstream; Up = Upstream). 1a: Comparison ZZwc vs. ZZac; 1b: Comparison ZZwc vs. RT; 2a: Comparison (Dw + Up) for n days; 2b: Comparison all Dw or all Up for n days; 2c: Comparison all Dw and Up for n days.

2.6. Statistical analysis

Due to the low number of samples and non-normality of the data, non-parametric tests were used to compare them. The Mann-Whitney’s U test (also known as Wilcoxon Rank sum test) was applied to compare two samples, while the Kruskal-Wallis test was used when comparing three or more samples using a threshold alpha fixed at 5%. All statistical analyses were performed using the R software (R Development Core Team, 2005).

3. Results

3.1. Mobile survey comparison

For these tests (conducted in July 2010 and repeated in July 2011) two boats were equipped with the same type of acoustic equipment and operated simultaneously in the study area.

3.1.1. Comparison of transect direction: with current vs. against current

Metrics (s_a and TS) did not differ significantly between “with current” (WC) and “against current” (AC) surveys (Table 2). Hence, the direction of the survey did not influence s_a and TS estimates.

3.1.2. Comparison of mobile transects: zigzags vs. repeated transect

Metrics did not differ significantly between ZZ and RR surveys (Table 3). Hence, the type of survey design did not influence s_a and TS estimates at this spatial scale of observation.

3.2. Repeatability of sampling method

For the tests conducted in 2010, only one boat was used, with the aim of following the same sampling route on several days throughout all three of the seasons studied.

3.2.1. Combination of flood and ebb results for each survey

When combined data from the ebb and flood tides were analysed, results did not show any global trend (Table 4). Indeed, such a combination led to variable results. Only GAF1 in spring and GAF4 in autumn presented no difference between days at 70 kHz.

3.2.2. Separate observation of flood and ebb data

No tests showed any significant difference (Table 5) except for the flood tide for the TS value in the Médoc channel at 70 kHz during GAF1, and in the Saintonge channel at 120 kHz during GAF4. In the ebb tide period, the only difference was observed for the TS values also, in the Saintonge channel at 120 kHz. The differences could therefore be attributed to differences in the spatio-temporal variations.

Table 2

Results of the Mann-Whitney (U) test applied to compare s_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) and TS (dB) according to the influence of the current on data. N_{obs} : number of observations; p -value: probability level (NS: not significant).

Channels	Nobs	s_a		S_v		TS	
		U	p value	U	p value	U	p value
Saintonge							
70	13	20	0.9452 (NS)	47	0.9048 (NS)	43	0.9048 (NS)
120	13	29	0.2949 (NS)	50	0.9048 (NS)	53	0.5490 (NS)
Médoc							
70	13	24	0.7308 (NS)	36	0.9048 (NS)	41	0.7802 (NS)
120	13	28	0.3660 (NS)	44	0.9048 (NS)	49	0.7802 (NS)

Table 3

Results of the Mann-Whitney (U) test applied to compare s_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) and TS (dB) according to mobile strategies. N_{obs} : number of observations; p -value: probability level (NS: not significant).

$H_0: ZZ=RT$		s_a		S_v		TS	
Channels	N_{obs}	U	p value	U	p value	U	p value
Saintonge							
70	21	46	0.9682 (NS)	20	0.9452 (NS)	12	0.2343 (NS)
120	21	51	0.6607 (NS)	27	0.4452 (NS)	19	0.8357 (NS)
Médoc							
70	21	38	0.6038 (NS)	22	0.9452 (NS)	11	0.1741 (NS)
120	21	48	0.8421 (NS)	29	0.2949 (NS)	11	0.1807 (NS)

When analysed separately, flood data are comparable from one day to another. This is also the case in an ebb tide.

3.2.3. Comparison of flood and ebb data for each survey

Where we considered the s_a values, results did not differ significantly when flood and ebb tides were compared. For the TS values, tests showed significant differences between the flood and ebb tides at two frequencies. There were some variations for these results (Table 6) which are difficult to explain, given the range of environmental conditions.

4. Discussion

The purpose of our study was to prepare an acoustic spatial sampling strategy adapted to the mesohaline sector of the Gironde estuary, while taking into account the results of other studies conducted in this area. Options chosen in the design of a survey can affect results and are fundamental requirements for sampling. Before embarking on any ecological research project where methods are difficult to implement due to estuarine characteristic it is essential to first put in place a clear and scientifically viable sampling strategy (Legendre et al., 1989). In order to do this, spatial coverage, sampling volume, and time/cost ratio must be taken into account. There needs to be a standardized approach to data sampling, which is especially helpful in assessing any changes that may take place.

Table 4

Results of the Kruskal-Wallis (K) or Mann-Whitney (U) tests applied to compare s_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) and TS according to the repeatability of zigzag strategy independently of flood tide or ebb tide at bi-frequency (70 & 120 kHz); N_{obs} : number of observations. N_{group} : number of group. p -value: probability level (NS: not significant; significant difference *: p value < 0.05, **: p value < 0.005).

$H_0: Day_1=...=Day_n$				s_a		TS	
Survey names	70 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
Spring: GAF1	Saintonge	18	3	2.3041	0.316 (NS)	1.6709	0.4337 (NS)
	Channel	18	3	1.2407	0.5378 (NS)	0.5146	0.7731 (NS)
Summer: GAF2	Saintonge	12	2	21	0.6389 (NS)	20	0.7551 (NS)
	Channel	12	2	2	0.01732 (*)	5	0.08225 (NS)
Summer: GAF3	Saintonge	26	4	3.8405	0.2792 (NS)	2.3192	0.5089 (NS)
	Channel	26	4	9.3679	0.02478 (*)	9.5491	0.02281 (*)
Autumn: GAF4	Saintonge	11	2	16	0.7879 (NS)	23	0.1091 (NS)
	Channel	11	2	14	1 (NS)	22	0.1636 (NS)
$H_0: Day_1=...=Day_n$				s_a		TS	
Survey names	120 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
Summer: GAF2	Saintonge	19	3	8.925	0.01153 (*)	8.7853	0.01237 (*)
	Channel	19	3	1.1141	0.5729 (NS)	7.0087	0.03007 (*)
Summer: GAF3	Saintonge	26	4	2.7431	0.433 (NS)	2.0085	0.5706 (NS)
	Channel	26	4	11.5321	0.009171 (**)	9.0192	0.02904 (*)
Autumn: GAF4	Saintonge	11	2	18	0.5273 (NS)	21	0.02303 (*)
	Channel	11	2	11	0.6485 (NS)	22	0.1636 (NS)

Table 5

Results of the Kruskal-Wallis (K) or Mann-Whitney (U) tests applied to compare s_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) and TS (dB) according to the repeatability of zigzag strategy separating the flood tide from the ebb tide at bi-frequency (70 & 120 kHz); N_{obs} : number of observations. N_{group} : number of group. p -value: probability level (NS: not significant; significant difference *: p value < 0.05)

$H_0: Flood_{day1}=...=Flood_{day_n}$				s_a		TS	
Survey names	70 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
GAF1	Saintonge	10	3	4.2327	0.1205 (NS)	0.5268	0.7684 (NS)
	Channel	10	3	0.5491	0.7599 (NS)	6.9091	0.0316 (*)
GAF2	Saintonge	6	2	6	1 (NS)	4	0.6286 (NS)
	Channel	6	2	1	0.1143 (NS)	0	0.05714 (NS)
GAF3	Saintonge	14	4	0.119	0.9895 (NS)	1.7571	0.6243 (NS)
	Channel	14	4	6.9762	0.07266 (NS)	5.6875	0.1278 (NS)
GAF4	Saintonge	6	2	7	0.4 (NS)	9	0.1 (NS)
	Channel	6	2	1	0.2 (NS)	7	0.4 (NS)
$H_0: Flood_{day1}=...=Flood_{day_n}$				s_a		TS	
Survey names	120 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
GAF2	Saintonge	10	3	5.7273	0.05706 (NS)	4.8455	0.08868 (NS)
	Channel	10	3	2.3	0.3166 (NS)	5.9062	0.05218 (NS)
GAF3	Saintonge	14	4	0.9429	0.8151 (NS)	1.7762	0.6201 (NS)
	Channel	14	4	7.1476	0.06734 (NS)	4.9615	0.1746 (NS)
GAF4	Saintonge	6	2	6	0.7 (NS)	8	0.02 (*)
	Channel	6	2	1	0.2 (NS)	6	0.7 (NS)
$H_0: Ebb_{day1}=...=Ebb_{day_n}$				s_a		TS	
Survey names	70 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
GAF1	Saintonge	10	3	1.1111	0.5738 (NS)	0.5556	0.7575 (NS)
	Channel	10	3	5.1389	0.07658 (NS)	5	0.08208 (NS)
GAF2	Saintonge	6	2	4	0.8 (NS)	5	0.4 (NS)
	Channel	6	2	0	0.3333 (NS)	2	1 (NS)
GAF3	Saintonge	14	4	7.4551	0.05872 (NS)	6.5833	0.08643 (NS)
	Channel	14	4	2.9872	0.3936 (NS)	6.8526	0.07675 (NS)
GAF4	Saintonge	5	2	0	0.4 (NS)	1	0.8 (NS)
	Channel	5	2	4	0.4 (NS)	3	0.8 (NS)
$H_0: Ebb_{day1}=...=Ebb_{day_n}$				s_a		TS	
Survey names	120 kHz	N_{obs}	N_{group}	K or U	p value	K or U	p value
GAF2	Saintonge	10	3	3.5444	0.17 (NS)	5.3778	0.06796 (NS)
	Channel	10	3	0.5406	0.7631 (NS)	4.5111	0.1048 (NS)
GAF3	Saintonge	14	4	7.4167	0.05974 (NS)	6.0513	0.1091 (NS)
	Channel	14	4	4.5449	0.2083 (NS)	8.7564	0.03271 (*)
GAF4	Saintonge	5	2	1	0.8 (NS)	0	0.4 (NS)
	Channel	5	2	3	0.8 (NS)	4	0.4 (NS)

When p values are in bold and italic, results are significant.

The timing of the surveys was based on prior knowledge of the fish communities (Lobry et al., 2006; Selleslagh et al., 2009; Pasquaud et al., 2012). Different types of strategies can be applied through mobile sampling or fixed stations (Simmonds and Fryer, 1996; Chen et al., 2004; Guillard et al., 2004; Simmonds and MacLennan, 2005). According to Guillard et al. (2004), the first option is more integrative because various biotopes are sampled, and the water volume sampled is greater. Mobile acoustic surveys provide several layers of information, notably relative presence/absence studies of target species, spatial or temporal distributions of individuals or groups, and fully quantitative estimates of density and biomass (CEN, 2009). The ichthyofauna is heterogeneously distributed (Ribeiro et al., 2006) and the fish abundance were closely related to tidal cycles (Thiel et al., 1995). However, the various sampling strategies used in this study gave similar outcomes (no significant statistical difference) whatever the mobile strategies used and the direction sailed. Limit the choice of the sampling window around the high tide (± 2 h), reduced the differences within the flood and

Table 6

Results of the Mann-Whitney (U) tests applied to compare s_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) and TS (dB) according to the repeatability of zigzag strategy comparing the flood tide and the ebb tide at bi-frequency (70 & 120 kHz); N_{obs} : number of observations. p -value: probability level (NS: not significant; significant difference *: p value < 0.05).

$H_0: Flood_{dayn} = Ebb_{dayn}$			SA		TS	
Survey names	70 kHz	N_{obs}	U	p value	U	p value
GAF1	Saintonge	18	15	0.02665 (*)	19	0.06839 (NS)
	Channel	18	14.5	0.02625 (*)	37	0.8286 (NS)
GAF2	Saintonge	12	31	0.0303 (*)	31	0.0303 (*)
	Channel	12	19	0.4121 (NS)	20	0.3152 (NS)
GAF3	Saintonge	26	111	0.1759 (NS)	156.5	2.12e-04 (***)
	Channel	26	54.5	0.1357 (NS)	113.5	0.1357 (NS)
GAF4	Saintonge	11	14	0.9307 (NS)	17	0.7922 (NS)
	Channel	11	20	0.4286 (NS)	30	0.004329 (**)
$H_0: Flood_{dayn} = Ebb_{dayn}$			SA		TS	
Survey names	120 kHz	N_{obs}	U	p value	U	p value
GAF2	Saintonge	12	66	0.09472 (NS)	69	0.05348 (NS)
	Channel	12	55	0.4377 (NS)	75	0.01596 (*)
GAF3	Saintonge	26	119.5	0.07178 (NS)	158	2.88e-05 (***)
	Channel	26	56	0.1598 (NS)	123	0.04635 (*)
GAF4	Saintonge	11	17	0.7922 (NS)	19	0.5368 (NS)
	Channel	11	23	0.1775 (NS)	30	0.004329 (**)

the ebb tides. The ZZ strategy was chosen for the spatial dimension, to minimize the time spent operating in inshore areas (Guillard and Vergès, 2007). With regard to the influence of transect directions, we recommend that surveys are carried out against the current in order to sample a larger volume of water. As well as offering greater manoeuvrability, working against the current has the added advantage of avoiding repeated surveys of the same targets.

By their very nature, heterogeneous ecosystems call for measurements that can be easily repeated. This allows reliable indicators for different sampling periods to be established. This was the case in our study, which involved the repeated use of a single sampling strategy, namely the ZZ approach. We analysed a large number of replicates, taken exclusively from the optimum sampling stations. This dataset was useful in estimating system variability over time and at different spatial scales (Kitsiou et al., 2001). By eliminating the need for identical coverage over several days in the same environmental conditions, we were able to gain extra time, which we were then able to spend on enhancing our protocol through the use of other approaches. Design reproducibility is important, as it allows the creation of optimum measurement strategies. The “temporal window” would seem to be the most “sensitive” component of the sampling protocol, and is critical in understanding the ecological functioning of ecosystems (Pasquaud et al., 2012). One possible improvement would be to increase the sampling period from seasons to months. At present, this type of ecosystem has to be monitored with minimal disturbance. Assessing of variability is an essential step in the maturing field of hydroacoustics (Wanzenbock et al., 2003) and this is a potential application for this kind of assessment, particularly in an ecosystem such as the one studied.

Organisms are not detected in the same way at all frequencies. However, without directly comparing frequencies (which is outside the scope of our study) the trends of s_a and TS values confirm that the protocol reached the same conclusion at both frequencies. As suggested by Godlewska et al. (2009), 70 or 120 kHz could be used for fish monitoring purposes. Nevertheless, the importance of the multifrequential approach (Demer et al., 1999) is highlighted by many

authors (Demer et al., 1999; Simmonds and MacLennan, 2005; Axenrot et al., 2009) and operating frequencies are needed when assessing a wide range of fish species (Godlewska et al., 2009). The multifrequential approach is necessary to distinguish the targets from one another, and could prove useful in improving the accuracy of acoustic data by determining the types of organisms detected, and the size of the targets. This greater precision could, at least partially, solve the problems of classification and results from the objective interpretation of acoustic data coupled with biological samples (Jech and Michaels, 2007; Korneliussen et al., 2008).

In the long term, acoustic surveys must be viewed as a necessary additional tool, rather than a substitute for conventional survey methods (Boswell and Wilson, 2004) or as a way of reducing sampling time, single-point sampling, and human/technical costs (Mackinson et al., 2004) in assessing the fish component of ecosystems. In addition to this, a combination of vertical and horizontal surveys may be required in these ecosystems, and could be entirely appropriate (Krumme, 2004) when the depth range is small. There is no method that suits all fish species and sizes, but an improved understanding of the efficiency of various methods will lead to better choices (Kubecka et al., 2012). Monthly monitoring was chosen because it seemed the best suited to the phenomenon we wanted to study. As well as this, the sampling scale was consistent with that of the scientific surveys that have been operating in the area since 1979. These studies are aimed at monitoring small fish and shrimp communities around the nearby nuclear power station, and are carried out during the daytime, against the current, and at low speed. Given the similarity of the existing biological sampling program to our own study, the results could serve as a basis for comparison with our acoustic data for the same period. In fact, this protocol was defined to be as standardized as possible and was chosen as the best-adapted strategy for monitoring.

Hydroacoustic methods have become a recognized standard method for monitoring fish populations in different ecosystems (Peirson and Frear, 2003; Wanzenbock et al., 2003; Guillard et al., 2004; Simmonds and MacLennan, 2005). These applications give a quick estimate of the existing biomass and of its temporal changes in relation to the highly variable environmental factors affecting estuaries. In this changeable environment, such a technique could provide useful metrics to define indicators in the long term. From an ecological and economic point of view (e.g. human services), diagnosing the status of ecosystems is essential in adapting management measures (Pasquaud et al., 2012) to ensure the integrity of estuarine systems.

The Gironde estuary is notable amongst French and European estuaries in that there is a lot of biological data available about it, going back some thirty years. The estuary was often considered as an “historical” reference in many research studies and as a well-preserved ecosystem with regard to its fish composition and high diversity (Lobry et al., 2006). However, it is increasingly subject to strong pressures (anthropogenic, pollution, etc.). Acoustic metrics could complement the Fish-Index already established for French estuaries (Delpech et al., 2010). Clearly, a need exists for the further development of acoustics as a tool for generating estimates of fish distribution in estuarine waters, particularly when it is well known that estuaries play a critical role as a nursery habitat, and serve as a refuge for many fish populations.

Acknowledgements

This study was supported by Irstea (previously CEMAGREF) and the Aquitaine region. We thank all those who carried out the sampling surveys or gave helpful advice, especially Romaric Le Barh and Aymeric Guibert, Julien Dublon, Vincent Bouju and Mario Lepage. We also thank James Emery for English proofreading assistance.

References

- Allen, G.P., 1972. Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde, Thèse de Doctorat Sciences. Bordeaux Université, pp. 310.
- Axenrot, T., Ogonowski, M., Sandström, A., Didrikas, T., 2009. Multifrequency discrimination of fish and mysids. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 66, 1106–1110.
- Balk, H., Lindem, T., 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 - Post-processing Systems.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1114.
- Boswell, K., Wilson, M., Wilson, C., 2007. Hydroacoustics as a tool for assessing fish biomass and size distribution associated with discrete shallow water estuarine habitats in Louisiana. *Estuaries and Coasts* 30, 607–617.
- Boswell, K.M., Wilson, C.A., 2004. Comparison of hydroacoustic surveys to traditional trawl methods for determining nekton biomass in a Louisiana estuary. In: *Proceedings of the Fiftyfifth Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Gulf Caribbean Fisheries Inst Gcfi, Ft Pierce*, pp. 395–402.
- CEN, 2009. Water Quality e Guidance on the Estimation of Fish Abundance with Mobile Hydroacoustic Methods. European Committee for Standardization.
- Chen, D.G., Xie, Y., Mulligan, T.J., MacLennan, D.N., 2004. Optimal partition of sampling effort between observations of fish density and migration speed for a riverine hydroacoustic duration-in-beam method. *Fisheries Research* 67, 275–282.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 60, 908–918.
- Demer, D.A., Soule, M.A., Hewitt, R.P., 1999. A multiple-frequency method for potentially improving the accuracy and precision of in situ target strength measurements. *The Journal of the Acoustical Society of America* 105, 2359–2376.
- Duncan, A., Kubecka, J., 1996. Patchiness of longitudinal fish distributions in a river as revealed by a continuous hydroacoustic survey. *Ices Journal of Marine Science* 53, 161–165.
- Elliott, M., Hemingway, K.L. (Eds.), 2002. *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford.
- Foot, K., Knudsen, H., Vestnes, G., MacLennan, D., Simmonds, E., 1987. Calibration of Acoustic Instruments for Fish Density Estimation: a Practical Guide, vol. 144. pp. 1–70.
- Godlewska, M., Colon, M., Doroszczyk, L., Dlugoszewski, B., Verges, C., Guillard, J., 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* 96, 11–16.
- Godlewska, M., Colon, M., Jó-zwik, A., Guillard, J., 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources* 24, 71–78.
- Guillard, J., Albaret, J.J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., de Morais, L.T., 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources* 17, 47–55.
- Guillard, et al., 2012. Fish biomass estimates along estuaries: a comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 107, 105–111.
- Guillard, J., Vergès, C., 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology* 92, 605–617.
- Hoeksema, S.D., Potter, I.C., 2006. Diel, seasonal, regional and annual variations in the characteristics of the ichthyofauna of the upper reaches of a large Australian microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 503–520.
- Holt, S.A., Holt, G.J., Arnold, C.R., 1989. Tidal stream transport of larval fishes into non-stratified estuaries. *Ices Journal of Marine Science* 191, 100–104.
- Hughes, S., 1998. A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research* 35, 91–97.
- Jech, J.M., Michaels, W.L., 2007. A multifrequency method to classify and evaluate fisheries acoustics data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 386.
- Kitsiou, D., Tsiartsis, G., Karydis, M., 2001. Developing an optimal sampling design. A case study in a coastal marine ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment* 71, 1–12.
- Korneliussen, R.J., Diner, N., Ona, E., Berger, L., Fernandes, P.G., 2008. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 65, 982–994.
- Krumme, U., 2004. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. *Fisheries Research* 70, 1–15.
- Krumme, U., Saint-Paul, U., 2003. Observations of fish migration in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil using a 200-kHz split-beam sonar. *Aquatic Living Resources* 16, 175–184.
- Welcomme, R., 2012. Fish sampling with active methods. *Fisheries Research* 123–124, 1–3.
- Kubecka, J., Hohausová, E., Matena, J., Peterka, J., Amarasinghe, U.S., Bonar, S.A., Hateley, J., Hickley, P., Suuronen, P., Tereschenko, V., Welcomme, R., Winfield, I.J., 2009. The true picture of a lake or reservoir fish stock: a review of needs and progress. *Fisheries Research* 96, 1–5.
- Legendre, P., Troussellier, M., Jarry, V., Fortin, M.J., 1989. Design for simultaneous sampling of ecological variables - from concepts to numerical solutions. *Oikos* 55, 30–42.
- Lobry, J., Lepage, M., Rochard, E., 2006. From seasonal patterns to a reference situation in an estuarine environment: example of the small fish and shrimp fauna of the Gironde estuary (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 239–250.
- Mackinson, S., Freeman, S., Flatt, R., Meadows, B., 2004. Improved acoustic surveys that save time and money: integrating fisheries and ground-discrimination acoustic technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305, 129–140.
- MacLennan, D.N., Fernandes, P.G., Dalen, J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 59, 365–369.
- McDowall, R.M., 1988. *Diadromy in Fishes-Migrations between Freshwater and Marine Environments*. Croom Helm, London, UK, 308 pp.
- Morrison, M.A., Francis, M.P., Hartill, B.W., Parkinson, D.M., 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 793–807.
- Muxika, I., Borja, Á., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 16–29.
- Pasquaud, S., Brind'Amour, A., Berthelé, O., Girardin, M., Elie, P., Boët, P., Lepage, M., 2012. Impact of the sampling protocol in assessing ecological trends in an estuarine ecosystem: the empirical example of the Gironde estuary. *Ecological Indicators* 15, 18–29.
- Pearson, G., Frear, P.A., 2003. Fixed location hydroacoustic monitoring of fish populations in the tidal River Hull, north-east England, in relation to water quality. *Fisheries Management and Ecology* 10, 1–12.
- R Development Core Team, 2005. *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribeiro, J., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Monteiro, P., Erzini, K., 2006. Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 461–474.

- Schramm, H.L., Grado, S.C., Pugh, L.L., 2002. The costs of sampling fishes in riverine habitats of a large river. *Fisheries Research* 56, 51-57.
- Selleslagh, J., Amara, R., Laffargue, P., Lesourd, S., Lepage, M., Girardin, M., 2009. Fish composition and assemblage structure in three Eastern English Channel macrotidal estuaries: a comparison with other French estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 149-159.
- Selleslagh, J., Lobry, J., N'Zigou, A.R., Bachelet, G., Blanchet, H., Chaalali, A., Sautour, B., Boët, P., 2012. Seasonal succession of estuarine fish, shrimps, macrozoobenthos and plankton: physico-chemical and trophic influence. The Gironde estuary as a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 243-254.
- Simmonds, E.J., Fryer, R.J., 1996. Which are better, random or systematic acoustic surveys? A simulation using North Sea herring as an example. *ICES Journal of Marine Science* 53, 39-50.
- Simmonds, E.J., MacLennan, D.N., 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Blackwell Science, Oxford; Ames, Iowa.
- Sottolichio, A., Castaing, P., 1999. A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary. In: *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA e Earth and Planetary Science*, 329, pp. 795-800.
- Thiel, R., Sepúlveda, A., Kafemann, R., Nellen, W., 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* 46, 47-69.
- Wanzenböck, J., Mehner, T., Schulz, M., Gassner, H., Winfield, I.J., 2003. Quality assurance of hydroacoustic surveys: the repeatability of fish-abundance and biomass estimates in lakes within and between hydroacoustic systems. *ICES Journal of Marine Science* 60, 486-492.

3.3.3.3. Ce qu'il faut retenir

Notre étude détaille les différentes configurations testées en acoustique afin de valider la mise en place d'un protocole techniquement opérationnel et biologiquement pertinent pour l'estuaire de la Gironde. La démarche menée pour l'acquisition des données permet d'accéder à une notion d'effort minimal à mettre en place, de manière à obtenir une image cohérente de l'abondance et de la structure en taille du peuplement de poissons estuarien.

Les résultats obtenus à partir des deux approches mobiles différentes (zigzags vs radiales répétées) ont donné des évolutions d'abondance et de structures en taille de poissons similaires. L'approche par zigzags a été préférée pour la suite de l'étude pour couvrir une plus grande surface spatiale que ne ferait l'approche par radiale répétée. De plus, aucune différence significative n'est observée lorsque l'échantillonnage se fait avec le courant ou contre le courant. D'un jour à l'autre, les données acoustiques ne se différencient pas significativement pour chaque marée montante ou pour chaque marée descendante. En revanche, les résultats diffèrent lorsqu'on compare les données entre une période de flot et une période de jusant. Cette partie est donc une première étape dans le processus d'acquisition de données acoustiques robustes, dans le but de construire un schéma d'échantillonnage fiable. Nous avons donc choisi de poursuivre les campagnes acoustiques mensuellement, en appliquant la stratégie avec des parcours mobiles en zigzags une fois par mois, à contre courant, sur une période couvrant flot et jusant.

Depuis quelques années, la technique de l'écho-intégration est largement appliquée pour les estimations d'abondance de poissons. Toutefois, l'approche acoustique peut générer des incertitudes liées aux propriétés de rétrodiffusion des cibles, à leurs comportements, aux zones aveugles et/ou non échantillonnées, etc. Même si les autres méthodes utilisées pour étudier les peuplements de poissons ne sont pas non plus sans biais, il est donc important de vérifier que les méthodes acoustiques et le schéma d'échantillonnage mis en œuvre permettent d'accéder à des observations pertinentes dans le cadre d'un suivi de la faune ichthyologique tel qu'il peut être mené dans l'estuaire de la Gironde depuis de nombreuses années. Les données acquises lors des campagnes GAF ont ainsi été comparées à des observations indépendantes obtenues lors des campagnes de suivi classique menées dans le même secteur de l'estuaire à une échelle temporelle comparable.

4.1. Les suivis ichthyologiques mis en œuvre dans l'estuaire de la Gironde

L'estuaire de la Gironde est régulièrement échantillonné depuis la construction du Centre Nucléaire de Production d'Electricité (CNPE) du Blayais, à la fin de la décennie 70. Pour réaliser d'abord des études de référence, puis des suivis de l'ichtyofaune, différents programmes ont été mis en place principalement par Irstea (anciennement *Cemagref*) pour étudier le compartiment poisson de l'estuaire. On s'intéresse ici particulièrement aux types de données issues de ces suivis qui seraient susceptibles d'être confrontées aux données acoustiques ou permettraient d'interpréter nos résultats. Parmi les différents jeux de données disponibles, se trouvent les suivis DCE et les suivis TRANSECT.

4.1.1. Les suivis DCE

Des inventaires piscicoles dans les eaux de transition, pour la réalisation des contrôles de surveillance sont menés dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) depuis le début des années 2000. Ils ont pour but de développer et de renseigner des indicateurs basés sur les communautés de poissons pour évaluer l'état écologique des milieux estuariens. Le protocole de surveillance national prévoit un suivi de 3 ans consécutifs des masses d'eau de transition (MET) par plan de gestion (6 ans) (Lepage et al. 2010). En France, 13 estuaires sont concernés par le suivi ichthyologique, dont l'estuaire de la Gironde.

L'estuaire de la Gironde a été divisé en trois masses d'eau distinctes, Gironde aval, Gironde centrale et Gironde amont (Lepage et al. 2007), selon le découpage par secteur halin. Les données et résultats issus de l'échantillonnage de la partie centrale correspondent majoritairement à la zone étudiée par les campagnes acoustiques. Les échantillonnages sont menés selon un protocole standardisé (Lepage et al. 2008).

Les pêches sont réalisées exclusivement à l'aide de chaluts à perche, de taille adaptée à celle de l'estuaire (Figure 16) et les campagnes ont lieu deux fois par an, au printemps et à l'automne. Les principaux points du protocole sont les suivants :

- des échantillonnages uniquement de jour et à contre courant,
- au moins au nombre de 6 stations par masse d'eau et/ou classe de salinité,
- des traits de chalut d'au minimum 10 minutes et espacés d'au moins 100 mètres.



Figure 16. Engins d'échantillonnage pour la DCE : un chalut à perche de 3 m (Lepage et al. 2010).

Plusieurs paramètres sont concomitamment relevés, tels que la température, la salinité, la conductivité et l'oxygène dissous, la position géographique de chaque trait, la profondeur moyenne et la vitesse moyenne de chalutage. Les résultats comprennent la liste faunistique des espèces pêchées, les captures par unité d'effort, et les distributions en taille et en poids. Ils permettent notamment de suivre l'évolution de la composition du peuplement en guildes écologiques par année comme par exemple en 2009 (Figure 17), dont les résultats sont issus de Lepage et al. (2007).

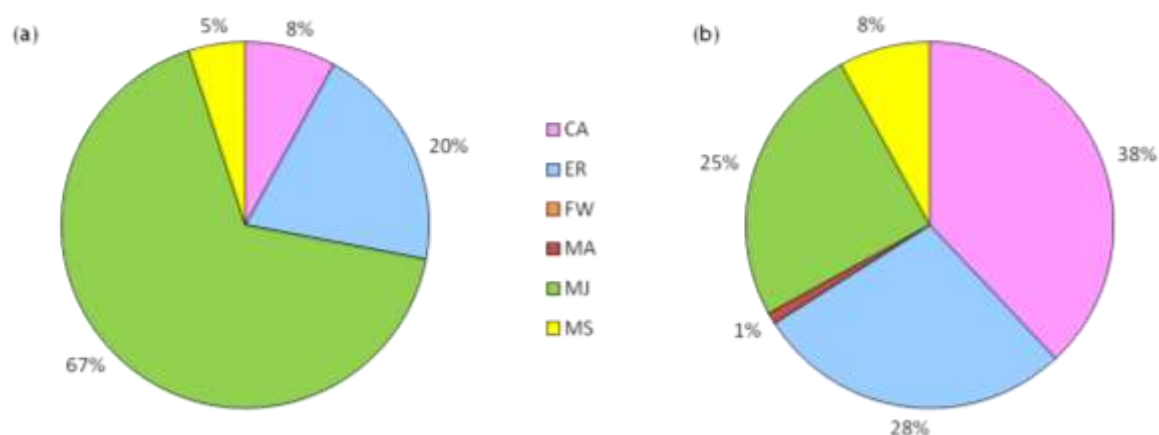


Figure 17. Composition du peuplement en guildes écologiques, observée dans la Gironde centrale en 2009 (a) au printemps et (b) à l'automne (CA : Migrateurs amphihalins, ER : Espèces résidentes, FW : Espèces dulçaquicoles, MA : Espèces marines occasionnelles, MJ : Juvéniles marins et MS : Migrants marins saisonniers).

Cette approche a conduit au développement de l'indicateur poisson ELFI (Delpech et al. 2010; Tableau et al. 2013) qui rend compte de la qualité écologique des masses d'eau de transition françaises à travers plusieurs descripteurs, ou métriques, du peuplement de poissons (densité totale de poissons, densités par guildes). En l'absence de situation de référence, la méthodologie générale repose sur une approche de type pression-impact.

4.1.2. Les campagnes TRANSECT

La surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde, initiée en 1979, s'appuie sur deux approches complémentaires :

- un suivi mensuel de l'ichtyofaune, par des pêches expérimentales (campagnes dites TRANSECT) dans une zone de 20 km encadrant le CNPE du Blayais (dénommée « champ large »),
- un suivi des pêcheries professionnelles sur l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde (dénommé « champ lointain »).

L'ensemble de ces informations permet d'appréhender la dynamique et l'évolution des populations de poissons dans l'estuaire. Tous les résultats de ces études sont présentés dans des rapports annuels (par exemple, Girardin and Castelnaud, 2012). Ce suivi halieutique constitue donc depuis plus de trente ans, une base de connaissances essentielle en termes de fréquence et d'abondance dans les différentes situations spatiale et temporelle, pour le suivi des populations de poissons de l'estuaire de la Gironde (Girardin and Castelnaud 2012).

Dans le cadre de ce travail de comparaison avec les résultats acquis lors des campagnes GAF, nous nous sommes intéressés uniquement aux données issues des campagnes TRANSECT. Ces campagnes mensuelles de suivi de la petite faune circulante couvrent un ensemble de stations, réalisés le long de quatre transects (Figure 18). Répartis entre les PK 50 et 70, l'emprise de la zone d'échantillonnage représente environ 190 km² soit près de 30% de l'estuaire (Lobry 2004). Chaque transect relie la rive Saintonge et la rive Médoc par l'intermédiaire de trois stations distribuées de la même façon : deux stations se situant chacune sur chaque rive et la troisième dans l'axe médian de l'estuaire.

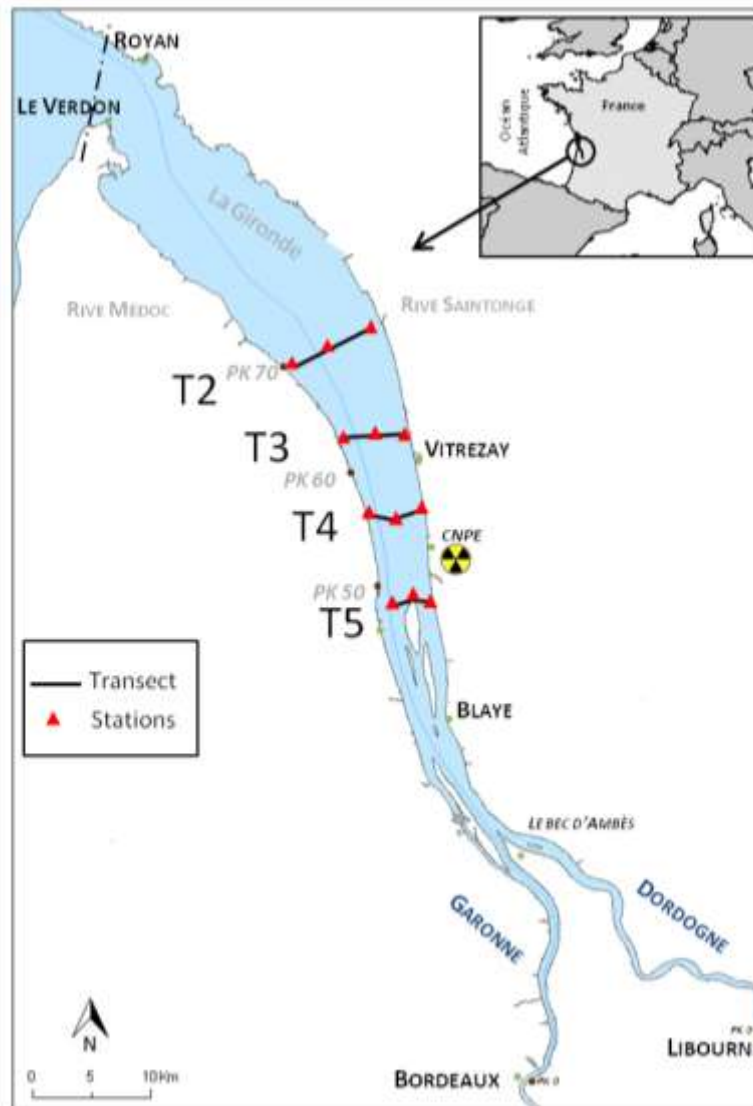


Figure 18. Localisation des stations d'échantillonnage des suivis mensuels TRANSECT.

Ces pêches scientifiques sont effectuées à partir de L'Esturial, permettant de réaliser en même temps les échantillonnages de faune aquatique en surface et au fond, ainsi que d'assurer les relevés abiotiques d'accompagnement. Les échantillonnages de surface sont assurés par deux cadres de type « pibalour » portés de part et d'autre sur les côtés du bateau (Figure 19). De dimensions 4,0 m x 1,0 m, ces engins sont constitués d'un filet de maille étirée de 18 mm dans la partie principale (ventre et dos) et de 1 mm dans la partie terminale. Pour le fond, un traineau supra-benthique, constitué d'un cadre métallique de 2 m x 1,2 m, maintenu à 0,2 m du fond par des patins, de maillage identique à celui des filets utilisés en surface, est utilisé. Chaque prélèvement dure 7 minutes et est effectué uniquement de jour, entre la moitié du flot et l'étales de pleine mer, à contre-courant.

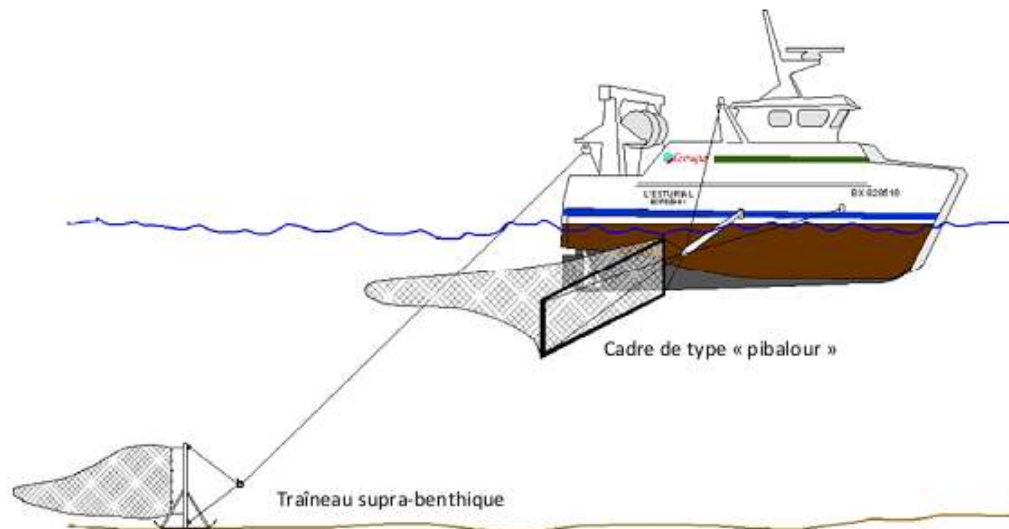


Figure 19. Engins de pêche utilisés pour les pêches scientifiques à bord de L'Esturial (d'après Béguer, 2008).

Les échantillons récoltés sont conditionnés en bocaux directement sur le navire et font l'objet d'une identification. Ensuite, les échantillons font l'objet d'un tri par espèce et/ou écophase où les espèces sont comptées et pesées. L'abondance absolue ou relative est exprimée en nombre ou en poids.

Grâce à l'enregistrement des volumes filtrés par des débitmètres General Oceanics 2030 R placés à l'ouverture des cadres de surface et de fond, les densités sont calculées et exprimées en nombre ou en poids d'individus pour 1000 m³ d'eau filtrée ; les résultats des captures sont traités par effectifs spécifiques ou de façon globale.

Les principales limites du protocole sont liées (1) à la capturabilité des engins, qui varie selon les espèces, les tailles des individus ou les écophases, etc. et (2) à la difficulté d'extrapoler les abondances observées à une abondance générale dans l'estuaire. Néanmoins, l'échantillonnage des campagnes TRANSECT est considéré comme relativement bien standardisé. Aussi, les abondances observées peuvent-elles être considérées comme des indicateurs fiables dans une perspective de comparaison spatiale et/ou temporelle.

4.2. Convergence des données acoustiques avec les données issues des pêches

Les écosystèmes estuariens sont des environnements complexes et très variables. Pour cette raison une évaluation de la densité de poissons dans ces zones représente de nombreux défis. Aucune méthode ne peut donner une image complète du milieu. Parmi les méthodes alternatives qui peuvent permettre de s'affranchir de certaines contraintes posées par les méthodes plus classiques de pêche généralement implémentées, les

méthodes hydroacoustiques sont de plus en plus utilisées mais leurs mises en œuvre en milieu estuarien sont plus délicates que dans les autres milieux aquatiques. Le manque de recul sur la qualité des données dans ces écosystèmes nécessite une approche encore plus précautionneuse.

Afin de s'assurer que l'hydroacoustique soit un outil fiable pour les milieux estuariens, comparable dans le temps et l'espace et utilisé pour l'étude des populations ichthyologiques, les données acoustiques peuvent être comparées à d'autres mesures indépendantes ou non d'autant plus que le succès de l'approche écosystémique repose sur l'utilisation combinée de différents moyens de surveillance. En effet, il est souvent recommandé de combiner ces informations avec des résultats de captures réalisées par des engins de pêche traditionnels permettant de nombreuses mesures nécessaires aux espèces et à leurs habitats (Demer et al. 2009). L'approche comparative, proposée ici, permet de vérifier la cohérence des données acoustiques recueillies lors de campagnes GAF avec les observations obtenues par des méthodes d'échantillonnage par pêche, mais peut également fournir de nouvelles informations.

4.2.1. Les points communs entre les campagnes d'échantillonnage

Afin de s'assurer de la robustesse de la comparaison de données, il faut que les données issues de l'une et l'autre des approches mises en œuvre présentent une compatibilité suffisante dans la manière dont elles ont été recueillies. Les campagnes DCE ne semblent pas réunir suffisamment de critères comparables à l'approche menée par acoustique puisque (1) l'échantillonnage est essentiellement dirigé vers la fraction benthique démersale de l'ichtyofaune, correspondant à la zone d'ombre en acoustique et (2) la période d'échantillonnage étant restreinte à seulement deux fois par an, la quantité de données qui en résulte n'est pas suffisante pour tester la robustesse et la pertinence des données acoustiques.

Tableau 3. Points communs entre les deux méthodes d'échantillonnage.

	Acoustique	Transect
Zone de l'estuaire	Mésohaline	Poly-/mésos-haline
Surface échantillonnée	PK60- PK65	PK50-PK70
Fréquence des suivis	Mensuel	Mensuel
Période d'échantillonnage	± 2 h autour de la PM	entre - 3h et la PM
Colonne d'eau échantillonnée	Pélagique	Surface et benthique
Courant	Contre	Contre

Contrairement aux suivis DCE, les informations issues des campagnes TRANSECT semblent réunir suffisamment d'informations comparables aux données acoustiques. En effet, les périodes et la fenêtre d'échantillonnage (Figure 20), la fréquence des suivis présentent une similarité certaine dans les deux protocoles d'échantillonnage (Tableau 3) : uniquement de jour, échantillonnant à contre courant, en périodes de mortes eaux. Bien que l'échantillonnage ne s'intéresse pas exactement aux mêmes sections de la colonne d'eau, les données semblent suffisamment concordantes et représentatives. C'est pourquoi, dans ce cadre, ont été utilisées uniquement les données des campagnes TRANSECT. L'ensemble de ces informations peut être utilisé afin de savoir si les données acquises par acoustique sont cohérentes avec la connaissance du milieu acquise à travers la mise en œuvre de ce protocole de pêche traditionnelle.

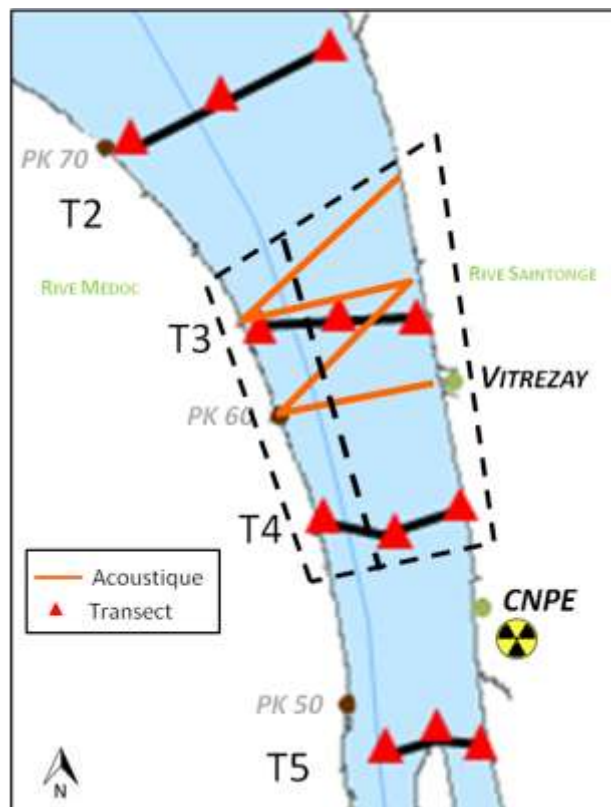


Figure 20. Zone d'échantillonnage commune entre les campagnes acoustiques et TRANSECT.

4.2.2. Suivi de l'ichtyofaune par acoustique en milieu estuarien : convergence avec d'autres campagnes scientifiques ?

4.2.2.1. Objectif et intérêt de l'article

La publication en révision " *Monitoring fish populations by hydroacoustics in large estuarine ecosystems: convergence with other scientific surveys?* " dans la revue *Estuaries and Coasts*, confronte la qualité des données acoustiques obtenues dans l'estuaire de la Gironde, avec les données biologiques issues des campagnes de pêche scientifiques, établies depuis plus de trente ans, dans le but de vérifier la cohérence des observations obtenues.

Pour assurer au mieux la comparabilité des données, seule une partie des données disponibles a été retenue.

Dans un premier temps, ont été regroupées les données couvrant les mêmes périodes d'échantillonnage. Les campagnes acoustiques ayant été mises en place à partir de mai 2010 et s'étant déroulées jusqu'en juin 2012, les données TRANSECT issues de cette même période ont donc été sélectionnées.

Ensuite, pour cette étude, seules ont été utilisées les informations acoustiques issues de la stratégie en zigzag (ZZ). Toutefois, comme les échantillonnages par pêche se font uniquement entre le mi-flot et l'étales de pleine mer, c'est uniquement la première partie du suivi acoustique qui a été considérée. De plus, afin d'avoir une même fenêtre spatiale, seules les stations issues des transects T3 et T4 ont été retenues (Figure 20).

Les données acoustiques étant enregistrées en continu sur l'ensemble de la colonne d'eau, les données de pêches ont également été regroupées. En effet, dans la base de données TRANSECT, les espèces répertoriées sont exprimées en nombre d'individus par 1000 m³. Or, les techniques acoustiques ne distinguent pas l'échelle spécifique. Pour obtenir une densité globale, les densités des pêches spécifiques ont donc été sommées pour obtenir une densité globale des individus. Puis, pour obtenir une vision d'ensemble, à savoir une densité moyenne pour l'ensemble de la colonne d'eau, les densités issues des pêches de fond et de surface ont été moyennées. Enfin, les densités acoustiques étant séparées par rive, les données par pêches ont également été séparées avec d'une part les données uniquement issues de la rive Médoc, et d'autre part, les données issues des stations de l'axe médian et de la rive Saintonge.

Un des objectifs de l'étude consistait à étudier les différences entre les observations effectuées aux deux fréquences de 70 et 120 kHz, en milieu estuarien. De même, nous avons aussi testé la différence d'abondance de poissons d'une rive à l'autre, soit entre Médoc et Saintonge, pour chacune des techniques d'échantillonnage. Enfin, dans une perspective de suivi de l'ichtyofaune, les données acoustiques ont été testées pour savoir si elles étaient cohérentes avec les résultats issues des pêches, à savoir si les dynamiques écologiques (variations inter- et intra-annuelles) suivaient les mêmes tendances.

4.2.2.2. Article soumis à Estuaries and Coasts

Monitoring fish populations by hydroacoustics in large estuarine ecosystems: convergence with other scientific surveys?

V. Samedy^{1,*}, M. Wach², J. Lobry¹, J. Selleslagh¹, M. Pierre¹, E. Josse³ and P. Boët¹.

1. Irstea, UR EPBX, 50 avenue de Verdun, 33612, Cestas Cedex, France

2. IRD, UMR EME/IMARPE, Esquina Gamarra y General Valle S/N Chucuito, Callao, Peru

3. IRD, UMR LEMAR, BP 70, 29280, Plouzané, France

*: corresponding author : valerie.samedy@irstea.fr

Abstract

Estuarine ecosystems are complex and highly variable natural environments. Because of this, effective assessment of fish densities in these areas poses a unique set of challenges. No one method can provide a reliable picture of fish populations by itself. It is therefore advisable to use a combination of different sampling techniques, an approach which can prove particularly effective in large estuaries. Hydroacoustic methods have proven to be effective tools for estimating fish densities in various aquatic habitats, and are increasingly used in shallow waters and estuaries. This technology has many advantages when compared with traditional sampling methods, notably the ability to obtain data at different at high spatio-temporal resolution, reduced need for manpower, and less physical impact on the environment. Complementing regular monitoring surveys, mobile acoustic surveys were carried out in the Gironde estuary between May 2010 and June 2012. Fish distributions were assessed by vertical echosounding on two frequencies (70 and 120 kHz). Data were then analysed to determine whether densities detected acoustically were consistent with the results of fish surveys carried out on the same temporal and spatial scales by traditional methods. There was a high correlation between the results of traditional surveys and those carried out using hydroacoustics. For both methods, the ecological dynamics (inter-annual variations and seasonal peaks) followed the same pattern. This comparative study demonstrates the advantages of using acoustic equipment alongside traditional approaches to fish sampling.

Key-words

Estuarine ecosystem; vertical acoustic; multi-frequency; fish density; Gironde estuary

1. Introduction

Estuarine and coastal areas provide many important goods and services to human societies, and are widely considered to be among the most productive and valuable aquatic areas in the world (McHugh 1967; Costanza et al. 1997). Estuaries fulfill a variety of essential ecological functions for the many fish groups dependent upon them (Marshall and Elliott 1998; Power et al. 2000; Elliott et al. 2007), especially juveniles (Beck et al. 2001): long-term residence and nursery grounds, overwintering areas, migration routes and reproduction zones (Elliott and Dewailly 1995; Elliott and Hemingway 2002). At the same time, climate change and anthropogenic disturbances can cause major ecological alterations within these ecosystems (Hénocque and Denis 2001; Hoegh-Guldberg and Bruno 2010). A sustainable management of estuarine ecosystem functions relies on a comprehensive description and understanding of community structure and ecological processes (Malavasi et al. 2004; Elliott and Whitfield 2011). For many years, the study of estuaries has been the “poor relation” in aquatic research (Elliott and McLusky 2002) due to their unpredictable nature. Because of this variability, describing estuarine environments through sampling calls for a great deal more effort than that required in other aquatic ecosystems (Caeiro et al. 2003). The significant seasonal and spatial fluctuations within habitats such as these (McLusky and Elliott 2004; Selleslagh et al. 2012) present a challenge when assessing the dynamics of biotic communities, as sampling needs to take into account these frequent changes (Mason and Brandt 1999). While there have been a large number of previous monitoring studies with both active and passive tools, the methods used are not universally applicable (Winfield et al. 2009). Although no sampling method is without its limitations (Jurvelius et al. 2011), the combined use of several different approaches (Emmrich et al. 2010; Kubečka et al. 2012; Selleslagh et al. 2012) that overlap in terms of selectivity provides a relevant picture of the composition and size of fish populations.

Hydroacoustics is an alternative or complementary method of studying fish populations (Thorne 1983) that has proved effective in estimating fish density in a wide variety of aquatic habitats (Simmonds and MacLennan 2005). Acoustic tools are increasingly used in shallow waters, especially in estuaries (Krumme and Saint-Paul 2003; Guillard et al. 2004; Boswell et al. 2007). They are a very useful way of observing the distribution and assessing the biomass of fish at large spatial and temporal scales in the majority of the water column, except areas immediately below the surface and just above the seabed (Simmonds and MacLennan 2005).

Using acoustic surveys, it is possible to track fish populations in areas where standard tools would be ineffective, while using a minimum of time and manpower (Mehner and Schulz 2002). One of the main arguments in favour of using hydroacoustics is that it minimises any potential impact on the ecosystem, and fish are not harmed. The use of hydroacoustic tools, combined with traditional fishing equipment, is generally recommended where there is a need to estimate fish density (Kubečka et al. 2012). Many earlier studies have involved combining these different methods and comparing the results (Boswell and Wilson 2004; Coll et al. 2007; Emmrich et al. 2012; Guillard et al. 2012). In the Gironde estuary, many different methods have been used to monitor fish populations (Taverny et al. 2002; Lobry et al. 2006; Acolas et al. 2011; Béguer et al. 2012; Selleslagh et al. 2012). To provide a better description of spatio-temporal fish distribution, acoustic surveys were conducted in the mesohaline part of the Gironde estuary between 2010 and 2012. Initial methodological analyses (Samedy et al. in

press) showed that mobile vertical acoustic sampling was effective in providing a comprehensive picture of fish dynamics in relation to environmental changes. The purpose of this study was to test the relevance of acoustic monitoring data in the Gironde estuary by comparing them to data obtained through traditional methods.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The Gironde estuary is located in southwest France (Fig. 1). Covering an area of over 625 km² at high tide, with a semi-diurnal tidal regime, the Gironde estuary is the largest macrotidal estuary in western Europe (Etcheber et al. 2011). It is characterised by a high concentration of suspended matter (SPM > 500 mg.L⁻¹) (Sautour and Castel 1995). Hydrodynamic conditions in the area are extremely changeable due to the combined inflows of the sea and tributary rivers, which result in strong temperature and salinity gradients (Selleslagh et al. 2012). This, combined with a low degree of vertical stratification caused by extensive tidal mixing (Allen 1972) means that the water column is more or less homogenous. While its ecosystem is subject to strong anthropogenic pressures (Lobry et al. 2003) due to its position within the drainage basin, the Gironde estuary still supports a large number of fish and benthic species, and is known as an amphihaline migration route. Seventy-five different types of fish have been recorded in the area, and it is one of the few estuaries to have over ten diadromous species (Lobry et al. 2003). The Gironde stands out among other estuaries in Europe, because it has been the subject of scientific studies for many years. This has made it a reference site in a great number of fields, and over three decades of biological data make it especially interesting from a fish monitoring point of view.

The study area was located in the central part of the estuary, where the water was “well mixed”, thus providing a fair representation of all the biological components present in the area. The zone studied consists of two main channels, separated by a succession of sand banks. The narrower channel along the left shore is the Médoc channel, whose muddy bottom has been extensively dredged due to its status as a busy shipping route. The wider channel, called the Saintonge channel, varies in depth from four to ten meters.

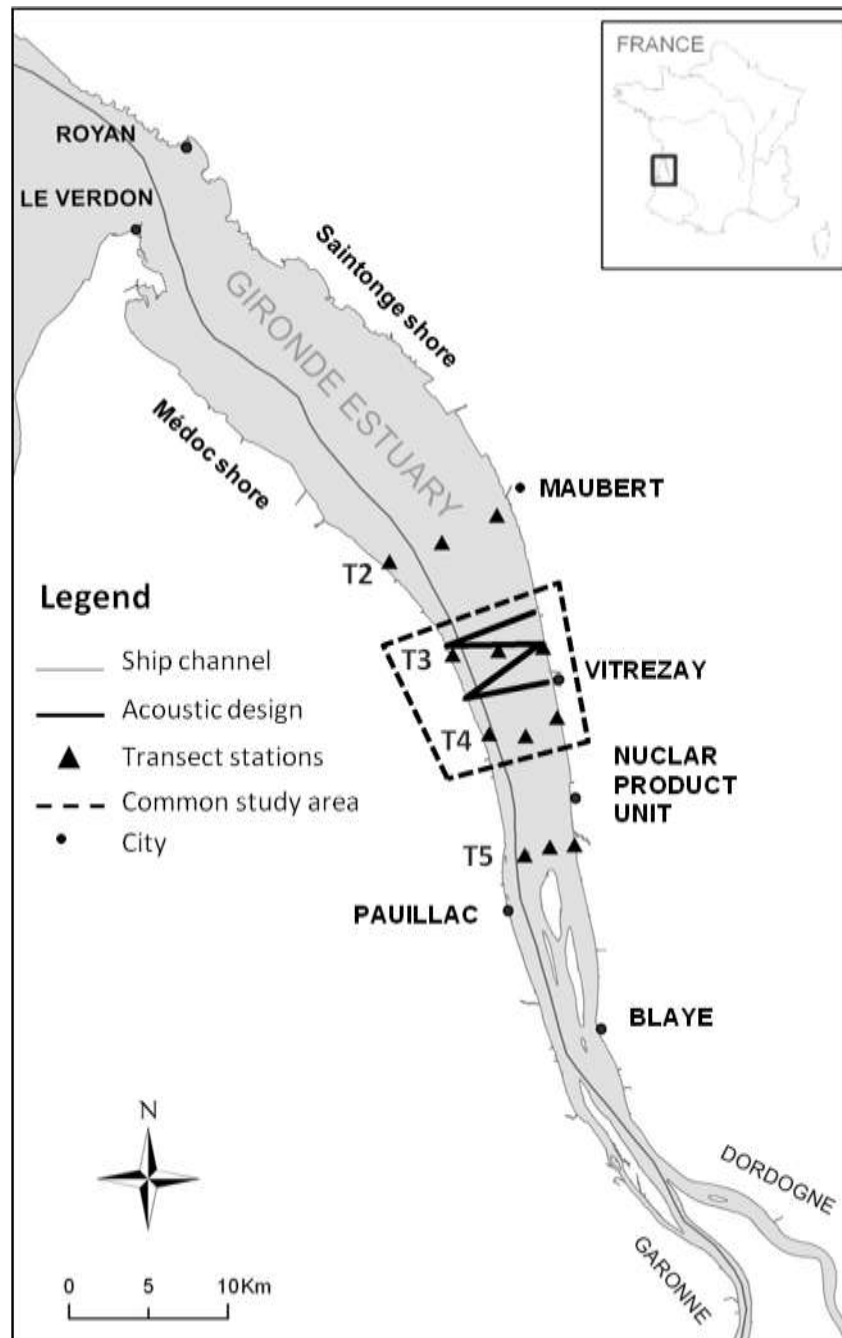


Figure 1 : The study area in the Gironde estuary with different sites of monitoring

2.2. Acoustic surveys

Fifteen Gironde Acoustic Fish surveys (GAFs) were performed between May 2010 and June 2012, using a small boat with a shallow draught. Each survey was carried out under identical conditions, i.e. around high tide, to obtain the greatest range of depths, during the hours of daylight, and against the current, enabling us to sample a greater volume of water (Samedy et al. in press). The equipment used was a Simrad EK60 split-beam echosounder controlled by the Simrad ER60 software (version 2.2.0). Two frequencies (70 kHz and 120 kHz) operated simultaneously during each survey. Transducers were fixed to the side of the boat, 0.50 m below the surface and vertically oriented (total beam angle of 7° at -3 dB). Although the use

of a horizontal approach is advocated in shallow waters, we decided to opt for vertical emissions, in order to optimise the information. The pulse duration was 256 μs , emitting 4 pulses per second, with power set at 100 W. The whole system was supplied by a 12 V battery. Each transducer was calibrated once per year, using standard targets (Foote et al. 1987) and checked for consistency before each survey.

The sampling scheme was based on a mobile strategy with a zigzag design (Simmonds and MacLennan 2005; Samedy et al. in press) from one shore of the estuary to the other. The total distance of one sampling session was around 40 km (there and back) during which data were continuously recorded. Two zigzags ($ZZ = 1 \text{ zig} + 1 \text{ zag}$) were performed during the flood tide in a downstream direction, at a speed of 9 km.h^{-1} , for a period of two hours until the tide slackened. The same sampling was then repeated in the opposite direction for a further two hours during the ebb tide, so as to continue sampling in an upstream direction. We separated each “zig or zag” into two parts, one relating to the Saintonge channel and the other to the Médoc channel.

Two principal metrics were recorded: (1) the backscattering strength of surface (s_a) which is a proxy of fish density and expressed in $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ and (2) the Target Strength (TS) which is a number indicating the size of the echo (in dB) (MacLennan et al. 2002). In this study, Sonar 5-Pro post-processing software was used, with -60 dB applied as the lower threshold. TS distributions can be roughly compare to size distributions according to Love’s equation (Love 1971):

$$TS = m \log L + m_f \log f + b,$$

where L is the fish length (cm), f is the frequency (kHz) and m , m_f and b are constants.

TS were grouped into three acoustic classes: small [-70 dB, -60 dB[, medium [-60 dB, -50 dB[and large [-50 dB, -30 dB[which are assumed to correspond to 3 size classes, so as to obtain the proportion of fish in each size classification, referred to hereafter as small, medium and large fish. In the rest of the paper, the term ‘acoustic fish densities’ refers to s_a values, and ‘acoustic fish sizes’ means TS values.

2.3. Fish surveys

The biological data came from “Transect” surveys, which were set up by the French Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (Irstea) in 1979 using a small research vessel (12m catamaran). Undertaken on a monthly basis, these surveys studied small fish, the early stages of larger fish species (Lobry et al. 2003), and shrimps (Béguier et al. 2012), in the Gironde estuary. The fish sampling was divided into four transects (T2, T3, T4 and T5) between Pauillac and Maubert (Fig. 1), where each transect is composed of three stations, one close to each shore (Médoc and Saintonge shores) and one on the median axis of the estuary (Lobry et al. 2003). At each station, fishing was carried out near the surface and near the bottom during the day-time, between the mid-flood tide and the slack of high tide, against the current and at low speed, and lasted between 5 and 7 min. The surface sampling was performed using two rectangular frame nets ($4.0 \times 1.0 \text{ m}$) fitted to both sides of the boat. The subconical nets had a stretched mesh size of 18 mm in the main section and 1 mm in the

terminal section. For the bottom samples, an Agassiz trawl was used with a 2.0 x 1.2 m frame, kept 0.2 m above the bed by runners. The net meshes were identical to those used for surface samplings. A flowmeter (General Oceanics) was fixed at the opening of each net to calculate the volume of water filtered during each sampling. For each sample, abundances of fish and shrimp species are expressed per unit of sampling effort and estimated in number of individuals per 1000 m³ of filtered water. Values of fish densities calculated from Transect surveys shall hereafter be referred to as scientific CPUE or the term ‘Transect fish densities’.

2.4. Data selection

The considered dataset is the result of our own acoustic investigations and Transect surveys. This study did not use all information of each survey but made use of existing common data. Both surveys were conducted monthly, during the same week, in order to sample in similar environmental conditions (tidal coefficient, temperature, neap tide, etc.). Surveys were only carried out during daylight hours. To be under the closest conditions, we selected only the first part of acoustic sampling in order to use data from the mid-flood tide to the slack of high tide. In order to observe in the same spatial window, only Transect fish densities from the T3 and T4 transects were used (Fig.1). As acoustic fish data were recorded in the whole water column, Transect fish data from the surface and bottom samples of each station were averaged. In addition, the values from the median axis and the Saintonge shore were averaged, called ‘Saintonge channel’, to match acoustic data and to compare both on a spatial level. Finally, biological data covering the same period of acoustic samplings, from May 2010 to June 2012, were used. By combining both surveys, 15 pairs of points were obtained (Table 1).

Table 1: Summary of acoustic and fish surveys.

	Acoustic surveys	Fish surveys
2010	5 months : May, June, July, Oct., Nov.	8 months : May to Dec.
2011	7 months : Feb., Mar., April, May, June, July, Oct.	12 months : January to Dec.
2012	3 months : February, April, June	6 months : January to June
Common months	May2010, Jun.2010, Jul.2010, Oct.2010, Nov.2010; Feb.2011, Mar.2011, Apr.2011, May2011, Jun.2011, Jul.2011, Oct. 2011; Feb. 2012; Apr. 2012, Jun. 2012	

2.5. Statistical analysis

Due to the non-normality of the data, non-parametric tests were used. Two preliminary assumptions were tested using Mann-Whitney’s U test (also known as the Wilcoxon Rank sum test), for each method, independently of each other in order to limit the bias within each method. We first tested to see if there was a difference in computed acoustic densities between frequencies (70 and 120 kHz). We then checked whether densities (acoustic or Transect fish densities) were significantly different between both channels (Saintonge and Médoc). Next, we looked for a correlation between acoustic and transect density metrics using the Spearman rank correlation. The alpha level was set at a standard level of 5% for all statistical tests. Analyses were performed with the R software (R Development Core Team 2008).

3. Results

3.1. Difference between frequencies

While a higher peak of density was observed in June 2011 with 70 kHz frequency (Fig. 2a), the evolution of acoustic fish densities showed no significant difference between 70kHz and 120 kHz (Mann-Whitney’s U test, $p > 0.05$, $U = 61$).

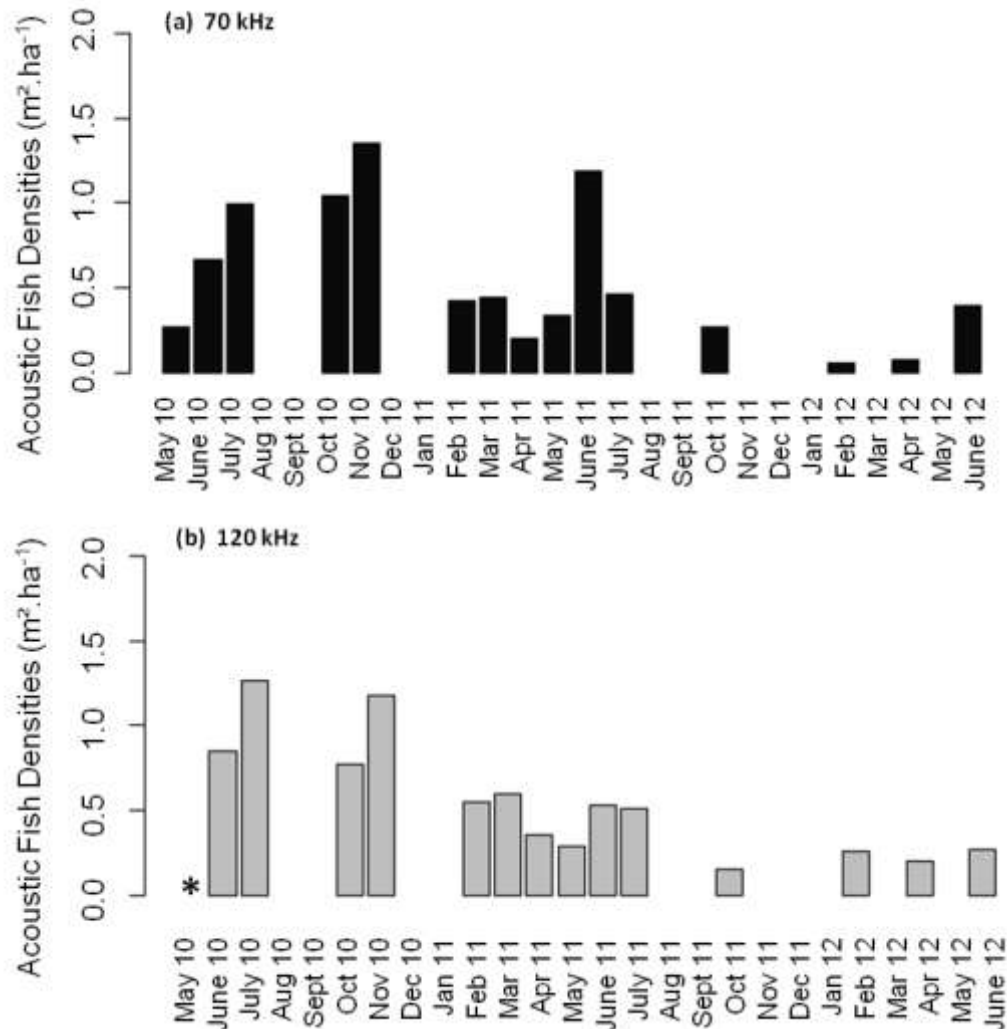


Figure 2: Evolution of acoustic densities by frequencies (a) 70 kHz and (b) 120 kHz, from May 2010 to June 2012 (* data are no available).

When we compared the averaged acoustic fish densities between 70 and 120 kHz, the annual values were similar in both cases, whichever year was being examined (Table 2). Therefore, only results from acoustic data in 120 kHz feature in the following sections, as this frequency is the most widely used in literature, and works well for fish with no swim bladder (MacLennan et al. 2002; Guillard et al. 2004; Jech and Michaels 2007; Godlewska et al. 2009).

Table 2: Mean (\pm standard deviation) annual fish densities (from acoustic and Transect surveys) for 2010, 2011 and 2012.

	Acoustic 70 kHz (m ² .ha ⁻¹)	Acoustic 120 kHz (m ² .ha ⁻¹)	Transect (ind.1000 m ⁻³)
2010	0.86 (\pm 0.41)	1.02 (\pm 0.24)	266.42 (\pm 153.73)
2011	0.47 (\pm 0.33)	0.43 (\pm 0.17)	101.10 (\pm 31.91)
2012	0.17 (\pm 0.19)	0.24 (\pm 0.04)	51.02 (\pm 32.80)

3.2. Difference between channels

Neither acoustic nor Transect fish densities differed significantly between the Médoc and Saintonge shores (Mann-Whitney’s U test, $p > 0.05$, $U = 254$; $p > 0.05$, $U = 100$, for Transect and acoustic fish data respectively) (Fig. 3).

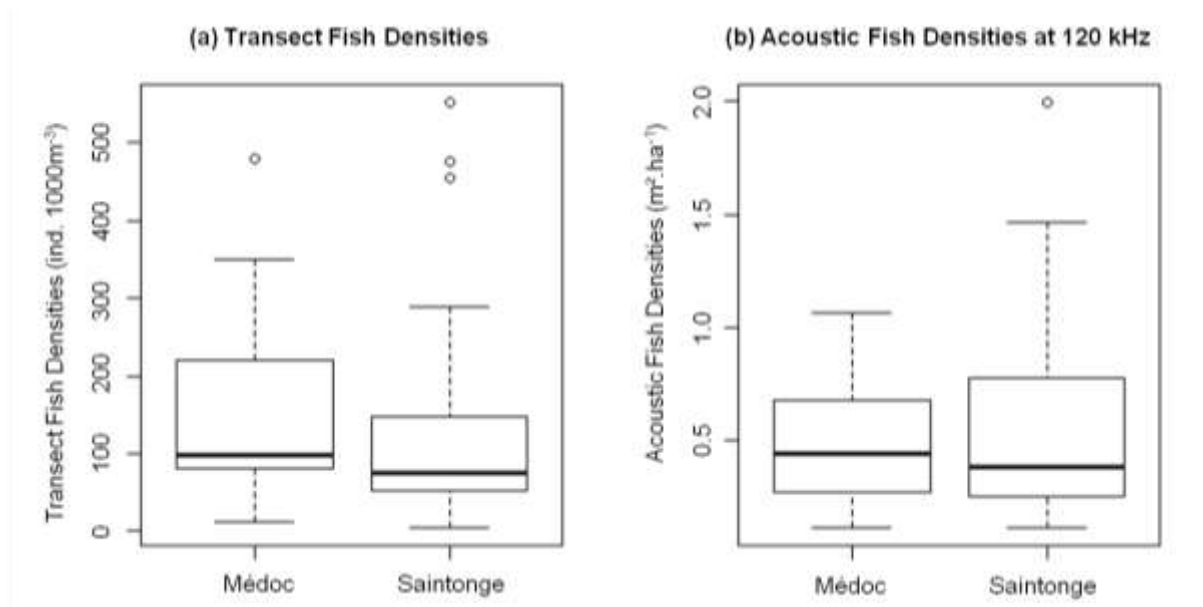


Figure 3: Comparison of density distribution (median) between shores (Médoc and Saintonge). Data from (a) Transect surveys, and (b) Acoustic surveys at 120 kHz.

All medians observed for each sampling technique fell into the same range of values. For Transect fish densities, the Médoc median (98.33 (\pm 110.26) ind.1000m⁻³) is slightly higher than that of Saintonge (75.59 (\pm 146.21) ind.1000m⁻³). The same is true for acoustic fish densities at 120 kHz (0.44 (\pm 0.29) m².ha⁻¹ vs 0.38 (\pm 0.54) m².ha⁻¹). Based on these data, we considered that densities were distributed fairly evenly across the transversal axis.

Therefore, considering that as there is no significant difference in Transect or Acoustic fish data between channels, an average density was calculated in order to obtain a global density for each technique in our study area.

3.3. Consistency between Transect and Acoustic fish data

Fish densities (Transect and Acoustic) varied from one month to another. However, overall, variations seemed to follow the same pattern for both years for both protocols (Fig. 4). The largest Transect fish densities were recorded in September 2010 (552 ind.1000m⁻³), February 2011 (247 ind.1000m⁻³) and September 2011 (131 ind.1000m⁻³). Where acoustic equipment was used, the highest densities were recorded in summertime (1.26 m².ha⁻¹ in July 2010 and 0.53. m².ha⁻¹ in June 2011) and in Autumn 2010 (1.18 m².ha⁻¹ in November). In 2011, annual densities were half those recorded in 2010. Both techniques returned this last result (Table 2).

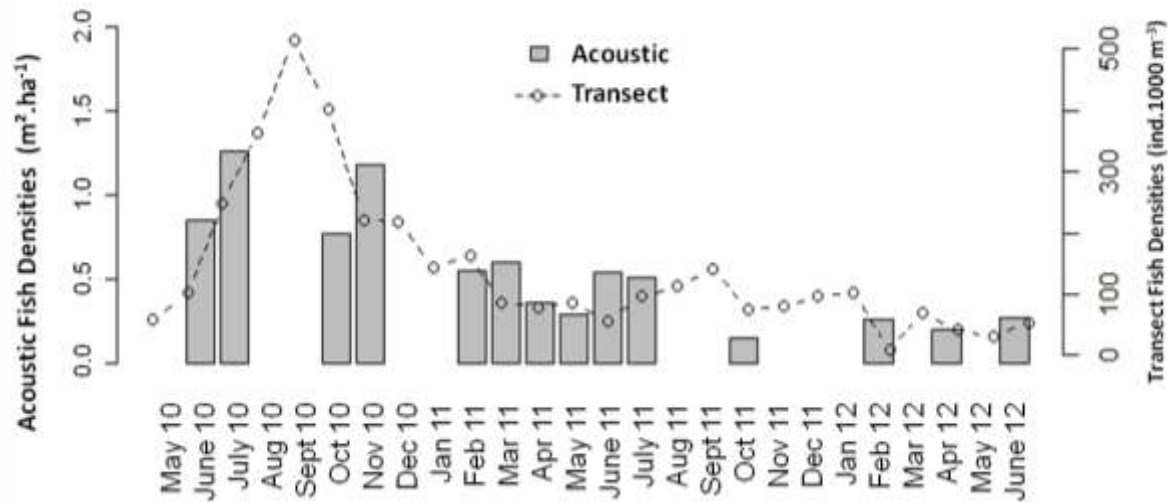


Figure 4: Temporal variation of densities estimated by acoustic and Transect surveys.

A highly significant positive correlation (Fig. 5) between Transect and acoustic densities was observed (Spearman rank correlation: rho =0.85, p <0.05) throughout the study period.

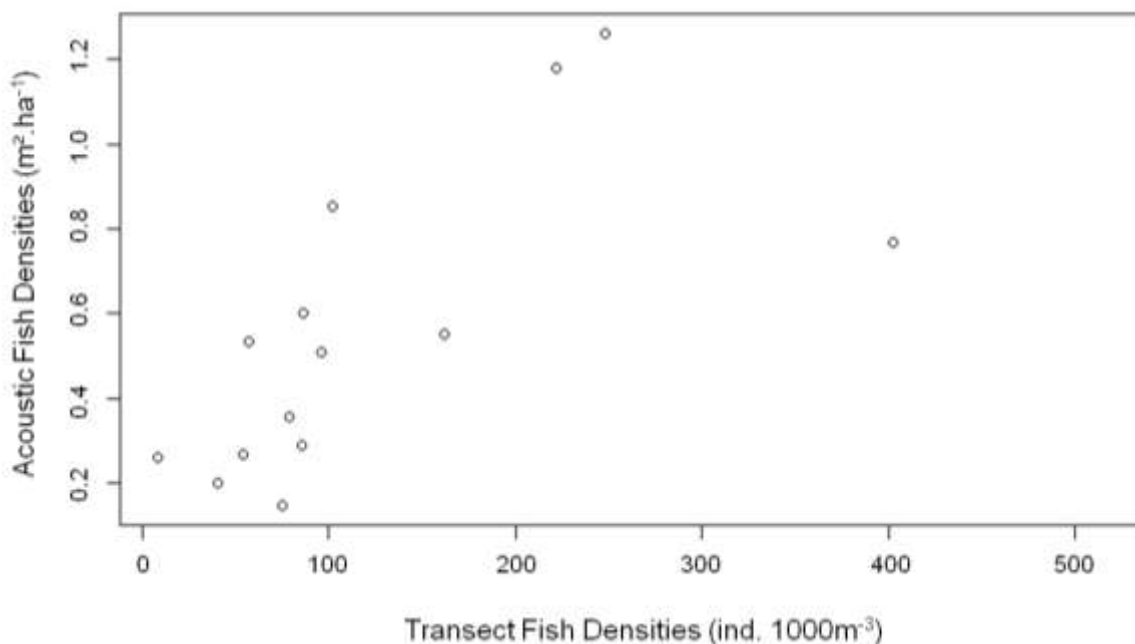


Figure 5: Plot relation between acoustic and Transect surveys.

3.4. Progression of size distribution

The number of fish classed as “small” significantly outnumbered that of “large” targets (Fig.6), representing around 80% of the total in 2010. Larger targets were rarely observed. The only time these were found to be present was late winter or early spring (2.26% in March 2011 and 1.45% in February 2012). By July 2011, the trend had moved towards a more balanced proportion of small and medium targets (% small = 55.52; % medium = 43.58). According to Love’s equation, these mean values show that most of the fish in the estuary measured only a few centimetres in length.

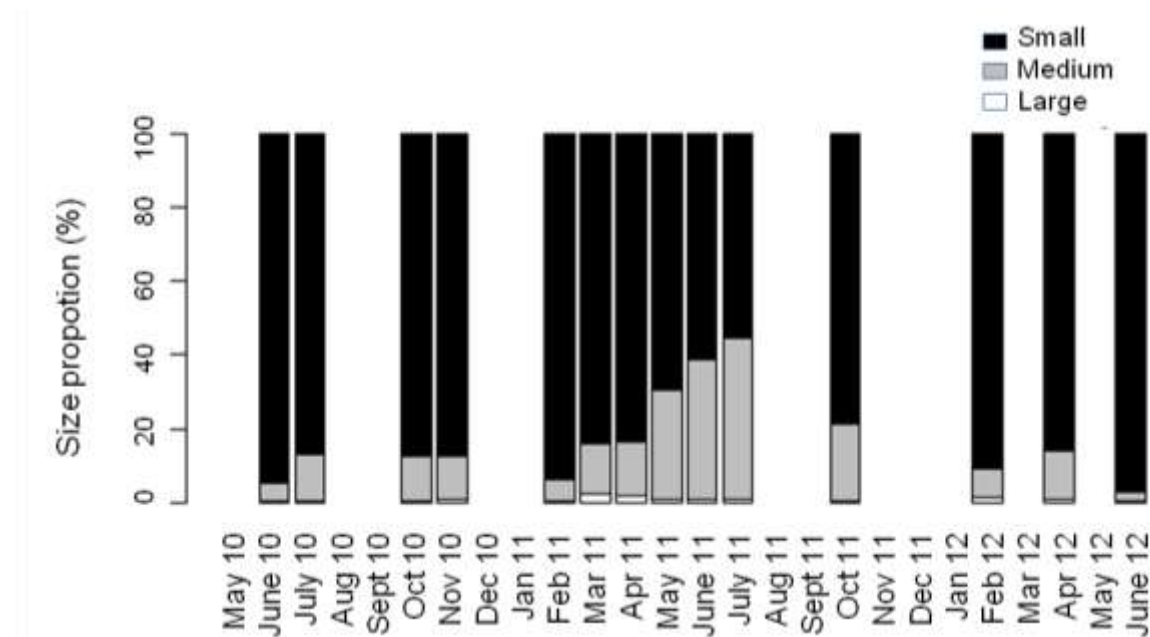


Figure 6: Monthly TS frequency distributions per three size classes.

4. Discussion

Studying fish in dynamic coastal and estuarine ecosystems such as the Gironde calls for a distinct approach to the quantification of biomass and fish assemblages (Mason and Brandt 1999; Cury et al. 2008). Rigorous sampling is often required in estuaries in order to obtain an accurate representation of the ecosystem, but efficient monitoring tools are often difficult to implement. Such tools are necessary in detecting events taking place over a year-long period. They are also used to study variations considering both across a year, and between different years. The development of active sampling methods is important for covering large sampling areas, and improving our ability to provide a realistic picture of fish stocks (Kubečka et al. 2012).

Fishing techniques mainly provide information on the composition and size of fish (Godo 1998) and have been widely used in fish monitoring due to their simplicity and versatility. However, these methods can also be expensive, and have a negative effect on natural environments. They are also largely unsuitable for use in some areas, such as shallow water. Regarding traditional sampling tools, fish may not behave naturally (e.g. avoiding being caught) (Chopin and Arimoto 1995; Walsh and Godo 2003) making it impossible to obtain a clear picture of their density in a given area. In addition to this, in a highly fluctuating habitat,

it can become necessary to replicate sampling many times over (Rotherham et al. 2007). Another issue is that the majority of sampling equipment is geared towards a particular range of fish sizes, and targets a specific section of the water column. In contrast, acoustic surveys have become well established as a useful technique in fishery research (Simmonds and MacLennan 2005) and are more and more recommended (Koslow 2009; Trenkel et al. 2011) in fish population monitoring. While a long time series of experimental fishing and/or direct observations on fish biology is often necessary to interpret ecological data (Coll et al. 2007), there are multiple advantages to using hydroacoustics. There are reduced costs (except for the initial outlay to purchase equipment), data can be acquired quickly, and a broad picture of ecological communities can be established by non-destructive means (Boswell et al. 2007). This technique allows estimates of spatio-temporal distribution and size frequency to be made almost instantly. No single sampling method can perfectly describe the fish community, as both hydroacoustics and traditional approaches are selective, and provide only indices of fish abundance (Frear 2002).

Combining information from different sources is the greatest challenge for research (Godo 1998). Without taxonomic distinction, acoustic sampling generally needs to be conducted in parallel with traditional fish sampling methods. While the use of fishing gear integrates targets from a small area (considered as point samples), hydroacoustics rapidly integrates abundance over a larger area, using continuously recorded data. The benefits of combining various different techniques have been highlighted (Godlewska et al. 2009; Boswell et al. 2010). Indeed, methods represent two “true” but different pictures of the target stock or ecosystem, like pictures of an object from different angles (Kubečka et al. 2012). Although the techniques differ significantly in terms of equipment, costs, and manpower requirements, the concomitant use of acoustic and other direct sampling methods has been extensively tested in a wide variety of ecosystems (Hansson and Rudstam 1995; Emmrich et al. 2012; Guillard et al. 2012). However, it has been applied to large estuarine environments in only a handful of other studies. Using the Gironde estuary as a case study, this paper has demonstrated that using traditional sampling methods coupled with hydroacoustics is an effective way to study fish populations. By combining biological information with the results of acoustic scans at the same temporal and spatial scales, it is possible to obtain reliable data on the distribution and organisation of large estuarine fish communities. Building on previous recommendations made by Samedy et al. (in press), this study also brought a range of technical and methodological issues into play. Firstly, while hydroacoustics is effective in estimating biomass and fish size, we still used s_a and TS metrics as density and size proxies, in order to avoid any uncertainty stemming from conversion methods (Godlewska et al. 2009).

In shallow water environments, the acoustic detection of fish can be difficult due to the potential adverse effects of surface bubbles, the small volumes being sampled, and blind zones near to the surface and river bed (Thorne 1998; Mulligan 2000). To counter this, horizontal beaming has been recommended by several authors (Hughes 1998; Knudsen and Sægrov 2002). However, horizontal beaming has many practical problems in estuarine environments that do not occur in vertical sampling (Simmonds and MacLennan 2005), especially in windy conditions. Even though horizontal sounding samples a greater volume of water, it is still not exhaustive (Guillard et al. 2004) and vertical samples have also produced

good-quality results in the Gironde estuary (Samedy et al. in press). As is common practice in fishery acoustics (Godlewska et al. 2009), measurements were performed at 70 and 120 kHz. Although echosounders can operate simultaneously, they do not detect organisms in the same way at different frequencies (Simmonds and MacLennan 2005). However, our results revealed no significant difference in fish densities between both frequencies, suggesting that both frequencies can be equally effective in an estuarine setting (Guillard et al. 2004; Coll et al. 2007; Godlewska et al. 2009; Guillard et al. 2012). Nevertheless, in studies where a finer description of fish assemblages is necessary, the multi-frequential approach becomes, at least in part, a relevant alternative to cope with the problems of fish identification (Jech and Michaels 2007; Korneliussen et al. 2008). In certain cases, it allows different species of fish to be identified, or fish to be distinguished from other organisms (Horne 2000; Knudsen and Sægrov 2002; Korneliussen et al. 2009; Stanton 2012).

The spatial distribution of fish densities was tested with both methods, from one shore to another, during the same sampling time frame. No significant difference was observed between shores, which can probably be explained by harsh hydrodynamic condition in the area, leading to extensive mixing in the water column from riverine flows and marine intrusions (Allen 1972; Etcheber et al. 2011). The natural environment of the study site meant that there was a strong vertical and lateral homogeneity. Because of this, it was considered that fish densities were equally distributed up and down the water column, as well as from one side of the estuary to the other. We were therefore able to average out combined values from each Transect station, as well as calculating mean figures for the Saintonge and Médoc channels, regardless of which method was used. This allowed us to smooth out the results, giving a parsimonious picture of the study area. Given the amount of precautions taken during the study, we consider that the hydroacoustic data obtained were consistent enough to be compared with biological data from traditional surveys.

Acoustic data can be compared with that generated by other sampling methods in a similar spatial context (Stanton 2012). In our study, there was found to be a strong correlation between fish densities established using Transect and acoustic approaches. There was also a significant similarity in the seasonal patterns observed when using these two methods. Peaks of density would seem to be linked to fish behaviour within the estuary, and appears to coincide with the greatest abundance of dominant organisms found in the Gironde in Summer and Autumn (white shrimp: *Palaemon spp*, brown shrimp: *Crangon crangon*, goby: *Pomatoschistus spp*, mullet: *Liza ramada*, and anchovy: *Engraulis encrasicolus*) (Lobry et al. 2006; Selleslagh et al. 2012). Seasonal fluctuations in fish density in temperate regions have previously been linked to changes in environmental parameters (temperature and salinity among others) (Maes et al. 1998; Marshall and Elliott 1998; Lazzari et al. 1999; Selleslagh and Amara 2008). Moreover, a drought period was observed in 2011, where the river flows have been reduced by half ($m_{2010} = 777.79 (\pm 353.39) \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ and $m_{2011} = 475.94 (\pm 228.91) \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, data from the Bordeaux Harbour Authority) that could explain the changes of densities. Our results reflected the ecological dynamics of fish populations. For June 2010, the peak of small fish targets can be connected with the colonization. In 2011, the recruitment period seems to take place earlier in the part of the estuary studied, with an increase in small fish beginning in February. The evolution in the size of fish recorded could then be attributed

to growth. Furthermore, our acoustic results showed that estuarine fauna densities was considerably lower in 2011 than in 2010, with a median density decreasing by half in 2011 compared with 2010. This observation is consistent with biological surveys, which note a general decline in the densities of resident fish for this same year. In fact, an extremely small biomass, e.g. gobies, was also recorded in 2011. On a more general note, density fluctuations have become faster and more pronounced since the early 2000s, with rapid alternations between minima and maxima over several years (Girardin and Castelnaud 2012). Such modifications have also been observed in other large estuaries (Neira et al. 1992; Cabral et al. 2001; Hagan and Able 2003). This suggests that acoustic programs are reliable and relevant for monitoring year-on-year fluctuations, as well as the long-term evolution of fish communities.

Sustainable management depends on a high level of knowledge and, most importantly, reliable monitoring of fish populations through scientific surveys (Godo 1998). Therefore, ecosystem-based fisheries management has been widely promoted (Trenkel et al. 2011). Hydroacoustics allows the monitoring of entire communities, and leans towards a more ecosystemic approach (Demer et al. 2009). In this study, the relevance of using hydroacoustics to monitor fish density and dynamics in large estuarine ecosystems was demonstrated in the Gironde. In particular, the results of our study highlighted that both traditional monitoring systems and hydroacoustic approaches indicated consistent fish density patterns, both throughout a year-long period and from one year to another. Combined surveys may offer extended complementary information by balancing their particular drawbacks (Emmrich et al. 2010). By defining a standard and robust protocol, hydroacoustic methods could be extended to finer scales, and may lead to the definition of acoustic-based metrics. These would complement fish-based indicators, such as those laid down in the European Water Framework Directive (e.g. the Estuarine and Lagoon Fish Index already established for assessing the ecological status of French estuaries (Delpech et al. 2010)).

5. Acknowledgements

This study was supported by Irstea (previously Cemagref) and the CPER “Estuaire” project with the support of Fond Européen FEDER and the Aquitaine region. The authors would like to thank all those who carried out the sampling surveys, especially Romaric Le Barh, Aymeric Guibert, Julien Dublon, Vincent Bouju, Nicolas Delorme, or gave helpful advice. We also thank James Emery for his English proofreading assistance.

6. References

- Acolas, M. L., G. Castelnaud, M. Lepage and E. Rochard. 2011. Biological Cycles and Migrations of *Acipenser sturio*. In *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio L. 1758*, eds. Williot, P., E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum & J. Gessner, 147-152. Springer Berlin Heidelberg.
- Allen, G. P. 1972 Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de Doctorat Sciences. Bordeaux Université,
- Beck, M. W., K. L. Heck, K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino, T. J. Minello, R. J. Orth, P. F. Sheridan and M. R.

- Weinstein. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51 (8): 633-641.
- Béguier, M., J. Bergé, C. Gardia-Parège, L. Beaulaton, G. Castelnaud, M. Girardin and P. Boët. 2012. Long-Term Changes in Population Dynamics of the Shrimp *Palaemon longirostris* in the Gironde Estuary. *Estuaries and Coasts*, 35 (4): 1082-1099.
- Boswell, K., M. Wilson and C. Wilson. 2007. Hydroacoustics as a tool for assessing fish biomass and size distribution associated with discrete shallow water estuarine habitats in Louisiana. *Estuaries and Coasts*, 30 (4): 607-617.
- Boswell, K., M. Wilson, P. MacRae, C. Wilson and J. Cowan, Jr. 2010. Seasonal Estimates of Fish Biomass and Length Distributions Using Acoustics and Traditional Nets to Identify Estuarine Habitat Preferences in Barataria Bay, Louisiana. *Marine and Coastal Fisheries*, 2 (1): 83.
- Boswell, K. M. and C. A. Wilson. 2004. Comparison of hydroacoustic surveys to traditional trawl methods for determining nekton biomass in a Louisiana estuary. Ft Pierce: Gulf Caribbean Fisheries Inst Gcfi.
- Cabral, H. N., M. J. Costa and J. P. Salgado. 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research*, 18 (1-2): 119-126.
- Caeiro, S., M. Painho, P. Goovaerts, H. Costa and S. Sousa. 2003. Spatial sampling design for sediment quality assessment in estuaries. *Environmental Modelling & Software*, 18 (10): 853-859.
- Chopin, F. S. and T. Arimoto. 1995. The condition of fish escaping from fishing gears-a review. *Fisheries Research*, 21 (3-4): 315-327.
- Coll, C., L. T. d. Morais, R. Laë, A. Lebourges-Dhaussey, M. Simier, J. Guillard, E. Josse, J.-M. Ecoutin, J.-J. Albaret, J. Raffray and J. Kantoussan. 2007. Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes. *Fisheries Research*, 83 (2-3): 306-318.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260.
- Cury, P. M., Y.-J. Shin, B. Planque, J. M. Durant, J.-M. Fromentin, S. Kramer-Schadt, N. C. Stenseth, M. Travers and V. Grimm. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 23 (6): 338-346.
- Delpech, C., A. Courrat, S. Pasquaud, J. Lobry, O. Le Pape, D. Nicolas, P. Boët, M. Girardin and M. Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (6): 908-918.
- Demer, D. A., R. J. Kloser, D. N. MacLennan and E. Ona. 2009. An introduction to the proceedings and a synthesis of the 2008 ICES Symposium on the Ecosystem Approach with Fisheries Acoustics and Complementary Technologies (SEAFACETS). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (6): 961-965.
- Elliott, M. and F. Dewailly. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29 (2-3): 397-417.
- Elliott, M. and K. Hemingway. 2002. Fishes in estuaries. *Fishes in estuaries*.
- Elliott, M. and D. S. McLusky. 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55 (6): 815-827.
- Elliott, M. and A. K. Whitfield. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94 (4): 306-314.

- Elliott, M., A. K. Whitfield, I. C. Potter, S. J. M. Blaber, D. P. Cyrus, F. G. Nordlie and T. D. Harrison. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8 (3): 241-268.
- Emmrich, M., I. P. Helland, S. Busch, S. Schiller and T. Mehner. 2010. Hydroacoustic estimates of fish densities in comparison with stratified pelagic trawl sampling in two deep, coregonid-dominated lakes. *Fisheries Research*, 105 (3): 178-186.
- Emmrich, M., I. J. Winfield, J. Guillard, A. Rustadbakken, C. Vergès, P. Volta, E. Jeppesen, T. L. Lauridsen, S. Brucet, K. Holmgren, C. Argillier and T. Mehner. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology*, 57 (12): 2436-2448.
- Etcheber, H., S. Schmidt, A. Sottolichio, E. Maneux, G. Chabaux, J. M. Escalier, H. Wennekes, H. Derriennic, M. Schmeltz, L. Quémener, M. Repecaud, P. Woerther and P. Castaing. 2011. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15 (3): 831-840.
- Foote, K., H. Knudsen, G. Vestnes, D. MacLennan and E. Simmonds. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. 144: 1-70.
- Frear, P. A. 2002. Hydroacoustic target strength validation using angling creel census data. *Fisheries Management and Ecology*, 9 (6): 343-350.
- Girardin, M. and G. Castelnaud. 2012. . Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - Suivi des captures 2011 - Étude de la faune circulante 2011. Rapport pour EDF CNPE du Blayais, Irstea, groupement de Bordeaux, Cestas. Étude n° 148, 246 p.
- Godlewska, M., M. Colon, L. Doroszczyk, B. Dlugoszewski, C. Verges and J. Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research*, 96 (1): 11-16.
- Godo, O. R. 1998. What can technology offer the future fisheries-possibilities for obtaining better estimates of stock abundance by direct observations. *Journal of Northwest Atlantic fishery science*, 23: 105-131.
- Guillard, J., J. J. Albaret, M. Simier, I. Sow, J. Raffray and L. T. de Morais. 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: Moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources*, 17 (1): 47-55.
- Guillard, J., M. Simier, J. J. Albaret, J. Raffray, I. Sow and L. Tito de Morais. 2012. Fish biomass estimates along estuaries: A comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107 (0): 105-111.
- Hagan, S. M. and K. W. Able. 2003. Seasonal changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56 (1): 15-29.
- Hansson, S. and L. G. Rudstam. 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52 (1): 75-83.
- Hénocque, Y. and J. Denis. 2001 *A Methodological Guide: Steps and Tools Towards Integrated Coastal Area Management. Manuals and guides. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris*
- Hoegh-Guldberg, O. and J. F. Bruno. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328 (5985): 1523-1528.
- Horne, J. K. 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*, 9 (4): 356-371.
- Hughes, S. 1998. A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 91-97.

- Jech, J. M. and W. L. Michaels. 2007. A multifrequency method to classify and evaluate fisheries acoustics data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 (2): 386.
- Jurvelius, J., I. Kolari and A. Leskelä. 2011. Quality and status of fish stocks in lakes: gillnetting, seining, trawling and hydroacoustics as sampling methods. *Hydrobiologia*, 660 (1): 29-36.
- Knudsen, F. R. and H. Sægrov. 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research*, 56 (2): 205-211.
- Korneliussen, R. J., Y. Heggelund, I. K. Eliassen and G. O. Johansen. 2009. Acoustic species identification of schooling fish. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (6): 1111-1118.
- Korneliussen, R. J., N. Diner, E. Ona, L. Berger and P. G. Fernandes. 2008. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65 (6): 982-994.
- Koslow, J. A. 2009. The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (6): 966-973.
- Krumme, U. and U. Saint-Paul. 2003. Observations of fish migration in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil using a 200-kHz split-beam sonar. *Aquatic Living Resources*, 16 (3): 175-184.
- Kubečka, J., O. R. Godø, P. Hickley, M. Prchalová, M. Říha, L. Rudstam and R. Welcomme. 2012. Fish sampling with active methods. *Fisheries Research*, 123–124 (0): 1-3.
- Lazzari, M., S. Sherman, C. Brown, J. King, B. Joule, S. Chenoweth and R. Langton. 1999. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. *Estuaries*, 22 (3): 636-647.
- Lobry, J., M. Lepage and E. Rochard. 2006. From seasonal patterns to a reference situation in an estuarine environment: Example of the small fish and shrimp fauna of the Gironde estuary (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70 (1–2): 239-250.
- Lobry, J., L. Mourand, E. Rochard and P. Elie. 2003. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. *Aquatic Living Resources*, 16 (02): 47-58.
- Love, R. H. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish : Love, R.H., Vol 49, No 3, Part 2 (March 1971) pp 816–823. *Ultrasonics*, 9 (4): 245.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59 (2): 365-369.
- Maes, J., A. Taillieu, P. A. Van Damme, K. Cottenie and F. Ollevier. 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47 (2): 143-151.
- Malavasi, S., R. Fiorin, A. Franco, P. Franzoi, A. Granzotto, F. Riccato and D. Mainardi. 2004. Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems*, 51 (1–4): 19-31.
- Marshall, S. and M. Elliott. 1998. Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46 (2): 175-184.
- Mason, D. M. and S. B. Brandt. 1999. Space, time, and scale: new perspectives in fish ecology and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 (S1): 1-3.
- McHugh, J. L. 1967. Estuarine nekton. *Estuaries*, 83: 581-620.
- McLusky, D. S. and M. Elliott. 2004. *The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management*. USA: Oxford University Press.
- Mehner, T. and M. Schulz. 2002. Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches. *Journal of Fish Biology*, 61 (5): 1109.

- Mulligan, T. 2000. Shallow water fisheries sonar: a personal view. *Aquatic Living Resources*, 13 (05): 269-273.
- Neira, F. J., I. C. Potter and J. S. Bradley. 1992. Seasonal and spatial changes in the larval fish fauna within a large temperate Australian estuary. *Marine Biology*, 112 (1): 1-16.
- Power, M., M. J. Attrill and R. M. Thomas. 2000. Temporal abundance patterns and growth of juvenile herring and sprat from the Thames estuary 1977–1992. *Journal of Fish Biology*, 56 (6): 1408-1426.
- R Development Core Team. 2008 R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria
- Rotherham, D., A. J. Underwood, M. G. Chapman and C. A. Gray. 2007. A strategy for developing scientific sampling tools for fishery-independent surveys of estuarine fish in New South Wales, Australia. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 64 (8): 1512-1516.
- Samedy, V., E. Josse, J. Guillard, M. Pierre, M. Girardin and P. Boët. in press. Comparisons of vertical mobile hydroacoustic survey strategies for monitoring fish distributions in the Gironde estuary (France) *Estuarine Coastal and Shelf Science*.
- Sautour, B. and J. Castel. 1995. Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia*, 311 (1): 139-151.
- Selleslagh, J. and R. Amara. 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79 (3): 507-517.
- Selleslagh, J., J. Lobry, A. R. N'Zigou, G. Bachelet, H. Blanchet, A. Chaalali, B. Sautour and P. Boët. 2012. Seasonal succession of estuarine fish, shrimps, macrozoobenthos and plankton: Physico-chemical and trophic influence. The Gironde estuary as a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, (0).
- Simmonds, E. J. and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics : theory and practice*. Oxford; Ames, Iowa: Blackwell Science.
- Stanton, T. K. 2012. 30 years of advances in active bioacoustics: A personal perspective. *Methods in Oceanography*, 1–2 (0): 49-77.
- Taverny, C., M. Lepage, S. Piefort, P. Dumont and E. Rochard. 2002. Habitat selection by juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* in the Gironde estuary (France). *Journal of Applied Ichthyology*, 18 (4-6): 536-541.
- Thorne, R. 1983. *Hydroacoustics. Fisheries techniques*. American Fisheries Society Bethesda, MD: 239-259.
- Thorne, R. E. 1998. Review: experiences with shallow water acoustics. *Fisheries Research*, 35 (1–2): 137-141.
- Trenkel, V. M., P. H. Ressler, M. Jech, M. Giannoulaki and C. Taylor. 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology-Progress Series*, 442: 285-301.
- Walsh, S. J. and O. R. Godo. 2003. Quantitative analysis of fish reaction to towed fishing gears - What responses are important? *Fisheries Research*, 63 (2): 289-292.
- Winfield, I. J., J. M. Fletcher, J. B. James and C. W. Bean. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK. *Fisheries Research*, 96 (1): 30-38.

4.2.2.3. Ce qu'il faut retenir

Les campagnes d'observations sont nécessaires pour évaluer et suivre l'évolution de l'état écologique des systèmes aquatiques. La plupart des suivis classiques pour les communautés biologiques et en particulier les populations de poissons sont basés sur des méthodes d'échantillonnage directes. C'est le cas pour l'estuaire de la Gironde. Ces suivis décrivent les variations des communautés halieutiques depuis plus de trente ans, et fournissent principalement des informations sur la composition spécifique et l'abondance à partir des pêches scientifiques. Alors qu'une longue série temporelle de données de pêche et/ou des observations directes sont souvent nécessaires pour interpréter les dynamiques écologiques vu que les pêches se font en un point donné, un échantillonnage acoustique permet d'obtenir une représentation complémentaire pertinente à haute résolution spatio-temporelle de l'abondance et de la structure en taille de l'ichtyofaune pour l'estuaire de la Gironde, et dans ce cas, la mise en œuvre de l'acoustique présente alors de nombreux avantages (surface échantillonnée, données enregistrées sur une plus grande période temporelle, etc.).

Il n'est pas toujours évident de mettre en relation ces deux types d'informations (Kloser et al. 2002). Bien que la présente étude ne tende pas à faire directement des évaluations de biomasse, cette approche comparative démontre qu'il existe une corrélation significative entre les résultats des suivis acoustiques menés dans l'estuaire de la Gironde et ceux des campagnes de suivi par pêche, effectués sur la même période dans le même secteur de l'estuaire.

Cette étude apporte également une série de réponses d'ordre méthodologique. Bien que l'utilisation de l'acoustique multifréquence devienne de plus en plus importante, les comparaisons systématiques *in situ* de différentes fréquences d'échosondeur manquent toujours largement (Guillard 2011). Nos résultats ne révèlent aucune différence significative dans les densités de poissons observées entre les deux fréquences, 70 et 120 kHz. Ces résultats avaient également été vérifiés pour les lacs européens (Godlewska et al. 2009). Même s'il serait nécessaire de procéder à plus d'expérimentations, cela suggère tout de même que l'une ou l'autre des fréquences peut être tout aussi efficace dans cet environnement estuarien. Cependant, dans certains cas, l'approche multifréquencielle est recommandée pour faire face aux problèmes d'identification des espèces ou pour permettre de distinguer des espèces de poissons des autres organismes comme le zooplancton.

CHAPITRE V- L'UTILISATION DE L'ACOUSTIQUE POUR ETUDIER LES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES A DIFFERENTES ECHELLES SPATIO-TEMPORELLES



Un estuaire est difficile à définir et à évaluer car correspondant rarement aux limites des espèces et des populations présentes ou fréquentant cet écosystème. La dynamique est par exemple plus largement visible à travers les espèces migratrices qui évoluent dans plusieurs écosystèmes. Les variations spatio-temporelles des abondances ichthyologiques se font donc à plusieurs échelles. Une approche à différentes échelles spatiales et/ou temporelles semble être une solution pour rendre une approche écosystémique effective.

Le comportement d'un individu est sa réaction en réponse à des stimuli, comme par exemple, la présence d'autres individus ou des modifications de son environnement. L'étude du comportement est aussi essentielle dans une démarche écosystémique ou globale, particulièrement du fait que cela peut affecter la précision de la plupart des mesures de l'écosystème. Les investigations pour l'étude du comportement dans les écosystèmes aquatiques sont généralement limitées par le manque d'observations directes. Cependant, la dynamique du peuplement de poissons peut être largement expliquée par rapport à leur environnement physique. En effet, la distribution des poissons, en banc ou dispersés, diffère en fonction des conditions environnementales comme les conditions météorologiques de la journée, la durée du jour, le moment de la marée, et ces informations doivent faire l'objet d'une attention particulière.

Différents phénomènes sont connus dans l'estuaire de la Gironde. Par exemple, les méthodes par pêche montrent clairement une structuration forte des assemblages au niveau temporel selon un cycle saisonnier (Lobry 2004). Cependant, pour des échelles plus fines, comme l'alternance jour-nuit, il n'a pas encore été mis clairement en évidence d'éventuelles variations. On s'est donc intéressé à l'importance de ces différentes échelles pour tenter d'analyser la dynamique du peuplement de poissons perçue à travers l'acoustique. En effet, l'acoustique permet d'apporter certaines réponses à diverses échelles. L'étude des interactions biotiques et abiotiques, l'analyse des processus dans le fonctionnement de la dynamique de l'ichtyofaune, peuvent être ainsi abordées en utilisant cet outil (Guillard 2011).

5.1. Impact des variations spatio-temporelles de l'environnement sur la variabilité des indicateurs acoustiques

Les suivis ichthyologiques doivent être adaptés aux variations spatio-temporelles environnementales. L'évolution des abondances ou de la répartition des espèces est souvent liée aux changements des conditions environnementales du milieu. Face à un milieu hautement fluctuant, il est donc important de connaître les différentes échelles spatio-temporelles de ces variations (Maes et al. 2004) et ainsi éviter l'introduction de biais dans l'échantillonnage mais aussi dans l'interprétation des résultats. Dans les estuaires, la plus grande variabilité des conditions physiques, chimiques et biologiques s'inscrit à travers des variations saisonnières et interannuelles (Kimmerer 2002). La dynamique de la faune étant

largement régie par les conditions du milieu, une confrontation entre les données acoustiques et abiotiques s'imposait. De nombreuses études par exemple montrent que la température est l'un des meilleurs facteurs pour prédire la densité des poissons dans les estuaires (Marshall and Elliott 1998; Maes et al. 2004; Childs et al. 2008).

Dans le cadre de cette étude, les données environnementales sont issues de deux réseaux d'observation : le réseau MAGEST (MArel Gironde ESTuaire) et le réseau SOMLIT (Service d'Observation en Milieu LITtoral). Les paramètres environnementaux retenus sont la température, la salinité, l'oxygène et la chlorophylle *a*.

5.1.1. Pertinence de l'échelle d'étude

Face aux variations de différentes amplitudes à différents niveaux, il est nécessaire d'évaluer le niveau d'échantillonnage optimal permettant de répondre au plus juste aux questions posées. Il est nécessaire de vérifier la cohérence entre l'échelle temporelle de l'étude et les objectifs recherchés. Les données utilisées au cours de ces travaux, paramètres abiotiques, données biologiques et acoustiques, sont généralement acquises à trois niveaux : (1) journalier, (2) hebdomadaire et (3) mensuel. Cependant, elles sont souvent traitées sur une base mensuelle.

Des ACP ont été réalisées sur les données acoustiques (70 kHz) pour représenter dans un espace réduit les paramètres environnementaux à toutes les échelles. Sur ces dernières, les données acoustiques sont représentées comme variables supplémentaires et n'interviennent donc pas dans le calcul des distances entre individus. Le cercle des corrélations permet ainsi une représentation conjointe des variables actives (variables environnementales) et supplémentaires (données acoustiques). Ces ACP ont été réalisées pour vérifier quelle échelle est pertinente dans l'analyse des relations entre l'environnement et les données acoustiques ? Le jeu de données a été testé sur trois échelles temporelles principales : journalière, hebdomadaire et mensuelle.

Les ACP comportent les variables environnementales : la température, la salinité, l'oxygène et la turbidité, aux trois échelles, ainsi que les données acoustiques (s_a et TS) comme variables illustratives (Figure 21).

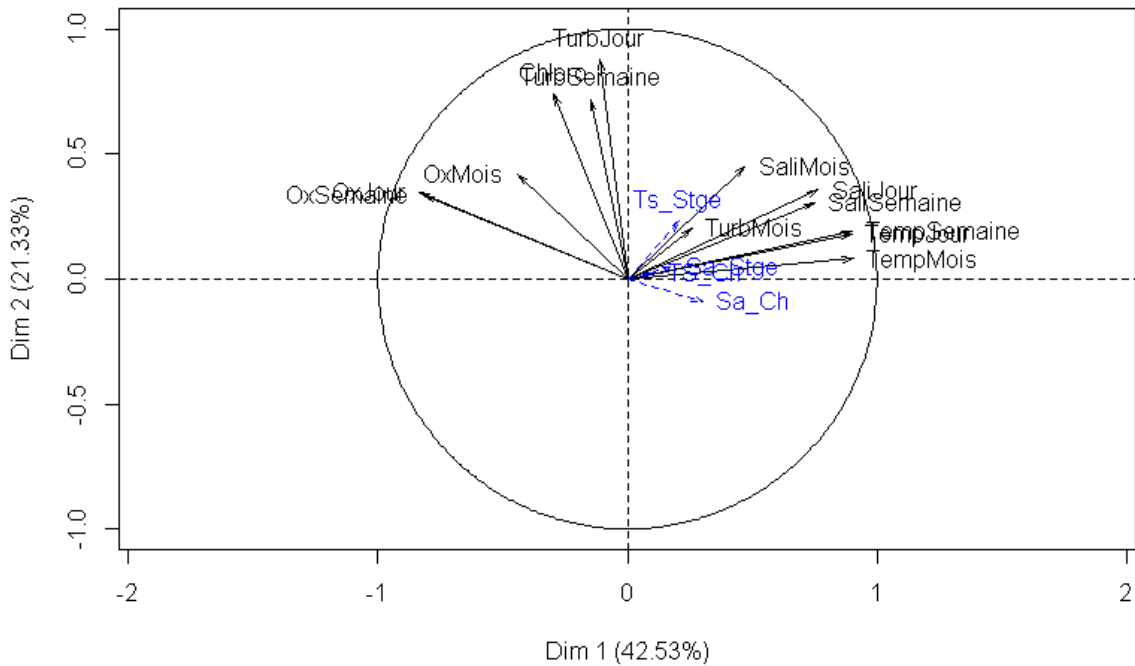


Figure 21. Période de flot, fréquence 70 kHz avec les variables environnementales aux trois échelles (TurbMois/Semaine/Jour = Moyenne de la turbidité du mois, de la semaine et du jour, OxyMois/Semaine/Jour = Moyenne du pourcentage de saturation de l’oxygène du mois, de la semaine et du jour, TempMois/Semaine/Jour = Moyenne de la température du mois, de la semaine et au jour, SaliMois/Semaine/Jour = Moyenne de la salinité du mois, de la semaine et du jour) et le données acoustiques (TS/s_a_Ch = Mesure de TS et de s_a sur la rive Médoc, TS/s_a_Stge = Mesure de TS et de s_a sur la rive Saintonge).

Les résultats montrent pour la température, l’oxygène et la salinité, que l’échelle compte peu que ce soit en période de flot ou de jusant. En effet, les projections des échelles pour chacun de ces paramètres sont très proches dans le plan factoriel. En revanche, concernant la turbidité, les trois échelles ne sont pas projetées en étroite relation sur l’axe 2.

Des ACP ont ensuite été réalisées en supprimant les paramètres les plus corrélés entre eux. La concentration en l’oxygène dissous et la température sont conservées pour chaque échelle temporelle, avec les données acoustiques en tant que variables actives (Figure 22).

La turbidité étant un paramètre très variable, surtout localement, il a paru plus judicieux de retenir plutôt l’oxygène dans l’ACP.

Par ailleurs, la salinité s’avérant, fortement corrélée à la température, est donc liée aux données acoustiques. En effet, la salinité agit fortement sur la distribution et la biomasse totale des poissons dans les estuaires (Marshall and Elliott 1998; Maes et al. 2004; Childs et al. 2008; Nicolas et al. 2010) et la distribution spatiale et temporelle des communautés pélagiques dépend bien du gradient de salinité des estuaires (Maes et al. 2004). En outre, la zone d’étude se situant en zone mésohaline de l’estuaire, il a paru préférable de choisir la température plutôt que à la salinité pour construire l’ACP.

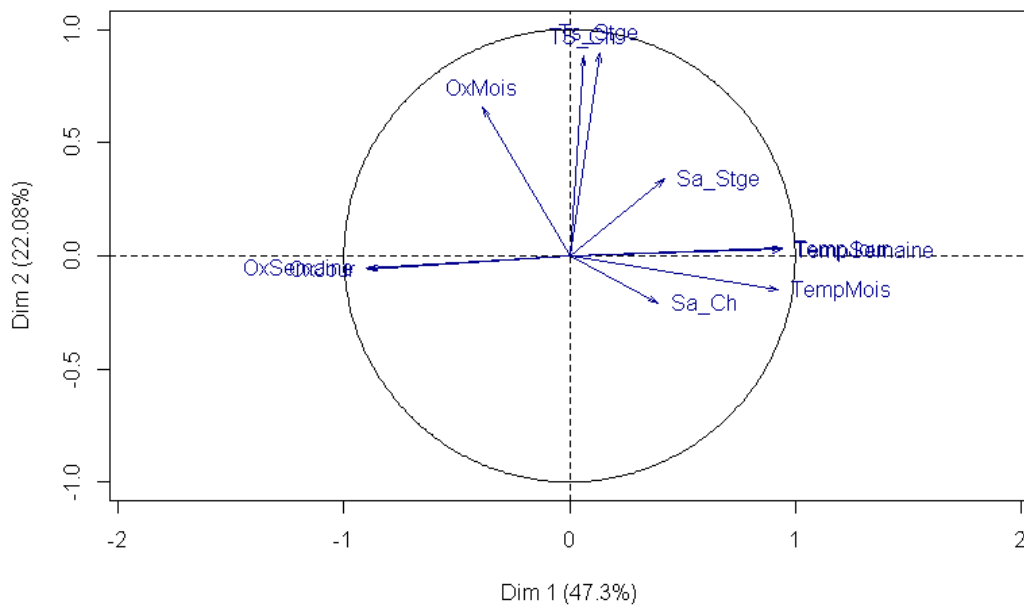


Figure 22. ACP, période de flot, la température, la concentration en oxygène dissous à chaque échelle et les métriques acoustiques pour les rives Saintonge (Stge) et Médoc (Ch).

La représentation des individus dans le plan défini par les deux axes (Figure 23) montre que les saisons sont vraiment distinctes les unes des autres, ce qui décrit donc une évolution saisonnière des paramètres environnementaux et acoustiques (pour les deux périodes, jusant et flot).

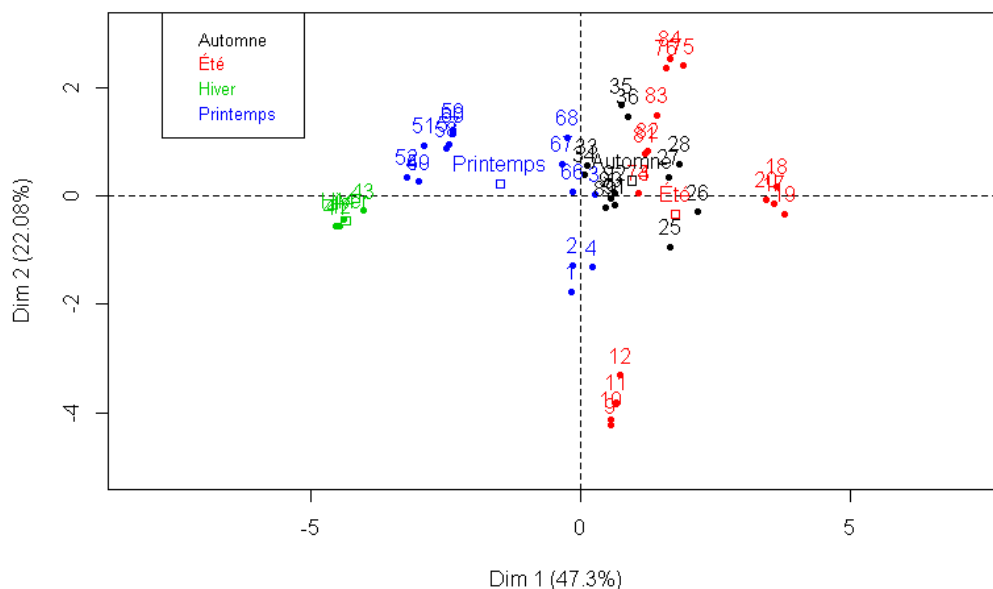


Figure 23. Nuage d'individus de l'ACP, période de flot, avec la température, la concentration en oxygène dissous à chaque échelle et les métriques acoustiques.

Compte tenu de ces différentes observations, l'échelle mensuelle semble être bien adaptée pour étudier les relations des données environnementales avec les données acoustiques, en terme de densité (S_a), pour suivre une approche saisonnière. Cependant, les suivis acoustiques peuvent être utilisés pour des questions plus fines, comme l'échelle nyctémérale ou tidale (voir ci-après).

S'agissant des liaisons éventuelles entre les TS et les différents facteurs environnementaux, celles-ci restent difficiles à établir. Pour étudier l'interaction entre la distribution en taille des poissons et les paramètres abiotiques, l'utilisation de la taille moyenne des organismes ne s'est en effet pas avérée pertinente. L'approche par classe de taille pourrait être en revanche plus efficace pour étudier quels paramètres abiotiques expliquent la distribution en taille dans le milieu. Mais cette approche n'a pas pu être exploitée statistiquement en raison de la trop faible quantité des observations, après avoir regroupées les données en classes de taille.

5.1.2. Influence environnementale

Dans ces milieux très hétérogènes que sont les estuaires, l'obtention d'indicateurs fiables nécessite des approches rigoureuses afin de s'affranchir des variabilités dues aux différents paramètres environnementaux.

Compte tenu du rythme saisonnier bien marqué dans l'estuaire de la Gironde, l'évolution des densités acoustiques peut être liée à ces paramètres environnementaux et leur relation identifiée au moyen d'Analyses en Composantes Principales (ACP) (package « FactoMineR »). Les deux premiers axes de l'ACP expliquent près de 50% de l'inertie projetée des variables environnementales. Ils mettent en évidence les relations entre les variables abiotiques : la salinité, l'oxygène et la chlorophylle a évoluent ensemble et sont plus moins bien corrélées au premier axe factoriel, tandis que la turbidité et la température sont corrélées au deuxième axe factoriel.

Ces ACP permettent également discerner les variables environnementales les mieux liées aux données acoustiques : durant la période de flot, la température et la turbidité sont liées avec les s_a sur l'axe 2 ; la chlorophylle a , la salinité et l'oxygène sont liés avec les TS sur l'axe 1 (Figure 24). Le même constat est obtenu durant la période de jusant.

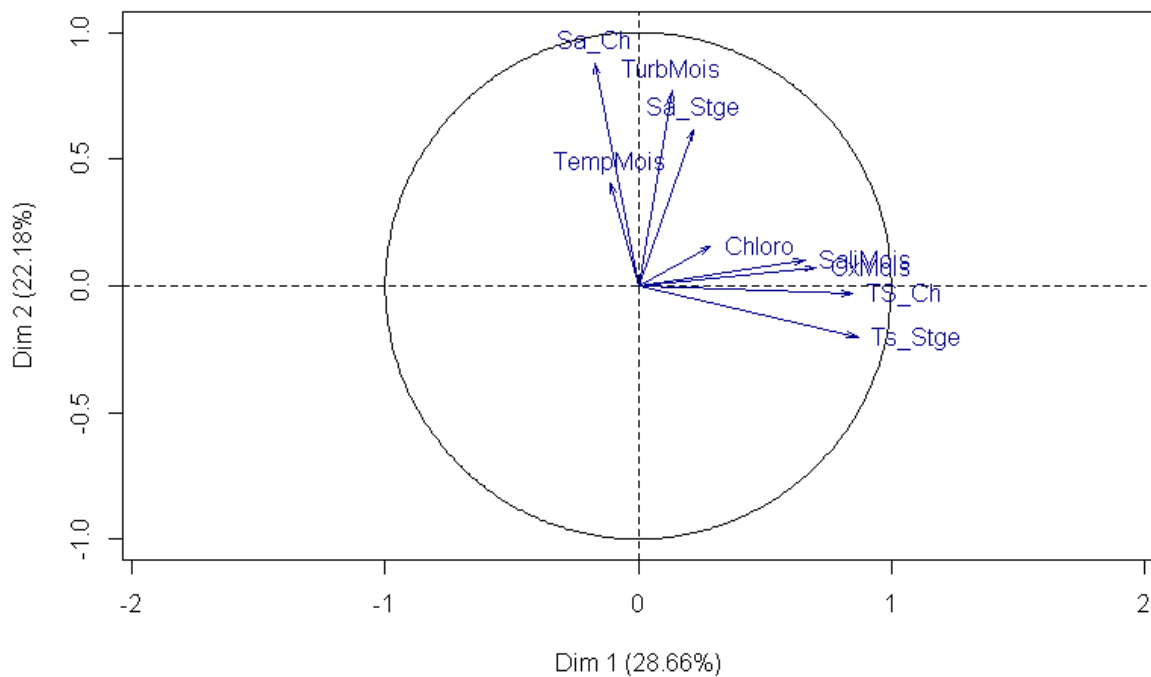


Figure 24. ACP, avec les données environnementales de la température, la turbidité, la salinité, l'oxygène et la chlorophylle a et les données acoustiques.

Dans les habitats peu profonds, les conditions physico-chimiques de l'eau comme la salinité ou la température sont souvent considérées comme des facteurs liés aux variations saisonnières pour les espèces occurrentes (Thiel et al. 1995). En effet, la température exerce son influence dans tous les environnements, elle affecte directement la physiologie des organismes, et peut être répartie de façon très inégale dans l'espace. Pour les poissons, la température peut avoir une influence déterminante sur leur survie et leur fitness (Burt et al. 2011). Elle est reconnue comme un composant important pour la sélection de son habitat et peut affecter l'abondance des poissons par le biais de leurs tolérances physiologiques et les préférences thermiques jouant sur les fonctions de croissance (Attrill and Power 2002), de recrutement (Henderson and Seaby 1994) et de migration (Henderson et al. 1992). De nombreuses études sur l'écologie estuarienne des poissons ont démontré l'importance de la température comme facteur déterminant l'abondance des poissons (Allen and Baltz 1997; Marshall and Elliott 1998; Power et al. 2000a; Power et al. 2000b). Les résultats montrent généralement que les poissons répondent aux variations de température (basses ou élevées) ou l'utilisent tout simplement comme point de repère pour effectuer leurs migrations afin d'exploiter d'autres ressources écologiques. Il semble évident que la température soit directement ou indirectement, le mécanisme sous-jacent de la dynamique saisonnière des populations de poissons.

5.2. Variations verticales au sein de la colonne d’eau

La distribution des poissons dans la colonne d’eau n’est généralement pas uniforme. Les poissons sont souvent attirés dans des environnements pour se nourrir, frayer, mais aussi pour des conditions environnementales préférées (réduction de courant, zone refuge, etc.). Il en résulte une plus grande diversité de poissons près de ces zones qu’il est bien souvent difficile d’observer.

Les petits individus sont souvent prédominants dans des zones peu profondes, plus en amont de l’estuaire ou sur les rives, alors que les plus grands poissons sont plus abondants dans les couches profondes, sur la partie aval, ou présents sur la partie médiane de l’estuaire (Schlosser 1999). De plus, la structure des habitats benthiques peut influencer la distribution des poissons, même dans la colonne d’eau sous-jacente, mais comme Mackinson et al. (2004) le soulignent, quelques études acoustiques combinent les campagnes pélagiques et benthiques avec une analyse intégrée des structures de l’habitat benthique et de la communauté pélagique. Or, une meilleure intégration benthique-pélagique peut considérablement augmenter notre compréhension à diverses dimensions.

Outre son incidence sur l’évolution de la faune estuarienne, l’intrusion saline est à l’origine d’une circulation résiduelle distincte des courants de marée. Cette circulation résiduelle est liée à l’existence de gradients verticaux de densité dus au mélange incomplet des eaux douces et salées. Quand le brassage est faible, les eaux s’organisent en strates ; les couches inférieures étant les plus denses et les plus salées (coin salé). Ce phénomène est particulièrement perceptible en période de crue et lors des marées de mortes-eaux. En plus du gradient longitudinal et du gradient vertical, il existe en permanence un gradient transversal, lié à l’hydromorphologie de l’estuaire, qui se traduit par une plus forte dessalure des eaux de la rive droite par rapport à celle de la rive gauche (Girardin and Castelnaud 2012). Dans l’estuaire de la Gironde, il existe un lien fort entre espèces de surface, salinités et températures élevées d’une part, et espèces de fond, salinités et températures plutôt faibles d’autre part. Les espèces pélagiques sont plus fréquentes en été et les espèces benthiques et démersales sont plus caractéristiques de l’hiver. Il se produit une forme de transfert de biomasse dans la colonne d’eau du fond vers la surface entre le printemps et le début de l’automne (Lobry 2004).

Les différents éléments caractéristiques du peuplement ichthyologique de l’estuaire font donc l’objet de fluctuations dans l’espace et le temps. Afin de répondre au mieux à la problématique qui est de caractériser la distribution de la biomasse de poissons dans la colonne d’eau et dans un but de mieux appréhender leurs comportements au cours du temps, le travail mené cherchait à connaître l’évolution de la densité et de la taille des cibles au sein de la colonne d’eau. Étant donné que l’acoustique intègre les échos sur l’ensemble de la colonne d’eau, il semble intéressant de se poser la question de savoir si (1) il est plus intéressant de faire une analyse sur l’ensemble de la colonne d’eau (large échelle) puisqu’il est important de connaître la distribution globale ou (2) s’il est préférable de découper cette

colonne d'eau en tranche (surface, milieu et fond) du fait des différences de comportements des cibles (fine échelle).

Les tests ont été réalisés uniquement pour la première année d'échantillonnage, en 2010, sur les données acoustiques issues de la fréquence 120 kHz. La colonne d'eau a été découpée en trois niveaux distincts : surface, milieu et fond (Figure 25).

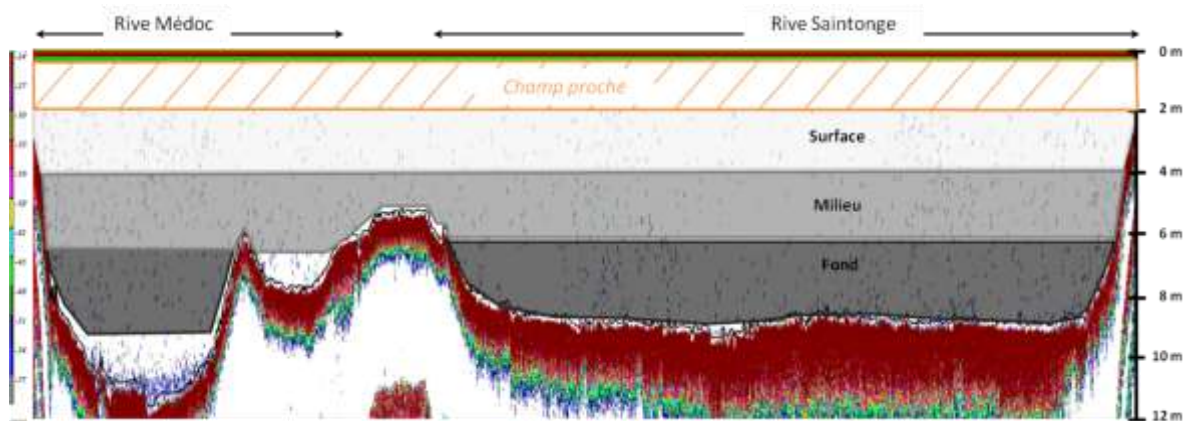


Figure 25. Profil transversal d'un zig avec la colonne d'eau découpée en trois niveaux : surface (de 2 à 4 m), milieu (de 4 à 6 m) et fond (de 6 à 8 m).

On cherche à déterminer si la densité de poissons au sein de la colonne d'eau est distribuée de façon aléatoire ou si l'on peut observer une structuration verticale, de la surface au fond, et ceci au cours des trois saisons testées (printemps, été et automne 2010) (Figure 26).

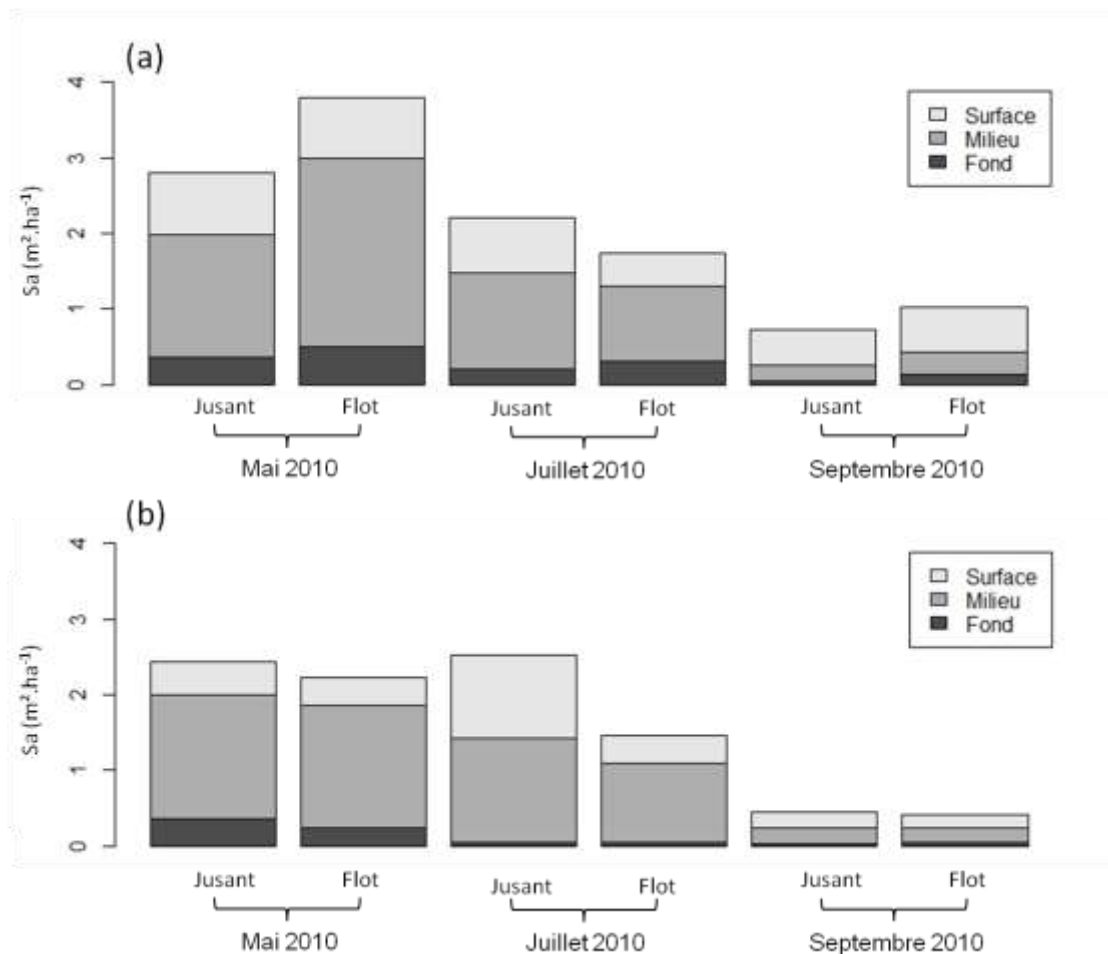


Figure 26. Répartition de la densité acoustique (S_a) pour chaque tranche de la colonne d'eau, pour les campagnes GAF en 2010 : (a) pour la rive Saintonge et (b) pour la rive Médoc.

Les nuages de points représentent la comparaison deux à deux des différentes sections de la colonne d'eau (Surface vs Milieu, Surface vs Fond et Milieu vs Fond) en séparant les rives et les périodes d'échantillonnage (flot et jusant), toutes campagnes confondues (Figures 27 et 28). Le coefficient de corrélation R^2 indique si les variables (surface, milieu ou fond) sont dépendantes ou non les unes des autres. Cela permet de savoir si une section de la colonne d'eau influe sur une autre, c'est-à-dire si les distributions des poissons dans une section de la colonne d'eau sont égales ou au contraire différentes à celles d'une autre section.

Les résultats montrent, pour les rives Saintonge et Médoc, que seul le milieu et le fond sont bien corrélés entre eux. Ce qui revient à dire que quand les valeurs de densités acoustiques par unité de surface augmentent pour le fond, celles du milieu suivent la même tendance. En revanche, il n'apparaît pas de corrélation entre la surface et les deux autres sections de la colonne d'eau, ni d'influence de la période d'échantillonnage (flot ou jusant).

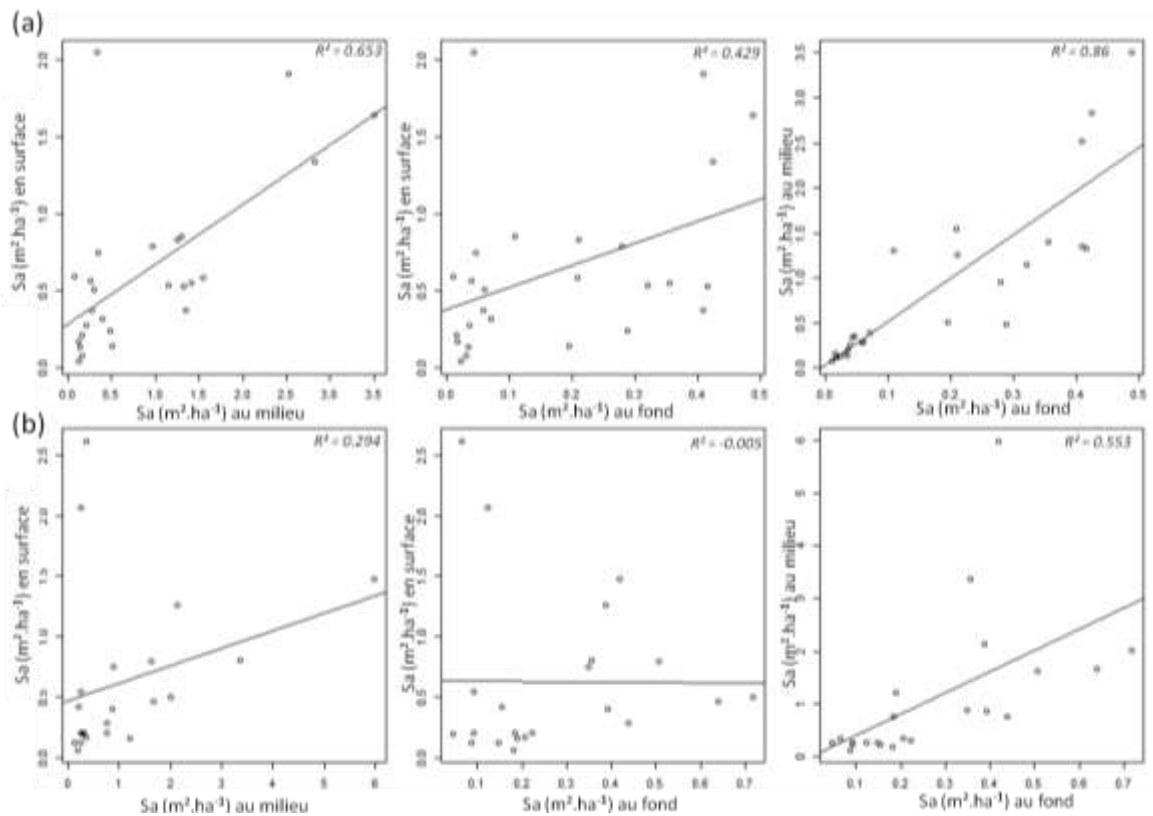


Figure 27. Nuages de points des densités acoustiques au 120 kHz avec le coefficient de corrélation (R^2) entre les différentes sections de la colonne d'eau pour la rive Saintonge : (a) période de flot et (b) période de jusant.

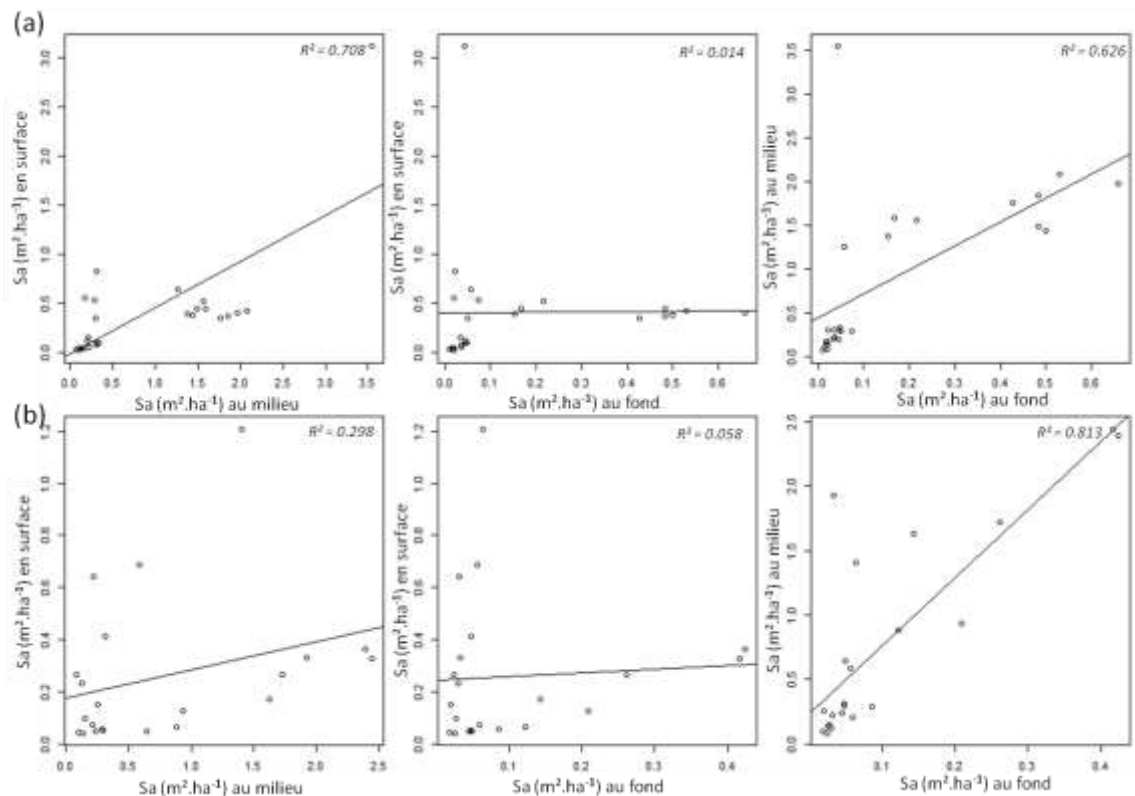


Figure 28. Nuages de points des densités acoustiques au 120 kHz avec le coefficient de corrélation (R^2) entre les différentes sections de la colonne d'eau pour la rive Médoc : (a) période de flot et (b) période de jusant.

Si l’on s’intéresse à l’évolution de la distribution des cibles au cours des différentes campagnes, et donc des différentes saisons pour une approche globale, c’est-à-dire en intégrant les trois sections de la colonne d’eau, les tests ne montrent pas de différence significative dans la répartition de la densité des cibles entre la surface et le milieu de la colonne d’eau et ce, quelle que soit la campagne (Tableau 4).

Tableau 4. Résultats des tests Kruskal-Wallis comparant les densités acoustiques pour l’ensemble de la colonne d’eau (p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif; * p value < 0.05 = différence significative).

Campagne	Période	Kruskal-test (p-value)	
		Stge	Médoc
GAF2	Flot	0.841e-4 (*)	0,625e-5 (*)
	Jusant	0.1636e-2 (*)	0.198e-3 (*)
GAFinter	Flot	0.02732 (*)	0.051 (ns)
	Jusant	0.0608 (ns)	0.113 (ns)
GAF3	Flot	0,546e-6 (*)	0,782e-4 (*)
	Jusant	0.166e-3 (*)	0,504e-5 (*)

À priori, la distribution semble être homogène sur l’ensemble de la colonne d’eau pour l’ensemble des saisons. En revanche, en chaque section, une différence significative structurée semble pouvoir être dégagée au sein de la colonne d’eau, entre la surface et le fond (S/F) mais surtout le milieu et le fond (M/F), aussi bien au niveau de Saintonge que du côté médocain (Tableau 5). En effet, il apparaît qu’au printemps et à l’automne la répartition des cibles est bien plus structurée au sein de la colonne d’eau que lors des missions estivales, où il n’y a pas de répartition structurée au niveau des différentes sections de la colonne d’eau. Ceci peut être dû à une diminution du débit ou bien à un réchauffement de la colonne d’eau. Une diminution du débit impose en effet moins de contraintes aux différentes cibles.

Tableau 5. Résultats des tests Kruskal-Wallis comparant les densités acoustiques pour chaque section de la colonne d’eau (p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif; * p value < 0.05 = différence significative).

Campagne	Direction	Wilcox-test (p-value)					
		Stge			Ch		
		S/M	S/F	M/F	S/M	S/F	M/F
GAF2	Flot	0.27 (ns)	0.13 (ns)	0,65e-6 (*)	0,32e-5 (*)	1 (ns)	0.54e-4 (*)
	Jusant	0.0210 (*)	0.3846 (ns)	0.0017 (*)	0.0070 (*)	1 (ns)	0.0017 (*)
GAFinter	Flot	0,3 (ns)	0,3 (ns)	0,3 (ns)	1 (ns)	0,3 (ns)	0,3 (ns)
	Jusant	0,3 (ns)	1 (ns)	0,3 (ns)	1 (ns)	1 (ns)	0,3 (ns)
GAF3	Flot	0.55 (ns)	0,17e-5 (*)	0,49e-5 (*)	0.655 (ns)	0.014 (*)	0,62e-5 (*)
	Jusant	1 (ns)	0.0728 (ns)	0.11e-2 (*)	0.399 (ns)	0.00447 (*)	0.14e-4 (*)

5.3. Les rythmes naturels et leurs influences sur les densités de poissons par stations fixes

La distribution des poissons n'est pas le fruit du hasard, mais répond en grande partie à des forçages environnementaux (Planque et al. 2011). En effet, les rythmes naturels induisent à différentes échelles spatio-temporelles de la complexité et de la variabilité dans les habitats de poissons estuariens. Il est largement reconnu que l'abondance et la répartition des populations de poissons sont distribuées de façon hétérogène à différentes échelles spatio-temporelles (Marshall and Elliott 1998; Jaureguizar et al. 2003; Vorwerk et al. 2003). Contrairement aux suivis menés à larges échelles (variations saisonnières, interannuelles, etc.), peu d'études s'intéressent aux variations à plus petites échelles (de l'heure à la journée), tout particulièrement en milieu estuarien (Morrison et al. 2002). À cette échelle, les dynamiques des poissons peuvent être directement liées aux comportements alimentaires ou à l'utilisation des habitats comme abris pour éviter des prédateurs potentiels. Ces déplacements sont susceptibles d'être structurés par des cycles tidaux et/ou nycthémeraux (Sogard et al. 1989; Guillard 1998b; Ribeiro et al. 2006; Vinagre et al. 2006). En effet, en raison des rythmes circadiens connus chez un grand nombre d'organismes, la question du comportement nycthémera pour les populations ichthyologiques au sein des milieux estuariens peut se poser. Bien que la turbidité limite la pénétration de la lumière au sein de la colonne d'eau (De Casamajor et al. 1999), l'intensité lumineuse peut influencer largement la distribution et la répartition des espèces (Hesthagen 1980) et donc engendrer des différences significatives entre les estimations de densités obtenues de jour et de nuit. De tels phénomènes sont difficilement observables par le biais de méthodes traditionnelles de pêche.

Les pêches scientifiques menées dans le cadre du suivi ichthyologique de l'estuaire de la Gironde ont lieu uniquement de jour et durant une partie du flot. Ces suivis ne permettent alors pas de vérifier l'influence de ces rythmes tidaux et/ou nycthémeraux sur la répartition et l'abondance de l'ichtyofaune. Pour étudier et quantifier les tendances journalières dans le comportement et la répartition spatiale des peuplements de poissons sans causer de réactions de fuites, d'évitements (Godø and Walsh 1992), l'approche acoustique peut s'avérer efficace à partir de stations fixes. En effet, bien que les suivis acoustiques permettent de traiter les données à partir d'échelles spatio-temporelles assez larges pour avoir une vision globale du peuplement ichthyologique, ils peuvent également observer des variations à des échelles beaucoup plus fines pour étudier le comportement individuel, la distribution d'abondance dans la colonne d'eau, etc. Pour savoir si les populations ichthyologiques au sein de l'estuaire de la Gironde répondent à ces variations, la densité et l'évolution des peuplements de poissons ont été testées sur deux niveaux de variations temporelles : (1) les rythmes nycthémeraux, et (2) le cycle de marée. Cependant, de par le haut degré de turbidité dans l'estuaire de la Gironde, on peut s'attendre à ce qu'il n'y ait pas d'influence nycthémera sur la distribution des organismes contrairement au rythme tidal qui semble jouer un rôle important.

Les échantillonnages acoustiques à partir de stations fixes peuvent donner une image des peuplements de poissons similaire à celle résultant d'un suivi acoustique mobile (Guillard et al. 2004). Cependant dans les milieux estuariens, les stations fixes peuvent être intéressantes pour observer les poissons individuellement (Krumme and Hanning 2005; Boswell et al. 2007). Bien que ces types d'observations ne soient basés que sur une représentation plus partielle de l'écosystème par rapport à une stratégie mobile, ils permettent cependant de mieux comprendre certains comportements en fonction des paramètres environnementaux et donc d'interpréter la dynamique des poissons en s'affranchissant de certaines variabilités du milieu notamment, comme dans un écosystème estuarien. En position fixe, seul le milieu observé est en mouvement. Alors le but de cette opération est double :

- à position fixe sur une longue durée, obtenir un plus grand nombre de mesures (Simmonds and MacLennan 2005) qu'en parcours, parce que les poissons restent plus longtemps sous le faisceau du transducteur et sont ainsi identifiés plus facilement comme des cibles individuelles,
- assurer aussi bien le suivi et le déplacement des cibles individuelles que les structures de peuplement (Sow and Guillard 2010) par rapport aux mouvements de la marée, aux comportements nycthémeraux et ainsi pouvoir mesurer l'évolution des densités détectées en fonction de ces rythmes.

5.3.1. Matériels et Méthodes

Dans l'estuaire de la Gironde, 11 observations (Tableau 6) en stations fixes (SF) ont été effectuées entre février 2011 et juin 2012 dans la partie mésohaline de l'estuaire (N 45°19'9429 - W 00°43'2762) (Figure 29), uniquement de jour en 2011 (au nombre de 8). Pour une meilleure évaluation et/ou interprétation des données acoustiques, l'observation sur un cycle de 24 heures permet de prendre en compte toutes les formes de variations notamment nycthémeraales. C'est pourquoi, en 2012, l'approche par stations fixes (3) a eu lieu sur une période de 24 h.

Le matériel acoustique utilisé pour ces échantillonnages est le même que celui utilisé lors des suivis mobiles, l'échosondeur émettant verticalement à deux fréquences (70 et 120 kHz) (cf paragraphe 3.2.1.2). Un indice de densité acoustique a été calculé toutes les 30 minutes pour étudier l'influence nycthémeraale et toutes les 5 minutes pour l'influence tidale.

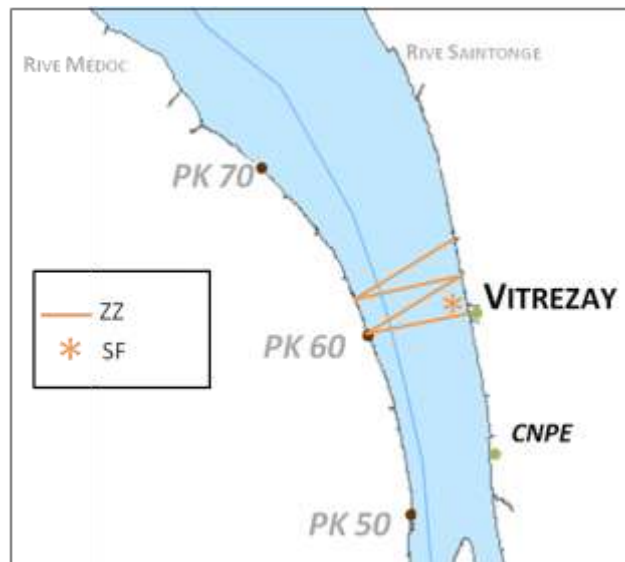


Figure 29. Emplacement des stations fixes pour les campagnes d'échantillonnages acoustiques GAF (ZZ = Zigzag, SF = Station fixe).

Tableau 6. Récapitulatif des campagnes GAF pour les stations fixes.

Année	Mois	Saison	Nom	SF_12h	SF_24h
2011	Février	Hiver	GAF1	X	
	Mars	Hiver	GAF2	X	
	Avril	Printemps	GAF3	X	
	Mai	Printemps	GAF4	X	
	Juin	Printemps	GAF5	X	
	Juillet	Été	GAF6	X	
	Aout	Été	GAF7	X	
	Septembre	Été	GAF8	X	
	Octobre	Automne	GAF9	X	
	Novembre	Automne	GAF10	X	
2012	Février	Hiver	GAF1		X
	Avril	Printemps	GAF2		X
	Juin	Été	GAF3		X

5.3.2. Résultats

5.3.2.1. Évolution nycthémérale

En acoustique, une double couverture (jour-nuit) est souvent préconisée dans les zones prospectées (Simmonds and MacLennan 2005) puisque cette approche a largement été mise en œuvre en milieux marins et lacustres où l'on trouve des organismes ayant un

comportement nycthéral. Cette question est d’autant plus importante au sein de l’estuaire de la Gironde que la plupart des suivis menés ont principalement eu lieu de jour, ne permettant pas de voir si ce comportement nycthéral existe. Pour y répondre, trois stations fixes de 24h ont été réalisées à différentes périodes de l’année (Figure 30).

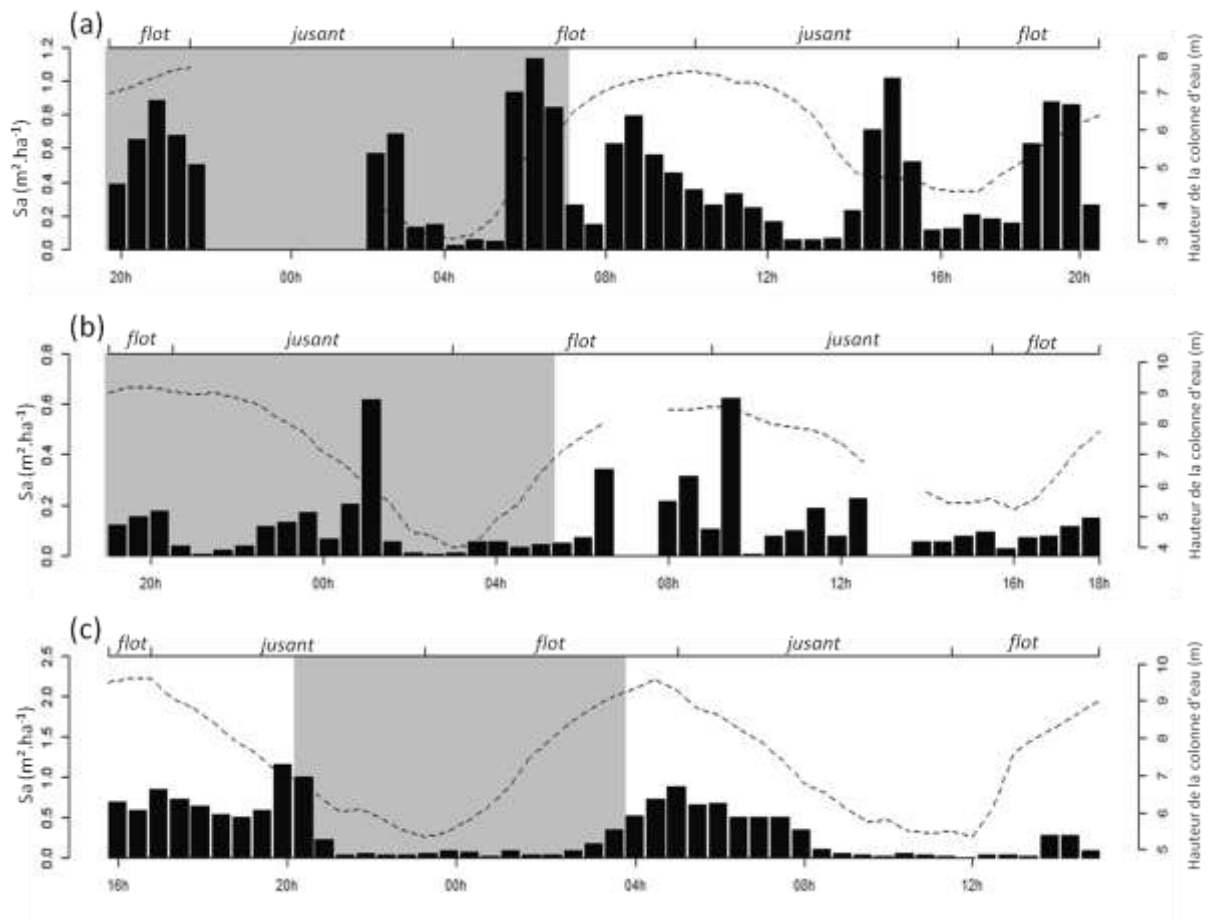


Figure 30. Densités acoustiques issues des SF de 24h en 2012 à 120 kHz : (a) février, (b) avril et (c) juin avec la ligne en pointillée représentant l’évolution de la hauteur de la colonne d’eau en fonction d’une journée de 24 h (heures données en GMT). NB. Les échelles ne sont pas ajustées.

Si l’on s’intéresse uniquement à l’effet nycthéral, sans prendre en compte l’influence possible des autres paramètres (saison, courant, effet tidal, etc.), l’hypothèse posée H_0 est qu’il n’y a pas de différence de densités acoustiques entre le jour et la nuit. Les tests de Wilcoxon ne montrent pas de différences significatives quelle que soit la campagne (Tableau 7). Cependant, si on observe l’évolution des densités acoustiques au moment de l’aurore, on constate une augmentation puis une diminution de ces densités pour les mois de février et juin. En plus, on observe le même phénomène au moment du crépuscule pour le mois de juin. Il est largement reconnu que beaucoup d’espèces de poissons, notamment en période de migration, ont un pic d’activité à ces périodes (Helfman 1986; Howard 1989; Reeb et al. 1995).

Tableau 7. Résultats des tests de Wilcoxon comparant les densités acoustiques entre le jour et la nuit pour les stations fixes 2012(p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif).

Campagne	p-value
GAF1_2012	0,1951 (ns)
GAF2_2012	0,1009 (ns)
GAF3_2012	0,1611 (ns)

Cependant, la Figure 31-c peut éventuellement laisser penser à un effet tidal sur les densités acoustiques, vu que la période de basse mer survient en même temps que la nuit. Pour vérifier cette hypothèse de l'influence nyctémérale, il faudrait mener une station fixe avec une période de pleine mer durant la nuit, c'est-à-dire réaliser une station fixe à une semaine d'intervalle pour décaler le rythme tidal.

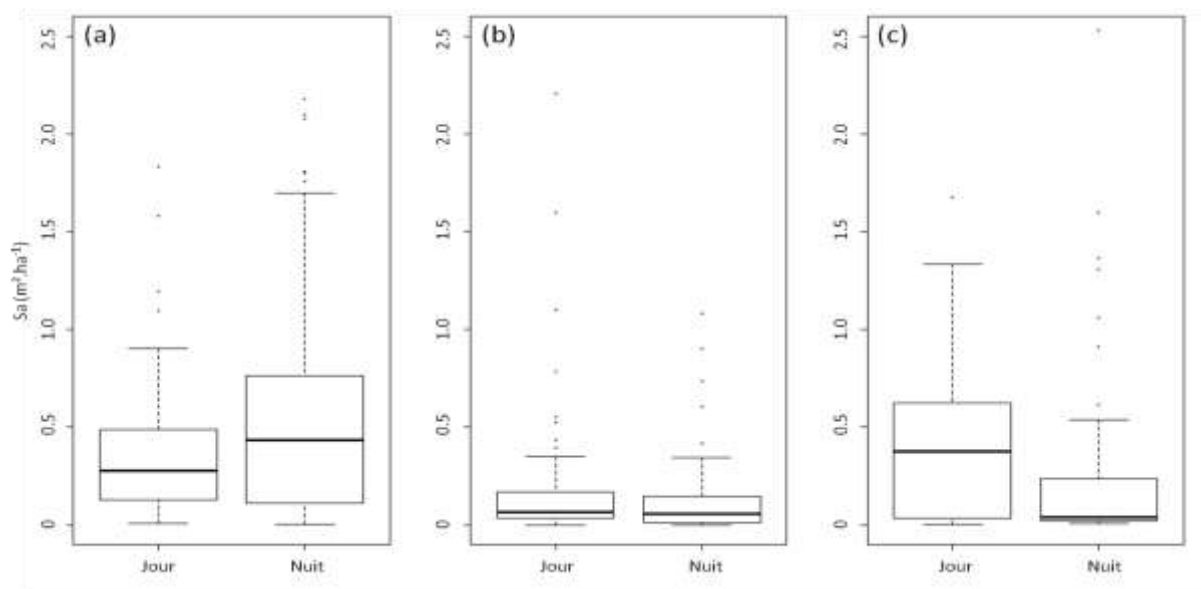


Figure 31. Boîtes à moustache comparant les densités acoustiques de jour et de nuit pour les stations fixes de 2012, au 120 kHz : (a) février, (b) avril et (c) juin.

5.3.2.2. Évolution tidale

L'évolution des densités acoustiques, présentée dans la figure 32, en fonction de la hauteur de la colonne d'eau, est issue d'une sélection d'enregistrements qui ont eu lieu uniquement de jour pour l'ensemble de la période des stations fixes (de février 2011 à juin 2012). Visuellement, il est difficile de dire si le rythme tidal influe sur les densités acoustiques bien que cela semble le cas pour les mois de mars 2011, juin 2011, juillet 2011, octobre 2011 et juin 2012.

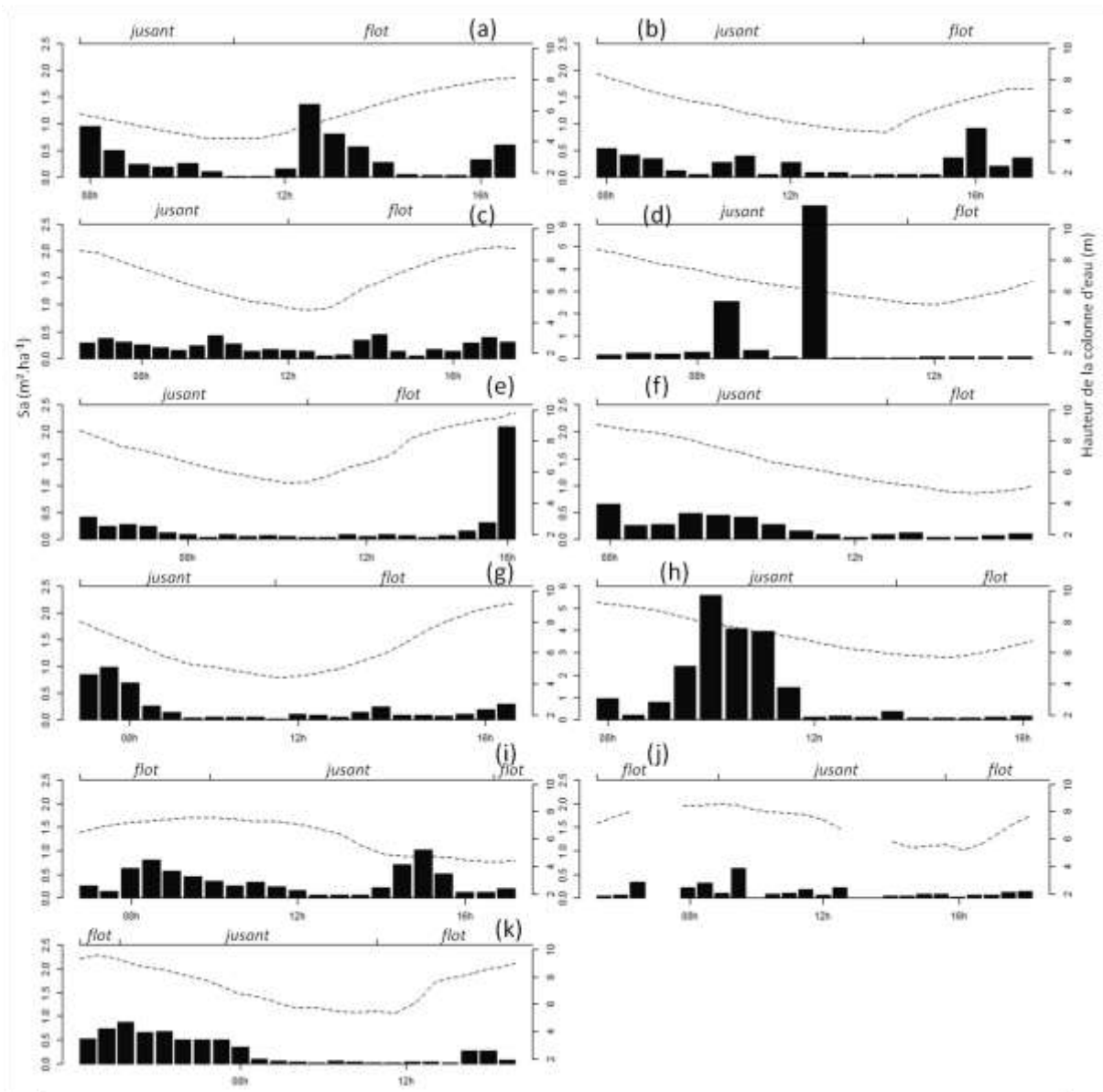


Figure 32. Evolution densités acoustiques par mois en 2011 : (a) février, (b) mars, (c) avril, (d) mai, (e) juin, (f) juillet, (g) octobre, (h) novembre) et en 2012 : (i) février, (j) avril et (k) juin) à partir des SF de jour. NB. Les échelles ne sont pas ajustées.

Pour vérifier l’influence de la dynamique tidale sur les densités acoustiques, des tests de Wilcoxon ont été réalisés : seuls les mois d’avril 2011, mai 2011, juillet 2011, novembre 2011 et février 2012 présentent des variations de densités acoustiques entre le flot et le jusant. D’après la figure 33, la densité acoustique est plus élevée en période de jusant pour les mois de l’année 2011 quand les tests sont significatifs, alors que c’est en période de flot qu’elle est plus élevée en 2012.

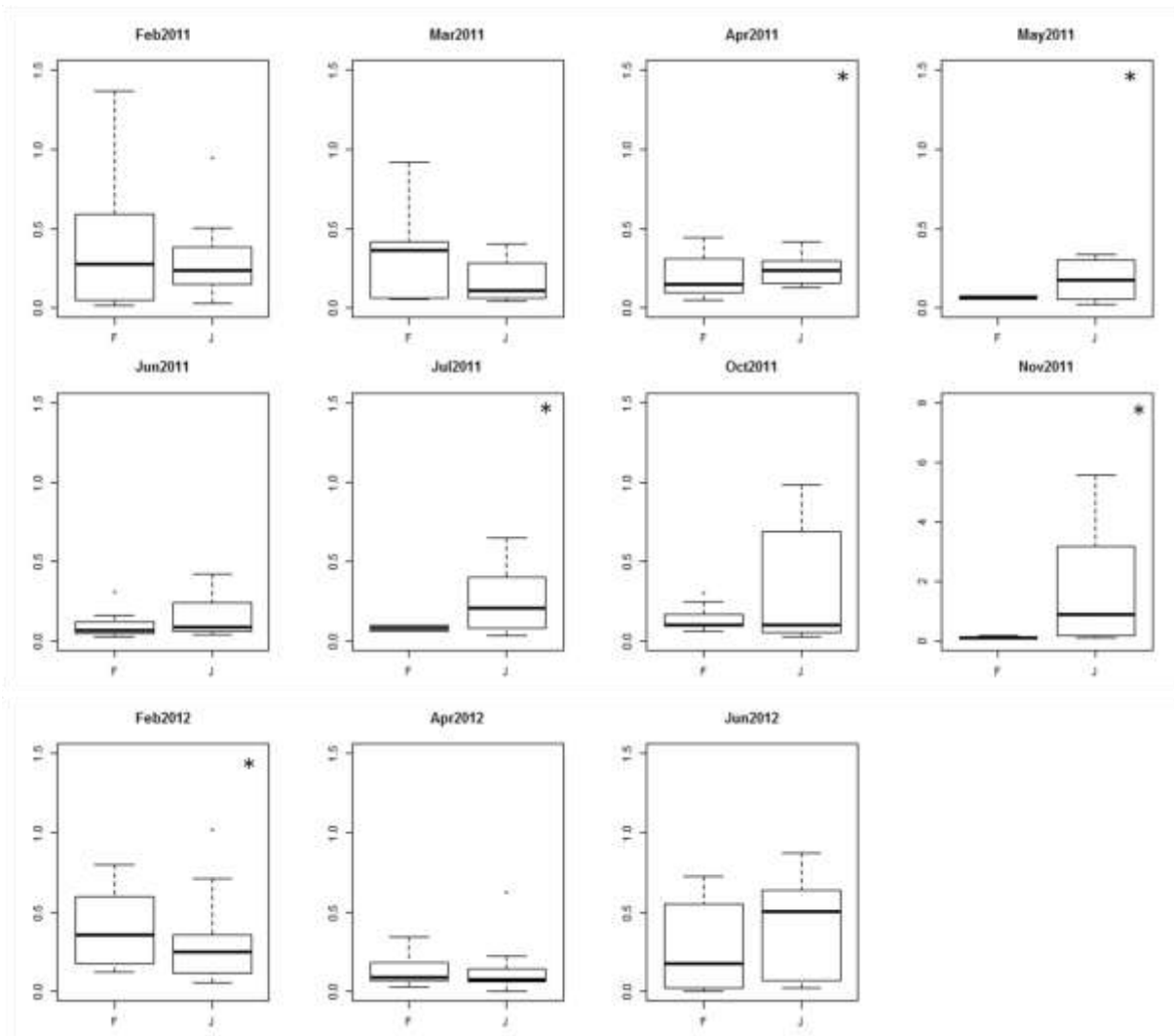


Figure 33. Boîtes à moustache comparant les densités acoustiques au flot et au jusant pour chaque mois, au 120 kHz (* = différence significative entre le flot et le jusant (Wilcoxon tests)).

Même si la grande majorité des espèces marines profitent de certaines périodes pour effectuer leur migration, aller s'alimenter, etc., il est difficile de dégager une tendance générale de l'effet tidal sur les variations de densités acoustiques mais on pourrait supposer qu'il existe une différence du fait que les courbes marégraphiques, symétriques à l'embouchure, deviennent de plus en plus dissymétriques vers l'amont au profit du jusant et d'une durée de 7h sur la zone d'étude.

5.3.2.3. Interaction entre les influences nycthémérale et tidale

Comme il n'est pas évident d'interpréter les résultats en dissociant les effets, on s'intéresse maintenant à l'interaction entre les influences nycthémérale et tidale sur les densités acoustiques enregistrées à partir des stations fixes de 24 h. Pour observer s'il y a des effets d'interactions, des moyennes sur les densités acoustiques ont été réalisées pour

chacune des stations en intégrant les différences combinaisons (jour-flot, jour-jusant, nuit-flot, nuit-jusant). Aucune interaction n’est observée pour le mois de février vu que les droites restent parallèles. En revanche, il semble y avoir une interaction pour les mois d’avril et de juin, puisque les droites sont sécantes, où pendant la nuit, les densités acoustiques augmentent durant le jusant. Cette tendance est un peu moins marquée de jour (Figure 34).

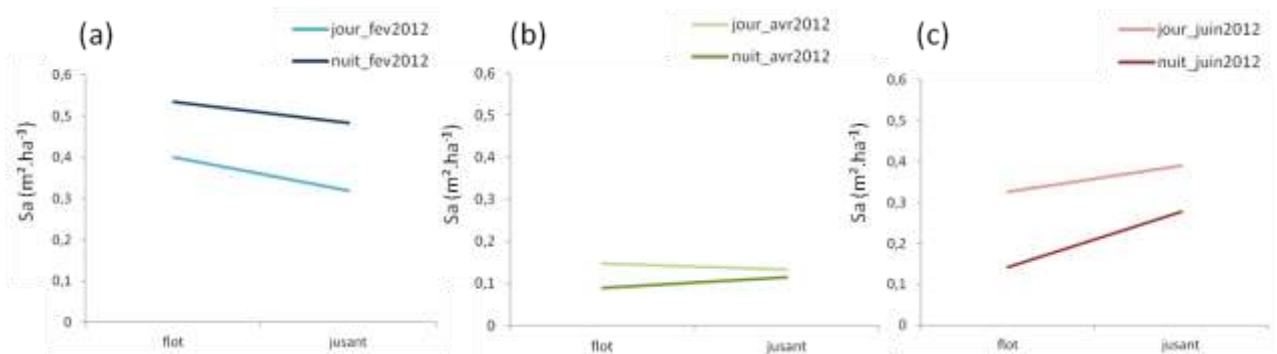


Figure 34. Interactions des densités acoustiques au 120 hHz pour Jour/Nuit et Flot/Jusant pour les stations fixes de 2012 : (a) février, (b) avril et (c) juin.

Cependant, l’absence de changements significatifs dans les variations nyctémérales associée au rythme tidal, peut suggérer que l’impulsion de la marée est l’effet majeur responsable de la dynamique ichthyologique (Morrison et al. 2002).

5.3.2.4. Influence de la hauteur de la colonne d’eau sur l’évolution des densités acoustiques

L’approche acoustique par stations fixes semble apporter des informations pertinentes sur la dynamique du peuplement de poissons et peut aider à mieux comprendre les variabilités comportementales en estuaires. Cependant, ces premiers résultats nécessitent d’être pris avec beaucoup de précautions. En effet, en milieux peu profonds, la dynamique tidale impose des variations dans la hauteur de la colonne d’eau et limite donc l’acquisition de données lors d’un suivi acoustique, avec le champ proche en surface et la zone aveugle près du fond. En effet, le volume échantillonné, c’est-à-dire le volume filtré par acoustique, peut être très réduit car le faisceau devient peut être trop étroit pour détecter les cibles à partir d’une certaine hauteur. De plus, c’est sans compter que des espèces sont plus ou moins capables de résister ou dériver passivement par leur capacité de nage, augmentant ou diminuant ainsi le nombre de détections (Guillard et al. 2012). Ainsi, la hauteur de la colonne d’eau doit aussi largement influencer la qualité des données.

Pour vérifier l'influence de cette hauteur de colonne d'eau, des corrélations entre les variables de densités acoustiques et hauteur de la colonne d'eau ont été recherchées (Figure 35). Les liens significatifs trouvés sont des corrélations positives pour les mois de mars 2011 ($R^2 = 0.596$), juin 2011 ($R^2 = 0.515$), juillet 2011 ($R^2 = 0.854$), avril 2012 ($R^2 = 0.480$) et juin 2012 ($R^2 = 0.752$).

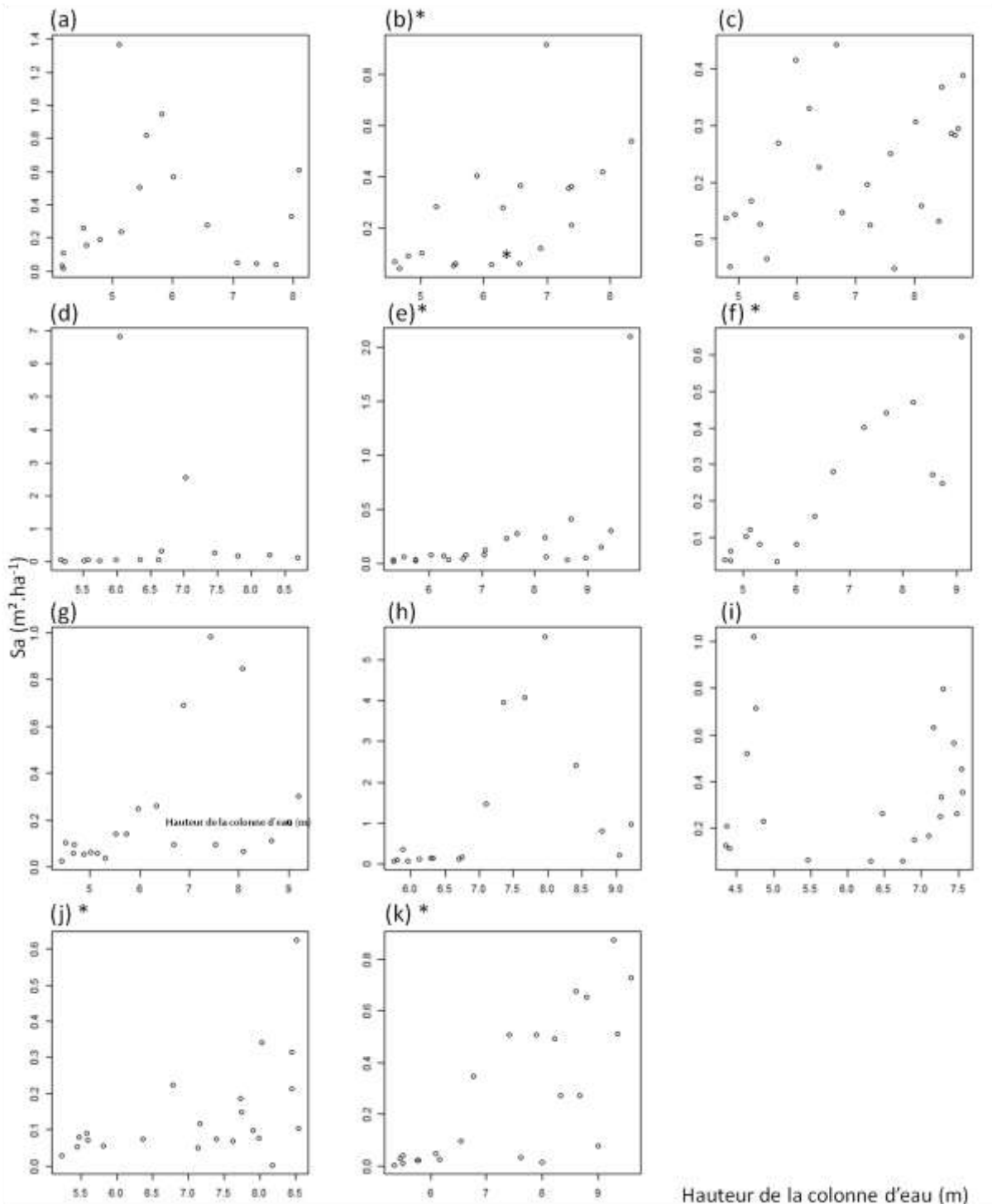


Figure 35. Nuages de points au 120 kHz entre les des densités acoustiques et la hauteur de la colonne d'eau en 2011 : (a) février, (b) mars, (c) avril, (d) mai, (e) juin, (f) juillet, (g) octobre, (h) novembre et en 2012 : (i) février, (j) avril et (k) juin à partir des SF de jour (* = corrélation significative). NB. Les échelles ne sont pas ajustées.

Cette étude acoustique a été permis d’étendre les échelles temporelles pour répondre à des questions sur l’influence des échelles plus fines comme l’échelle nyctémérale ou tidale sur les peuplements ichthyologiques. Dans l’estuaire de la Gironde, il ne semble pas y avoir de comportements liés aux nyctémères. Par ailleurs, il est notable que le courant de marée peut influencer le déplacement des poissons et son comportement natatoire mais il est souvent difficile d’évaluer cet effet. En revanche, ces résultats mettent en évidence une influence tidale prédominante sans doute combinée à une variabilité saisonnière où des maximums de présence de densité de poissons sont observés durant les périodes estivales.

La prise en compte de tous ces facteurs confondants est indispensable pour expliquer la totalité des variations des abondances. Il serait aujourd’hui intéressant de disposer de séries à long terme afin de pouvoir extraire la part de l’influence des facteurs confondants.

Comme l'écrivait Lobry (2004), « l'art délicat de la conclusion correspond fondamentalement à mettre un point final à un travail forcément inachevé, à un moment, celui de la rédaction définitive, où l'on est pourtant le mieux à-même d'en entrevoir l'intérêt, les applications, les moyens à améliorer ». Mais cette dernière ligne droite est avant tout une occasion unique de récapituler la démarche abordée pour cette étude, et de montrer la pertinence et les limites de l'approche acoustique pour aborder l'étude des peuplements de poissons estuariens, dans un domaine où différents modes de pensée, correspondant à autant d'approches méthodologiques, se côtoient.

6.1. Synthèse et discussion des résultats

Du fait de leur relation étroite avec les intrusions marines et l'arrivée des eaux douces, les estuaires sont des systèmes naturellement fluctuants. Les organismes présents dans ces milieux sont adaptés au haut degré de la variabilité environnementale ambiante. Il est ainsi extrêmement complexe de déconvoluer la part de variabilité naturelle dans la structure et la dynamique des populations et des communautés de la part liée aux impacts d'origine anthropique (c'est l'« *estuarine quality paradox* » (Elliott and Quintino 2007)). Cette difficulté est particulièrement aigüe dans le contexte actuel du changement global puisque le déséquilibre des systèmes s'est accentué sous les effets conjugués du changement climatique et des activités humaines (Vitousek et al. 1997; Folke et al. 2005). La gestion des écosystèmes aquatiques est devenue une préoccupation majeure qui ne peut s'entendre sans appréhender de façon pertinente leur évolution et l'évolution de la structure et de la dynamique des communautés écologiques. Cela nécessite de mettre en œuvre des systèmes de surveillance à long terme et à des échelles adaptées à ces milieux et aux dynamiques spatio-temporelles des objets suivis. En particulier, ces échelles doivent être cohérentes avec les échelles de variation des facteurs environnementaux structurant les dynamiques écologiques. C'est particulièrement vrai pour l'ichtyofaune. Sans informations fiables, il est difficile de parvenir à établir un état des peuplements ichthyologiques et donc d'émettre des diagnostics sur leur évolution. La quantité et la qualité des données disponibles constituent souvent de réels obstacles à l'élaboration de tels diagnostics. L'incertitude sur les données peut biaiser la compréhension de la situation, augmentant ainsi le risque de mauvaises interprétations.

Les approches classiques, qu'elles soient directes (campagnes scientifiques de chalutage, etc.) ou indirectes (utilisation des données de capture et d'effort issus de la pêche professionnelle) nécessitent souvent un important effort d'échantillonnage pour décrire les peuplements estuariens à une résolution adaptée. Celui-ci est parfois difficile à mettre en place, compte tenu des caractéristiques même de l'estuaire étudié (Chapitre I). L'utilisation de l'outil acoustique pour étudier les peuplements ichthyologiques peut apparaître comme une alternative. Encore faut-il s'assurer de son applicabilité dans un grand estuaire turbide

comme c'est le cas pour l'estuaire de la Gironde. L'objectif général de cette thèse était donc d'évaluer la faisabilité et la pertinence de l'implémentation d'un protocole de suivi de l'ichtyofaune basé sur des méthodes hydroacoustiques.

En donnant accès à des informations à haute résolution spatio-temporelle, les méthodologies acoustiques peuvent permettre de mieux appréhender les réponses éventuelles des communautés confrontées aux changements écologiques en se plaçant à une échelle cohérente avec les dynamiques environnementales (Simmonds and MacLennan 2005; Trenkel et al. 2011) (Chapitre II). Le premier objectif de cette thèse était donc de proposer un protocole d'échantillonnage acoustique souple, fonctionnel et facile à mettre en œuvre. Pour cela, il a fallu définir et évaluer la pertinence de stratégies d'échantillonnage et répétitives dans le temps, prenant en compte le caractère hautement variable à la fois dans l'espace et dans le temps, du milieu étudié. Comme pour tout projet, il a fallu conjuguer l'atteinte des objectifs, avec un certain nombre de contraintes en termes de temps dédié à l'étude, de budget, de disponibilité des moyens navigants, et de personnel. Certains choix préliminaires ont ainsi conduit à ne pas couvrir la totalité de l'estuaire de la Gironde compte tenu de ses dimensions et de ses caractéristiques morphologiques.

Une première série de campagnes acoustiques a permis de définir et de valider un protocole d'échantillonnage relativement léger et reproductible, appropriés aux échelles spatio-temporelles des dynamiques écologiques sous-jacentes en tenant compte de leur nature stochastique, en se focalisant sur la partie centrale de l'estuaire, et donnant accès à des métriques simples décrivant l'évolution des densités du peuplement dans cette zone, ainsi que la taille des individus composant ce peuplement (Chapitre III). De plus, cette étude nous a montré qu'il était possible, sans pour autant diminuer la qualité des estimations obtenues, de réduire les périodes de campagnes et/ou le nombre de jours de terrain. Ce résultat a alors offert la possibilité de mettre à profit le temps dégagé pour tester, en parallèle, d'autres protocoles d'échantillonnage comme les acquisitions en stations fixes par exemple (Chapitre V). Ces deux types d'acquisitions peuvent être utilisés pour répondre à différentes questions et aborder différentes échelles spatio-temporelles.

Un autre objectif majeur était de vérifier la convergence entre les observations acoustiques et les observations issues d'autres méthodes d'échantillonnages biologiques plus classiques (Chapitre IV). Dans le cadre de cette thèse, une comparaison des images du peuplement obtenues par l'hydroacoustique d'une part et les pêches scientifiques d'autre part a ainsi été réalisée. Les campagnes GAF ont permis d'obtenir une série de données décrivant l'évolution des densités acoustiques et des tailles moyennes des organismes sur la partie mésohaline de l'estuaire de la Gironde. Il apparaît que ces résultats sont cohérents avec ceux des suivis classiques mis en œuvre en Gironde suggérant que le suivi du peuplement ichtyologique à partir de méthodes hydroacoustiques est pertinent et possible. De plus, cette thèse rappelle l'intérêt non pas d'utiliser une seule stratégie d'échantillonnage mais, bien au contraire, d'avoir des approches concomitantes et complémentaires afin de

tendre vers une image la plus représentative possible des phénomènes étudiés (McClatchie et al. 2000).

La question des échelles d'observation est une question fondamentale dans l'implémentation des suivis écologiques. C'est particulièrement vrai dans le cas des milieux hautement fluctuants comme les estuaires. Ces échelles doivent être cohérentes avec l'organisation spatiale et la dynamique des communautés suivies (Guillard 2011). Il est donc important de connaître l'échelle temporelle de ces variations (Maes et al. 2004) et ainsi éviter l'introduction de biais dans l'échantillonnage mais aussi dans l'interprétation des résultats. Dans les estuaires, les échelles les plus structurantes de variabilité des conditions physiques, chimiques et biologiques pour l'ichtyofaune sont les échelles saisonnières et interannuelles (Kimmerer 2002). C'est pour cela que les prospections mobiles se sont placées à cette échelle. De plus, l'approche acoustique s'avère aussi être intéressante pour travailler à d'autres échelles spatio-temporelles. L'hydroacoustique a donc été mise à profit pour répondre à des questions sur l'évolution des densités acoustiques en fonction de l'influence tidale et nyctémérale qui, jusqu'à aujourd'hui, n'avaient pas été étudiées pour l'estuaire de la Gironde (Chapitre V).

L'hydroacoustique, en réalisant des parcours réguliers ou des stations fixes, permet donc d'effectuer le suivi de l'évolution des abondances présentes, sans prélèvement préjudiciable. De plus, cette approche, peu coûteuse et nécessitant peu de personnes, peut permettre d'alléger les protocoles de pêches et les suivis environnementaux, qui restent cependant toujours nécessaires (Guillard 2011). Certes, de nombreux travaux restent encore à réaliser concernant notamment l'application de ce protocole aux autres parties de l'estuaire, la standardisation d'un protocole à l'échelle d'un estuaire, etc., mais les métriques obtenues par hydroacoustique apparaissent aussi pertinentes pour obtenir des indicateurs d'abondance globale d'un peuplement de poissons dans un secteur donné que les méthodes classiques mise en œuvre dans l'estuaire de la Gironde.

6.2. Vers une démarche standardisée et à long terme

Cette thèse permet d'entrevoir l'intérêt de l'hydroacoustique en milieu estuarien en termes de suivi mais aussi en termes d'analyses des dynamiques écologiques. Elle ouvre de nombreux champs d'études et soulève plusieurs questions méthodologiques et écologiques. Cependant, pour utiliser tout le potentiel de l'hydroacoustique qui répond aux attentes des nouvelles directives (CEN 2009), son application doit être poursuivie en concentrant les efforts sur la discrimination spécifique des cibles détectées, les stratégies d'observation, ou le comportement individuel des poissons. Il conviendra également, en parallèle, de combiner les données acoustiques avec des données issues de diverses sources d'informations, et de les rendre utilisables dans des modèles.

6.2.1. Un potentiel à explorer de l'acoustique

À travers une utilisation experte et cohérente des seuils de détection, nos résultats montrent que l'approche acoustique mono-fréquence permet d'observer le peuplement de poissons. Cependant, une des contraintes majeures de l'échantillonnage hydroacoustique est sa mauvaise capacité à discriminer les espèces dans un écosystème où les peuplements étudiés sont plurispécifiques. La mise en œuvre d'une approche multifréquentielle pourrait permettre d'aller beaucoup plus loin et d'appréhender l'ensemble des communautés écologiques. En effet, une telle approche permet de discriminer les différents réflecteurs acoustiques et de quantifier la rétrodiffusion issue du micronecton (Madureira et al. 1993), du zooplancton (Pieper et al. 1990; Martin et al. 1996) et des poissons (Kloser et al. 2002; Korneliussen and Ona 2002; Korneliussen and Ona 2003). Même si l'équation de Love (1977), appliquée à une seule fréquence, peut être utilisée pour classer les cibles rencontrées en différentes catégories de taille (Sow and Guillard 2010), il semble pertinent de poursuivre les efforts avec une approche multifréquentielle. En effet, des analyses jouant sur les différences de réponses entre les réflecteurs, selon les fréquences, peuvent permettre de discriminer les différentes communautés du milieu (Figure 8).

Dans des milieux hétérogènes, le choix d'une stratégie d'échantillonnage conditionne la nature et la qualité de la donnée. Dans ce travail, un choix délibéré a été fait pour l'exploitation des données acquises en émission verticale au détriment de celles enregistrées en émission horizontale. Les seules observations horizontales de bonne qualité ont été obtenues par des conditions météorologiques extrêmement calmes. Du fait de l'influence des conditions météorologiques et des déplacements du bateau sur l'importance et l'épaisseur de la couche de bulles générée en surface, les prospections en acoustique horizontale n'ont pas pu être exploitées durant cette thèse. En revanche, comme son utilisation est largement préconisée dans ces écosystèmes de faible profondeur (Boswell et al. 2007), cette approche horizontale pourrait être envisagée à nouveau, sous une forme différente, en tenant compte des contraintes du milieu. En effet, les mouvements permanents du navire lors des prospections mobiles ne permettent pas de stabiliser les émissions-réceptions des échos. En revanche, si les sondeurs sont utilisés en stations fixes, les données devraient être de meilleure qualité. L'approche acoustique horizontale se justifie d'autant plus qu'elle permet d'échantillonner la couche très superficielle, hors d'atteinte d'un sondeur en émissions verticale, qui peut parfois se révéler proportionnellement importante en terme de cibles détectées dans ces écosystèmes considérés comme peu profonds. De plus, cette approche pourrait être mise à profit pour prospector les zones rivulaires où l'information manque cruellement.

Les données acoustiques ont principalement été traitées à l'échelle des peuplements. L'hydroacoustique, permettant aussi l'accès à des informations à très petites échelles spatiales et/ou temporelles, offre la possibilité d'effectuer des observations à l'échelle des individus. L'observation de caractéristiques de comportements individuels des poissons, les estimations de la vitesse de nage ou du sens de déplacement, sont des observations difficiles à réaliser à partir de mesures directes par pêche notamment en milieux turbides. En revanche, les transducteurs split-beam, tels que ceux utilisés au cours de cette étude, peuvent donner accès à ce type d'informations.

En effet lorsque une cible est identifiée comme cible individuelle en fonction de certains critères sur la taille de l'écho défini par l'utilisateur, et peut être suivie sur plusieurs émissions successives, il est possible de reconstituer la trajectoire de cette cible et d'en déduire sa vitesse et son sens de déplacement (Ehrenberg and Torkelson 1996). Dans le but d'étudier le comportement des poissons dans l'estuaire de la Gironde, les données issues des suivis en stations fixes pourraient être utilisées pour étudier le comportement de nage des poissons en fonction de la vitesse et/ou de la direction du courant (flot ou jusant). Un premier jeu de données est actuellement disponible. Il n'a pas été utilisé dans le cadre de ce travail mais pourrait servir à tester cette approche au niveau comportement individuel.

6.2.2. Complémentarité entre les données acoustiques, les données biologiques et environnementales

Les méthodes acoustiques sont adaptées au suivi des évolutions temporelles d'un peuplement de poissons, si en parallèle une bonne description du milieu par des méthodes de pêches expérimentales est mise en place (Sow and Guillard 2010). Toutes les détections acoustiques ne peuvent pas être identifiées individuellement et associées à une espèce, il est donc nécessaire de combiner l'information acoustique avec ces pêches expérimentales pour obtenir des informations directes sur les espèces présentes.

La comparaison des indices d'abondance obtenus par les deux approches, que sont l'acoustique et les pêches scientifiques, montre de bonnes corrélations (chapitre IV) entre les résultats des deux méthodes. Il pourrait alors être envisagé de ne retenir que l'une des approches au détriment de l'autre. Mais nos travaux montrent aussi que les deux approches (acoustique et pêche) peuvent se compléter efficacement. En effet, les suivis par pêche sont établis depuis de nombreuses années dans l'estuaire de la Gironde et sont indispensables pour identifier les espèces et détecter les changements de composition spécifique. Cependant, l'acoustique apporte une autre quantité d'information sur le peuplement piscicole et permet d'aborder d'autres questions notamment pour :

- observer à d'autres échelles spatio-temporelles,
- obtenir des informations, en continu, sur la totalité de la colonne d'eau,
- prospecter dans des zones non échantillonnées par les approches classiques.

C'est pourquoi, combiner l'approche acoustique et des suivis par pêche est fortement recommandé. L'approche acoustique n'a pas vocation à se substituer aux approches traditionnelles, mais à les compléter, en permettant, pourquoi pas, d'alléger les protocoles relativement lourds actuellement mis en place. Le but restant bien sûr de pouvoir prédire et anticiper les réactions des écosystèmes face au changement global.

À ce stade, l'objectif des suivis mis en œuvre par acoustique n'était pas d'effectuer une évaluation de la biomasse totale. Néanmoins, il apparaît intéressant d'identifier les espèces dominantes dans cet écosystème. Ainsi, par exemple, la figure 36 montre que la structure du peuplement estuarien est caractérisée par un petit nombre d'espèces dont les résultats sont issus des campagnes Transect (Girardin and Castelnaud 2012).

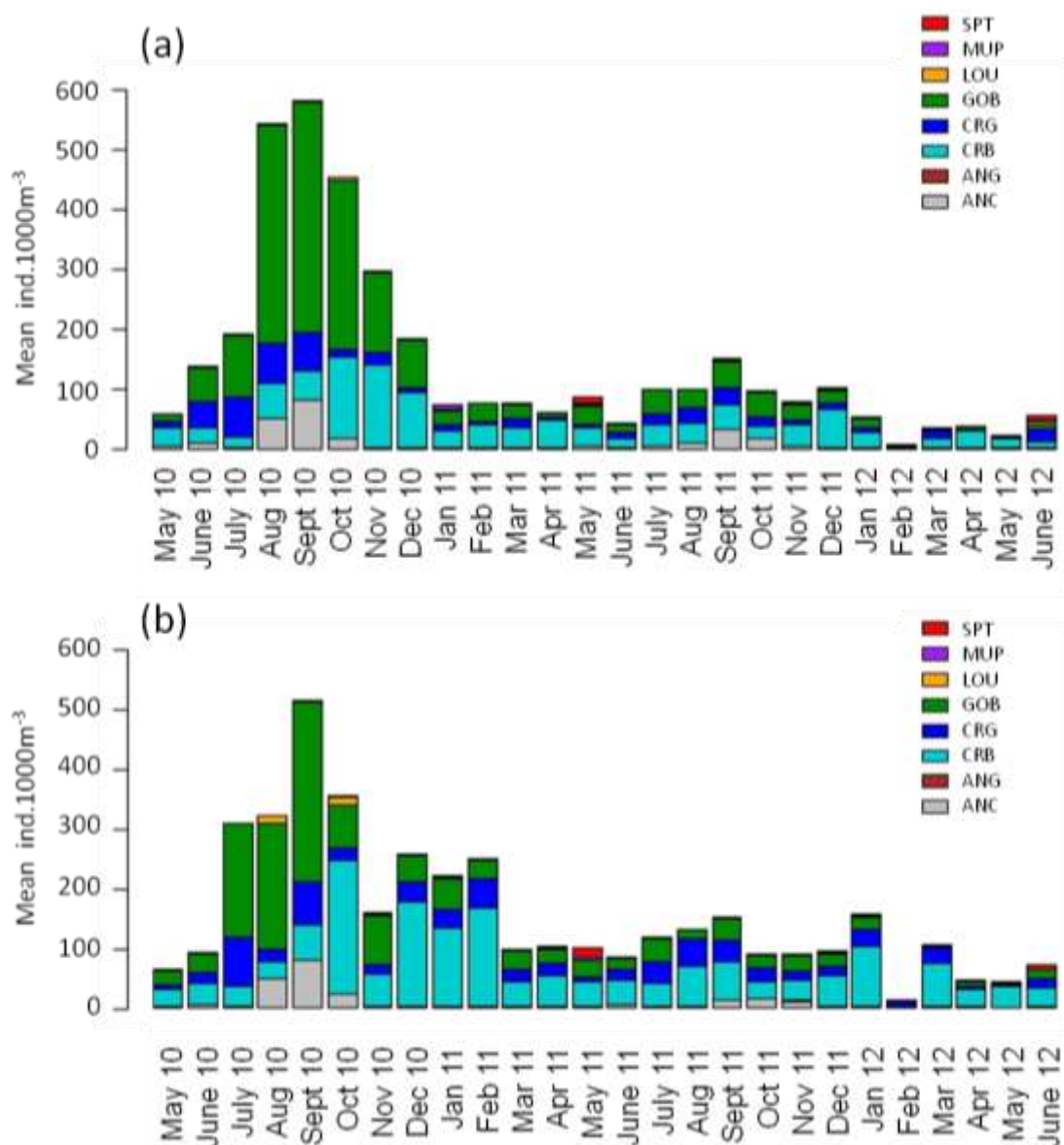


Figure 36. Répartition mensuelle des principales espèces (ind.1000m⁻³) observée au cours des campagnes Transect pour les rives (a) Saintonge et (b) Médoc, entre mai 2010 et juin 2012 (ANC : Anchois, ANG : Anguille, CRB : Crevette blanche, CRG : Crevette grise, GOB : Gobie, LOU : Bar, MUP : Mulet porc, SPT : Sprat).

Dans le secteur médian de l'estuaire de la Gironde, le peuplement est principalement structuré autour de quelques espèces : les gobies (GOB) *Pomatoschistus minutus* et *P. microps*, les crevettes blanches (CRB) *Palaemon spp* et grises (GRG) *Crangon crangon*. L'anchois (ANC) *Engraulis encrasicolus*, constitue également une part non négligeable de ce peuplement, principalement entre août et octobre. Le fonctionnement de ce compartiment clé, à forte productivité dans les estuaires, est mal connu. Ainsi, il semble intéressant de mener un suivi basé sur des métriques d'abondance globale et avoir une idée de la structure et diversité spécifique à travers les pêches.

Même si les deux approches sont envisagées de manière complémentaire, idéalement et dans un souci de précaution, elles doivent être basées sur des protocoles d'échantillonnage le plus comparable possible pour éviter tout biais potentiel d'interprétation. Les pêches scientifiques effectuées dans le cadre du protocole TRANSECT n'échantillonnent pas toute la colonne d'eau mais uniquement en surface et sur le fond. Ces observations pourraient être complétées par des prélèvements pélagiques. La fenêtre temporelle d'échantillonnage des campagnes de pêches pourrait être recentrée autour de la pleine mer. En effet, les pêches scientifiques sont actuellement effectuées de mi-flot jusqu'à l'étape de pleine mer. Or les résultats acoustiques montrent qu'il existe une différence en termes d'abondance et dans la structure en taille (chapitre III) entre le flot et le jusant. Cette différence peut venir du fait que les abondances, pour une période déterminée, ne reflètent pas nécessairement les abondances générales pour une cohorte ou pour une espèce donnée. Ainsi, l'approche combinée permettrait de savoir si ces différences en termes d'abondance, de structure en taille, de comportements, existent réellement entre le flot et le jusant.

Par ailleurs, pour palier les manques d'acquisition de données environnementales lors des campagnes acoustiques, les données issues des réseaux d'observations déjà établis dans l'estuaire de la Gironde ont été d'une aide précieuse. Or, l'intérêt de l'intégration d'un maximum d'informations n'est plus à démontrer dans ce domaine pour interpréter les résultats. C'est pourquoi il faudrait envisager, parallèlement à l'échantillonnage acoustique, de faire systématiquement des relevés et des enregistrements des paramètres environnementaux à l'aide d'une sonde multi-paramètres.

Ainsi, l'approche acoustique doit s'envisager comme une source d'information complémentaire sur le peuplement piscicole puisqu'il s'agit de continuer à acquérir des connaissances sur les écosystèmes estuariens et ses populations de poissons. La complémentarité des approches permet de limiter les incertitudes dans les interprétations des données quelle que soit leurs origines. Aucune méthode d'échantillonnage ne décrit parfaitement la communauté des poissons, puisque chacune présente ses propres limitations et sources de biais. Il apparaît cependant nécessaire de mettre en œuvre simultanément ces deux approches qui fournissent des indices d'abondances fiables et pertinents : l'acoustique fournit des indices d'abondances relatives d'un point de vue spatio-

temporelle et les suivis par pêche permet d'obtenir des indices d'abondance relatives d'un point de vue de la composition spécifique. De plus, l'outil acoustique facilite l'analyse descriptive et comportementale par une large approche spatio-temporelle d'autant plus si les données acoustiques sont mises en relation avec des données biologiques (Koslow 2009).

6.2.3. Application de l'outil acoustique à l'ensemble de l'estuaire

Les abondances estimées dans un secteur déterminé ne reflètent vraisemblablement pas les abondances générales à l'échelle de l'ensemble de l'estuaire. En effet, les préférences de localisation peuvent être fluctuantes surtout dans un milieu aussi variable qu'un estuaire. Un suivi pertinent de la dynamique ichtyologique, dans le cadre d'une approche écosystémique nécessiterait donc un suivi à large échelle spatio-temporelle, en intégrant un maximum de paramètres.

Afin d'obtenir une image plus complète du peuplement piscicole, il conviendrait maintenant d'étendre l'analyse et le suivi des peuplements ichtyologiques à l'échelle de l'estuaire dans son ensemble. En effet, il faudrait s'assurer que le protocole établi dans la partie mésohaline, est aussi valable pour les autres parties halines (Figure 13). Ces autres zones halines, ne présentant pas exactement la même dynamique environnementale et par de là, le fonctionnement ichtyologique s'en trouvant affecté, devront être prospectées méthodiquement, en comparant les résultats avec ceux déjà obtenus. La prochaine étape serait de tester l'applicabilité du protocole que nous avons défini pour la partie mésohaline de l'estuaire aux autres secteurs de la Gironde, et de proposer alors un protocole standard d'échantillonnage et de suivi de cet estuaire dans sa globalité. C'est pourquoi, envisager de mettre en place une approche acoustique en routine comme sont déjà établies les campagnes par pêche, semble de plus en plus pertinent. Au-delà, la proposition pourrait être ainsi faite pour un protocole standard d'échantillonnage et de suivi des écosystèmes estuariens, d'une façon générale. Il serait donc intéressant d'étendre cette approche à d'autres estuaires français et européens pour comparer la structure et de l'abondance des peuplements ichtyologiques dans des estuaires soumis à différents niveaux et à différents types de pression naturelles ou anthropiques. La rapidité de mise en œuvre de l'hydroacoustique, le faible coût d'utilisation, la facilité de transporter le matériel et de l'adapter à différents contextes renforcent l'intérêt de mettre en place ces suivis acoustiques et permet d'envisager l'implémentation de ce type d'étude multi-sites à moyen-terme.

Pour aller plus loin, il pourrait également être envisagé de faire des estimations de biomasse structurée autour d'une bonne série de données. Cela nécessite une résolution spatiale suffisante où les estimations de biomasse sont basées sur la principale propriété acoustique qu'est son indice de réflexion (TS), rapporté à un volume ou une surface échantillonnée.

6.2.4. Complément des indicateurs de suivi

Aujourd'hui on dispose donc d'outils et de méthodes permettant d'envisager de raisonner à l'échelle de l'écosystème estuarien. Par ailleurs, l'élaboration d'indicateurs de qualité du milieu est un travail continu et itératif. À l'heure actuelle, ces travaux ont conduit à établir un indicateur poisson, composé de plusieurs descripteurs du peuplement ou métriques (richesse taxonomique, densité totale et densité par guildes), en mesure de fournir un diagnostic sur l'état écologique des masses d'eau estuariennes (Breine et al. 2007; Delpech et al. 2010; Lévêque et al. 2011; Pérez-Domínguez et al. 2012) et suivre les changements d'états des écosystèmes dans le temps (Karr 1981; Whitfield 1996). Des métriques acoustiques complémentaires (indices d'abondance, structures en taille voire mesures d'agrégation spatiales, etc.) pourraient avantageusement enrichir et perfectionner les indices développés.

L'utilisation de l'hydroacoustique pour l'étude de l'ichtyofaune estuarienne doit continuer à se développer et les questions autour des paramètres d'acquisition, de la convergence avec les autres techniques d'échantillonnage de poissons doivent s'inscrire dans des perspectives à plus long terme. En effet, les études faites sur le long terme s'avèrent de plus en plus indispensables (Wolfe et al. 1987) car elles sont porteuses d'informations sur les caractéristiques et l'évolution des variables étudiées. Elles permettent de vérifier l'influence des observations passées sur les observations futures, largement utilisées pour la modélisation.

Comme outil complémentaire, l'acoustique doit repousser ses limites afin d'aborder les questions interdisciplinaires difficiles comme l'exploitation, la conservation, la durabilité des ressources vivantes pour tous les écosystèmes aquatiques (Demer et al. 2009). Les méthodologies acoustiques n'ont de cesse d'évoluer ces dernières années ; elles sont aujourd'hui des outils reconnus pour décrire et évaluer les peuplements ichtyologiques. Ces approches sont parmi les plus prometteuses pour répondre aux enjeux scientifiques liés à la préservation des écosystèmes aquatiques, à condition qu'elles soient largement intégrées dans des démarches interdisciplinaires et que le développement de cet outil conduise à des avancées significatives en particulier sur l'identification des organismes vivants (Koslow 2009).

REFERENCES



Bibliographie

A

- Acolas, M. L., G. Castelnaud, M. Lepage and E. Rochard. 2011. Biological Cycles and Migrations of *Acipenser sturio*. In *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio L. 1758*, eds. Williot, P., E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum & J. Gessner, 147-152. Springer Berlin Heidelberg.
- Aglen, A. 1996. Impact of fish distribution and species composition on the relationship between acoustic and swept-area estimates of fish density. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53 (2): 501-505.
- Allen, G. P. 1972. Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. *Mém. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 5: 1-314.
- Allen, R. and D. Baltz. 1997. Distribution and microhabitat use by flatfishes in a Louisiana estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 50 (1): 85-103.
- Attrill, M. J. and M. Power. 2002. Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*, 417 (6886): 275-278.
- Attrill, M. J. and M. Power. 2004. Partitioning of temperature resources amongst an estuarine fish assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61 (4): 725-738.
- Audry, S., J. SchÄœfer, G. Blanc and J. M. Jouanneau. 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution*, 132 (3): 413-426.
- Axenrot, T., M. Ogonowski, A. Sandström and T. Didrikas. 2009. Multifrequency discrimination of fish and mysids. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (6): 1106-1110.

B

- Balk, H. and T. Lindem. 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.
- Béguier, M. 2009. Réponses d'une population aux forçages environnementaux et anthropiques : le suivi à long terme de la crevette *Palaemon longirostris* de l'estuaire de la Gironde (1979-2007). Université Bordeaux I, 250 pp.
- Béguier, M., J. Martin, P. Chevassu, M. Girardin and P. Boët. 2007. Recent Invasion of European estuaries by the Asian shrimp *Palaemon macrodactylus*: the case of the Gironde (France). 15th International Conference on Aquatic Invasive Species, Nijmegen, Netherland. pp.
- Blaber, S. J. M. and T. G. Blaber. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17 (2): 143-162.
- Blaber, S. J. M., D. P. Cyrus, J. J. Albaret, C. V. Ching, J. W. Day, M. Elliott, M. S. Fonseca, D. E. Hoss, J. Orensanz, I. C. Potter and W. Silvert. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57 (3): 590-602.
- Borja, A., J. Franco and V. Perez. 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.
- Boswell, K., M. Wilson and C. Wilson. 2007. Hydroacoustics as a tool for assessing fish biomass and size distribution associated with discrete shallow water estuarine habitats in Louisiana. *Estuaries and Coasts*, 30 (4): 607-617.

- Boudou, A. 2002. Approche intégrée de la contamination des réseaux trophiques dans l'estuaire de la Gironde. In Rapport final LITEAU Gironde : rôle de la dynamique des masses d'eau et des sédiments fins dans les transferts chimiques et biologiques dans l'estuaire, 162-250.
- Brandt, S. B. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Fisheries Techniques (eds B.R. Myrphy and D.W. Willis). 2nd edn. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 385-432.
- Breine, J., J. Maes, P. Quataert, E. Bergh, I. Simoens, G. Thuyne and C. Belpaire. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 575 (1): 141-159.
- Breine, J., P. Quataert, M. Stevens, F. Ollevier, F. A. M. Volckaert, E. Van den Bergh and J. Maes. 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin*, 60 (7): 1099-1112.
- Brind'Amour, A. and J. Lobry. 2009. Assessment of the ecological status of coastal areas and estuaries in France, using multiple fish-based indicators: a comparative analysis on the Vilaine estuary. *Aquatic Living Resources*, 22: 559-572.
- Browman, H. I. and K. I. Stergiou. 2004. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 269-303.
- Bublitz, C. G. 1996. Quantitative evaluation of flatfish behavior during capture by trawl gear. *Fisheries Research*, 25 (3-4): 293-304.
- Burczynski, J. 1982. Introduction to the use of sonar systems for estimating fish biomass. FAO Fisheries Technical Paper. n°191 (Rev. 1): 1-10.
- Burt, J. M., S. G. Hinch and D. A. Patterson. 2011. The importance of parentage in assessing temperature effects on fish early life history: a review of the experimental literature. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21 (3): 377-406.

C

- C.T.G.R.E.F. 1979 Etude halieutique de l'estuaire de la Gironde. CTGREF Div ALA Bx/EDF, Bordeaux
- Castaing, P., A. Sottolichio, P. Elie, M. Girardin, P. Gonthier, P. Lambert and E. Rochard. 2002 Programme LITEAU-Gironde. Rôle de la dynamique des masses d'eau et des sédiments fins dans les transferts chimiques et biologiques dans l'estuaire. Rapport LITEAU, Bordeaux, pp. 250.,
- Castelnaud, G. 1993 L'état de la pêche commerciale dans le système fluvio-estuarien de la Gironde : contribution au livre blanc de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.
- Castelnaud, G. and G. Cauvin. 2002 Site atelier de la Gironde : étude halieutique et socio-économique 1999-2000.,
- CEN. 2009 *European Committee for Standardization*. Water quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.,
- Chaalali, A., X. Chevillot, G. Beaugrand, V. David, C. Luczak, P. Boët, A. Sottolichio and B. Sautour. 2013. Changes in the distribution of copepods in the Gironde estuary: A warming and marinisation consequence? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Childs, A. R., P. D. Cowley, T. F. Næsje, A. J. Booth, W. M. Potts, E. B. Thorstad and F. Økland. 2008. Do environmental factors influence the movement of estuarine fish? A case study using acoustic telemetry. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 (1): 227-236.
- Chopin, F. S. and T. Arimoto. 1995. The condition of fish escaping from fishing gears—a review. *Fisheries Research*, 21 (3-4): 315-327.

- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner and R. G. Woodmansee. 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications*, 6 (3): 665-691.
- Clay, C. S. and J. K. Horne. 1994. Acoustic models of fish - The Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 96 (3): 1661-1668.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Courrat, A. and M. Lepage. 2009 Les indicateurs DCE estuariens. État des lieux à l'échelle européenne en avril 2009. Liteau III,
- Cury, P. M., Y.-J. Shin, B. Planque, J. M. Durant, J.-M. Fromentin, S. Kramer-Schadt, N. C. Stenseth, M. Travers and V. Grimm. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 23 (6): 338-346.

D

- Dalen, J. and A. Lovik. 1981. The influence of wind-induced bubbles on echo integration surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 69 (6): 1653-1659.
- Dauvin, J.-C., G. Bellan and D. Bellan-Santini. 2010. Benthic indicators: From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin*, 60 (7): 947-953.
- Dauvin, J. C. and N. Desroy. 2005. The food web in the lower part of the Seine estuary: A synthesis of existing knowledge. *Hydrobiologia*, 540 (1-3): 13-27.
- David, V., B. Sautour, P. Chardy and M. Leconte. 2005. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (2-3): 171-184.
- De Casamajor, M. N., N. Bru and P. Prouzet. 1999. Influence de la luminosité nocturne et de la turbidité sur le comportement vertical de migration de la civelle d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans l'estuaire de l'Adour. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 355: 327-347.
- de Jonge, V. N., M. Elliott and V. S. Brauer. 2006. Marine monitoring: Its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 5-19.
- Delpech, C., M. Girardin, M. Lepage and P. Boët. submitted. Long-term changes within the small fish and shrimp communities of the Gironde estuary (France): Global change and hydro-climatic factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Delpech, C., A. Courrat, S. Pasquaud, J. Lobry, O. Le Pape, D. Nicolas, P. Boët, M. Girardin and M. Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (6): 908-918.
- Demer, D. A. and R. P. Hewitt. 1995. Bias in acoustic biomass estimates of *Euphausia superba* due to diel vertical migration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 42 (4): 455-475.
- Demer, D. A., R. J. Kloser, D. N. MacLennan and E. Ona. 2009. An introduction to the proceedings and a synthesis of the 2008 ICES Symposium on the Ecosystem Approach with Fisheries Acoustics and Complementary Technologies (SEAFACETS). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (6): 961-965.

- Diner, N., C. Durant and L. Berger. 2002 Acoustic calibration on a standard spherical target. Version 3.4 - DNIS/ESI/DLE/DTI/99-046. Editions Ifremer.
- Doray, M. 2006. L'agrégation de thons de sub-surface au sein du système [DCP ancré - macronecton - environnement - pêche] en Martinique : étude hiérarchique par méthodes acoustiques, optiques et halieutiques. Thèse Ecole Nationale Supérieurs Agronomique de Rennes (ENSAR). 423 pp.

E

- Ehrenberg, J. E. 1979. A comparative analysis of in situ methods for directly measuring the acoustic target strength of individual fish. *Oceanic Engineering, IEEE Journal of*, 4 (4): 141-152.
- Ehrenberg, J. E. and T. C. Torkelson. 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53 (2): 329-334.
- Elliott, M. and F. Dewailly. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29 (3-4): 397-417.
- Elliott, M. and D. S. McLusky. 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55 (6): 815-827.
- Elliott, M. and K. Hemingway. 2002. Fishes in estuaries.
- Elliott, M. and V. Quintino. 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (6): 640-645.
- Elliott, M. and A. K. Whitfield. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94 (4): 306-314.
- Engaas, A., D. Foster, B. D. Hataway, J. W. Watson and I. Workman. 1999. The Behavioral Response of Juvenile Red Snapper (*Lutjanus campechanus*) to Shrimp Trawls that Utilize Water Flow Modifications to Induce Escapement. *Marine Technology Society Journal*, 33 (2): 43-50.
- Etcheber, H., S. Schmidt, A. Sottolichio, E. Maneux, G. Chabaux, J. M. Escalier, H. Wenekes, H. Derriennic, M. Schmeltz, L. Quéméner, M. Repecaud, P. Woerther and P. Castaing. 2011. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15 (3): 831-840.
- EU. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, 43 (L327): 75.

F

- Fairbridge, R. 1980. The estuary : its definition and geodynamic cycle. In *Chemistry and biogeochemistry of estuaries*, eds. Olausson, E. & I. Cato, 1-35. New York.: Wiley.
- FAO. 2003 Aménagement des pêches. 2. L'approche écosystémique des pêches. FAO Directives techniques pour une pêche responsable. n°4, Suppl. 2. Rome, FAO. 120 p.,
- FAO. 2012 La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO, Rome. 241 p.,
- Fernandes, P. G., F. Gerlotto, D. V. Holliday, O. Nakken and E. J. Simmonds. 2002. Acoustic applications in fisheries science: the ICES contribution. *ICES Marine Science Symposia*, 215: 483-492.

- Fernandes, P. G., R. J. Korneliussen, A. Lebourges Dhaussy, J. Massé, M. Iglesias, N. Diner and E. Ona. 2006 The SIMFAMI project: species identification methods from acoustic multifrequency information. Final Report to the EC No. Q5RS-2001-02054. Available from Rolf Korneliussen Institute of Marine Research, P.O. Box 1870 Nordnes, N-5817 Bergen, Norway.
- Fernandes, P. G., A. S. Brierley, E. J. Simmonds, N. W. Millard, S. D. McPhail, F. Armstrong, P. Stevenson and M. Squires. 2000. Oceanography: Fish do not avoid survey vessels. *Nature*, 404 (6773): 35-36.
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson and J. Norberg. 2005. ADAPTIVE GOVERNANCE OF SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEMS. *Annual Review of Environment and Resources*, 30 (1): 441-473.
- Foote, K. G. 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish. A comparison of gadoid and mackerel target strengths. *Journal of the Acoustical Society of America*, 67 (6): 2084-2089.
- Foote, K. G. 1983. Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. *Journal of the Acoustical Society of America*, 73: 1932-1940.
- Foote, K. G., A. Aglen and O. Nakken. 1986. Measurement of fish target strength with a split-beam echo sounder. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 80 (2): 612-621.
- Foote, K. G., F. R. Knudsen and G. Vestnes. 1987 Calibration of acoustic instruments for fish density estimation : a practical guide. Cooperative research report. International Council for the Exploration of the Sea. n°144.
- Fréon, P., F. Gerlotto and M. Soria. 1992. Changes in school structure according to external stimuli: description and influence on acoustic assessment. *Fisheries Research*, 15 (1-2): 45-66.

G

- Gangl, R. S. and R. A. Whaley. 2004. Comparison of Fish Density Estimates from Repeated Hydroacoustic Surveys on Two Wyoming Waters. *North American Journal of Fisheries Management*, 24 (4): 1279-1287.
- Garcia, S. M. and K. L. Cochrane. 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 62 (3): 311-318.
- Gartner, J. W. 2004. Estimating suspended solids concentrations from backscatter intensity measured by acoustic Doppler current profiler in San Francisco Bay, California. *Marine Geology*, 211 (3-4): 169-187.
- Gascuel, D., N. Bez, A. Forest, P. Guillotreau, F. Laloë, J. Lobry, S. Mahévas, B. Mesnil, E. Rivot, S. Rochette and V. Trenkel. 2011. A future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fisheries Research*, 109 (1): 1-6.
- Gauthier, S. and J. K. Horne. 2004. Potential acoustic discrimination within boreal fish assemblages. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 61 (5): 836-845.
- Gerlotto, F., C. Hernandez and E. Linares. 1998. Experiences with multibeam sonar in shallow tropical waters. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 143-147.
- Gerlotto, F., M. Soria and P. Freon. 1999. From two dimensions to three: the use of multibeam sonar for a new approach in fisheries acoustics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 (1): 6-12.

- Gerlotto, F., S. Georgakarakos and P. K. Eriksen. 2000. The application of multibeam sonar technology for quantitative estimates of fish density in shallow water acoustic surveys. *Aquatic Living Resources*, 13 (5): 385-393.
- Gerlotto, F., J. Castillo, A. Saavedra, M. A. Barbieri, M. Espejo and P. Cotel. 2004. Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 61 (7): 1120-1126.
- Girardin, M. and G. Castelnaud. 2009. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : suivi des captures 2008 - étude de la faune circulante 2008. Rapport pour EDF CNPE du Blayais/ Etude Cemagref, groupement de Bordeaux, Cestas. n°132
- Girardin, M. and G. Castelnaud. 2012. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - Suivi des captures 2011 - Etude de la faune circulante 2011. Rapport pour EDF CNPE du Blayais, Irstea, groupement de Bordeaux, Cestas. Etude n° 148, 246 p.
- Godlewska, M., M. Colon, L. Doroszczyk, B. Dlugoszewski, C. Verges and J. Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research*, 96 (1): 11-16.
- Godø, O. R. and S. J. Walsh. 1992. Escapement of fish during bottom trawl sampling — implications for resource assessment. *Fisheries Research*, 13 (3): 281-292.
- Gray, J. S., M. Waldichuk, A. J. Newton, R. J. Berry, A. V. Holden and T. H. Pearson. 1979. Pollution-Induced Changes in Populations [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 286 (1015): 545-561.
- Guillard, J. 1998a. Utilisation des méthodes acoustiques en milieu peu profond (rivières, estuaires, zones côtières). *Océanis*, 22 (1): 39-50.
- Guillard, J. 1998b. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 23-31.
- Guillard, J. 2011. Du peuplement piscicole au banc de poissons : une approche acoustique multi-échelle. HDR, Université de Grenoble, 131 pp.
- Guillard, J. and C. Vergès. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology*, 92 (6): 605-617.
- Guillard, J., J. J. Albaret, M. Simier, I. Sow, J. Raffray and L. T. de Morais. 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: Moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources*, 17 (1): 47-55.
- Guillard, J., M. Simier, J. J. Albaret, J. Raffray, I. Sow and L. Tito de Morais. 2012. Fish biomass estimates along estuaries: a comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

H

- Haedrich, R. L. 1983. Estuarine fishes. *Ecosystems of the world, Estuaries and Enclosed Seas*, 26: 183-207.
- Heip, C. H. R., N. K. Goosen, P. M. J. Herman, J. Kromkamp, J. J. Middelburg and K. Soetaert. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 33: 1-149.
- Helfman, G. 1986. Fish Behaviour by Day, Night and Twilight. In *The Behaviour of Teleost Fishes*, eds. Pitcher, T., 366-387. Springer US.

- Hemmings, C. C. 1973. Direct observation of the behaviour of fish in relation to fishing gear. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 24 (1-4): 348-360.
- Henderson, P. A. and R. M. H. Seaby. 1994. On the factors influencing juvenile flatfish abundance in the lower Severn Estuary, England. *Netherlands Journal of Sea Research*, 32 (3-4): 321-330.
- Henderson, P. A., D. James and R. H. A. Holmes. 1992. Trophic structure within the Bristol Channel: seasonality and stability in Bridgwater Bay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 72 (03): 675-690.
- Hesthagen, I. H. 1980. Locomotor activity in the painted goby, *Pomatoschistus pictus* (Malm) (Pisces), in relation to light intensity. *Sarsia*, 65 (1): 13-18.
- Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research*, 108 (2-3): 235-239.
- Hillebrand, H. and B. Matthiessen. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters*, 12 (12): 1405-1419.
- Horne, J. K. 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*, 9 (4): 356-371.
- Howard, R. 1989. The structure of a nearshore fish community of Western Australia: diel patterns and the habitat role of limestone reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 24 (2): 93-104.
- Hughes, R. M. and T. Oberdorff. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States. *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resource Quality Using Fish Communities*. CRC Press: 79-96.
- Hughes, S. 1998. A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 91-97.

I-J

- Imperial, M. T. and T. M. Hennessey. 1996. An ecosystem-based approach to managing estuaries: An assessment of the National Estuary program. *Coastal Management*, 24 (2): 115-139.
- Jaureguizar, A. J., R. Menni, C. Bremec, H. Mianzan and C. Lasta. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56 (5-6): 921-933.
- Jech, J. M., D. M. Schael and C. S. Clay. 1995. Application of 3 sound-scattering models to threadfin shad (*Dorosoma petenense*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 98 (4): 2262-2269.
- Jerry, M. and N. Raissi. 2001. A policy of fisheries management based on continuous fishing effort. *Journal of Biological Systems*, 09 (04): 247-254.

K

- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27.
- Kennish, M. J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29 (01): 78-107.
- Kimmerer, W. J. 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages? *Marine Ecology Progress Series*, 243: 39-55.
- Kimura, K. 1929. *Journal of the Imperial Fisheries Institute Tokyo*, 24: 41-45.

- King, M. 2007. *Fisheries Biology, Assessment and Management* (2nd Ed.). Blackwell Publishing. 400pp.
- Kloser, R. J., T. Ryan, P. Sakov, A. Williams and J. A. Koslow. 2002. Species identification in deep water using multiple acoustic frequencies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (6): 1065-1077.
- Knudsen, F. R. and H. Sægrov. 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research*, 56 (2): 205-211.
- Korneliussen, R. J. and E. Ona. 2002. An operational system for processing and visualizing multi-frequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59 (2): 293-313.
- Korneliussen, R. J. and E. Ona. 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 60 (3): 636-640.
- Korneliussen, R. J., N. Diner, E. Ona, L. Berger and P. G. Fernandes. 2008a. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *Ices Journal of Marine Science*, 65 (6): 982-994.
- Korneliussen, R. J., N. Diner, E. Ona, L. Berger and P. G. Fernandes. 2008b. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65 (6): 982-994.
- Koslow, J. A. 2009. The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (6): 966-973.
- Krumme, U. 2004. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. *Fisheries Research*, 70 (1): 1-15.
- Krumme, U. and U. Saint-Paul. 2003. Observations of fish migration in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil using a 200-kHz split-beam sonar. *Aquatic Living Resources*, 16 (3): 175-184.
- Krumme, U. and A. Hanning. 2005. A floating device for stationary hydroacoustic sampling in shallow waters. *Fisheries Research*, 73 (3): 377-381.
- Kubecka, J. and A. Duncan. 1998. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 115-125.
- Kubečka, J., O. R. Godø, P. Hickley, M. Prchalová, M. Říha, L. Rudstam and R. Welcomme. 2012. Fish sampling with active methods. *Fisheries Research*, 123-124 (0): 1-3.
- Kurkilahti, M., M. Appelberg, T. Hesthagen and M. Rask. 2002. Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor. *Fisheries Research*, 54 (2): 153-170.

L

- Larkin, P. A. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6 (2): 139-164.
- Lassalle, G., M. Béguer, L. Beaulaton and E. Rochard. 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: an approach using biogeographical models. *Biological Conservation*, 141 (4): 1105-1118.
- Lepage, M., M. Girardin and V. Bouju. 2008. Inventaire Poisson dans les eaux de transition. Mise à jour du protocole d'échantillonnage de la façade Atlantique et Manche. Cemagref - groupement de Bordeaux, Cestas, 29 p.
- Lepage, M., M. Girardin, J. Dublon, C. Delpech, A. Just and P. Gonthier. 2010. Rapport du contrôle de surveillance DCE 2009 du district Adour-Garonne. Unité de recherche Ecosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, Cemagref de Bordeaux, 84 p.

- Lepage, M., B. Durozoi, M. Girardin, P. Boët, L. De Maisonneuve, F. Poulain, A. Guibert and P. Gonthier. 2007 Etat de lieux des peuplements de poisson dans les eaux de transition du bassin Adour Garonne. Etude Cemagref n°117, Unité de recherche Ecosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, Cemagref de Bordeaux, 145 p.
- Lévêque, J.-J., A. Lebourges Dhaussy and E. Josse. 2006 Notions d'acoustique appliquée à l'halieutique et l'écologie aquatique. 77 pp.,
- Lévêque, C. and J.-C. Mounolou. 2004. Biodiversity. John Wiley & Sons, Ltd.
- Lévêque, C., P. Boët, G. Bocquéné, G. Bouleau, H. Etcheber, V. Foussard, A. Just, M. Lepage, J. Lobry, S. Moussard, O. Sirost and A. Sottolichio. 2011 Synthèse des travaux BEEST : vers une approche multicritère du Bon état écologique des grands ESTUAIRES.
- Levy, D. A. and A. D. Cadenhead. 1995. Selective tidal stream transport of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Fraser River Estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52 (1): 1-12.
- Livingston, R. J. 2003. Trophic organization in coastal systems. CRC Press. 389 p.
- Lobry, J. 2004. Quel référentiel de fonctionnement pour les écosystèmes estuariens ? Le cas des cortèges de poissons fréquentant l'estuaire de la Gironde. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux, 230 pp.
- Lobry, J., D. Gascuel and F. Domain. 2003a. La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. *Aquatic Living Resources*, 16 (02): 59-68.
- Lobry, J., M. Lepage and M. Girardin. 2006a. L'échantillonnage de la diversité piscicole en estuaires : stratégies et représentativité dans le contexte de la Directive cadre européenne sur l'eau. *Ingénieries - EAT*, 45: 3-14.
- Lobry, J., M. Lepage and E. Rochard. 2006b. From seasonal patterns to a reference situation in an estuarine environment: Example of the small fish and shrimp fauna of the Gironde estuary (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70 (1-2): 239-250.
- Lobry, J., L. Mourand, E. Rochard and P. Elie. 2003b. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. *Aquatic Living Resources*, 16 (02): 47-58.
- Lobry, J., V. David, S. Pasquaud, M. Lepage, B. Sautour and E. Rochard. 2008. Diversity and stability of an estuarine trophic network. *Marine Ecology Progress Series*, 358: 13-25.
- Logerwell, E. A. and C. D. Wilson. 2004. Species discrimination of fish using frequency-dependent acoustic backscatter. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 61 (6): 1004-1013.
- Love, R. H. 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 62 (6): 1397-1403.
- Lurton, X. 1998. Acoustique sous-marine : présentation et applications. Editions Ifremer. 110 pp.
- Lyons, J. 1998. A hydroacoustic assessment of fish stocks in the River Trent, England. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 83-90.

M

- Mackinson, S. and J. van der Kooij. 2006. Perceptions of fish distribution, abundance and behaviour: Observations revealed by alternative survey strategies made by scientific and fishing vessels. *Fisheries Research*, 81 (2-3): 306-315.

- Mackinson, S., S. Freeman, R. Flatt and B. Meadows. 2004. Improved acoustic surveys that save time and money: integrating fisheries and ground-discrimination acoustic technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305 (2): 129-140.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59 (2): 365-369.
- Madureira, L. S. P., I. Everson and E. J. Murphy. 1993. Interpretation of acoustic data at two frequencies to discriminate between Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) and other scatterers. *Journal of Plankton Research*, 15 (7): 787-802.
- Maes, J., S. Damme, P. Meire and F. Ollevier. 2004. Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology*, 145 (5): 1033-1042.
- Marchal, E., E. Josse and A. Lebourges Dhaussy. 1996. Prédateurs et proies : une approche acoustique. *Application de l'acoustique au domaine vivant aquatique*, 22 (1): 117-132.
- Maresca, B., X. Mordret, A.-L. Ughetto and P. Blancher. 2011. Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. *Développement durable et territoires*, 2 (3).
- Marshall, S. and M. Elliott. 1998. Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46 (2): 175-184.
- Martin, L. V., T. K. Stanton, P. H. Wiebe and J. F. Lynch. 1996. Acoustic classification of zooplankton. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53 (2): 217-224.
- McClatchie, S., R. E. Thorne, P. Grimes and S. Hanchet. 2000. Ground truth and target identification for fisheries acoustics. *Fisheries Research*, 47 (2-3): 173-191.
- McHugh, J. L. 1967. Estuarine nekton. *Estuaries*, 83: 581-620.
- McLusky, D. J. 1989. *The Estuarine Ecosystem*. Glasgow-London: Blackie.
- McLusky, D. S. and M. Elliott. 2006. *The Estuarine Ecosystem - ecology, threats and management*. Oxford University Press.
- McLusky, D. S. and M. Elliott. 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (3-4): 359-363.
- Misund, O. 1997. Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7 (1): 1-34.
- Misund, O. A. and J. Coetzee. 2000. Recording fish schools by multi-beam sonar: potential for validating and supplementing echo integration recordings of schooling fish. *Fisheries Research*, 47 (2-3): 149-159.
- Mitson, R. B., Y. Simard and C. Goss. 1996. Use of a two-frequency algorithm to determine size and abundance of plankton in three widely spaced locations. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53 (2): 209-215.
- Morrison, M. A., M. P. Francis, B. W. Hartill and D. M. Parkinson. 2002. Diurnal and Tidal Variation in the Abundance of the Fish Fauna of a Temperate Tidal Mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54 (5): 793-807.
- Moszynski, M. and J. B. Hedgepeth. 2000. Using single-beam side-lobe observations of fish echoes for fish target strength and abundance estimation in shallow water. *Aquatic Living Resources*, 13 (5): 379-383.
- Mulligan, T. 2000. Shallow water fisheries sonar: a personal view. *Aquatic Living Resources*, 13 (05): 269-273.

N-O

- Nelson, J. S. 1994. *Fishes of the World*: 3rd. Ed. New York: John Wiley & Sons.
- Nicolas, D. 2010. Des poissons sous influence? Une analyse à large échelle des relations entre les gradients abiotiques et l'ichtyofaune des estuaires tidaux européens. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux. 234 pp., pp.
- Nicolas, D., J. Lobry, M. Lepage, B. Sautour, O. Le Pape, H. Cabral, A. Uriarte and P. Boët. 2010. Fish under influence: a macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86 (1): 137-147.
- Novarini, J. C. and D. R. Bruno. 1982. Effects of the sub-surface bubble layer on sound propagation. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 72 (2): 510-514.
- Olsen, K. 1979. Observed avoidance behaviour in herring in relation to the passage of an echo survey vessel. *ICES C.M.1979/B:18*, 8pp.

P-Q

- Paramo, J., F. Gerlotto and C. Oyarzun. 2010. Three dimensional structure and morphology of pelagic fish schools. *Journal of Applied Ichthyology*, 26 (6): 853-860.
- Pasquaud, S. 2006. Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien - Application à l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux, 361 pp.
- Pasquaud, S., A. Brind'Amour, O. Berthélé, M. Girardin, P. Elie, P. Boët and M. Lepage. 2012. Impact of the sampling protocol in assessing ecological trends in an estuarine ecosystem: The empirical example of the Gironde estuary. *Ecological Indicators*, 15 (1): 18-29.
- Pedersen, G. and R. J. Korneliussen. 2009. The relative frequency response derived from individually separated targets of northeast Arctic cod (*Gadus morhua*), saithe (*Pollachius virens*), and Norway pout (*Trisopterus esmarkii*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (6): 1149-1154.
- Pérez-Domínguez, R., S. Maci, A. Courrat, M. Lepage, A. Borja, A. Uriarte, J. M. Neto, H. Cabral, V. St.Raykov, A. Franco, M. C. Alvarez and M. Elliott. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*, 23 (0): 34-45.
- Pieper, R. E., D. V. Holliday and G. S. Kleppel. 1990. Quantitative zooplankton distributions from multifrequency acoustics. *Journal of Plankton Research*, 12 (2): 433-441.
- Planque, B., C. Loots, P. Petitgas, U. L. F. Lindstrøm and S. Vaz. 2011. Understanding what controls the spatial distribution of fish populations using a multi-model approach. *Fisheries Oceanography*, 20 (1): 1-17.
- Potter, I. C., B. M. Chuwen, S. D. Hoeksema and M. Elliott. 2010. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87 (3): 497-500.
- Power, M., M. J. Attrill and R. M. Thomas. 2000a. Temporal abundance patterns and growth of juvenile herring and sprat from the Thames estuary 1977–1992. *Journal of Fish Biology*, 56 (6): 1408-1426.
- Power, M., M. J. Attrill and R. M. Thomas. 2000b. Environmental factors and interactions affecting the temporal abundance of juvenile flatfish in the Thames Estuary. *Journal of Sea Research*, 43 (2): 135-149.
- Pritchard, D. W. 1967. What is an estuary: physical viewpoint. *Estuaries*, 83: 3-5.

Quintin, J.-Y., P. Castaing, J.-M. Jouanneau, G. Oggian, B. Chaurial, N. Gournier, B. Sautour, R. Parra, G. Bachelet and M. Leconte. 2008 Surveillance écologique du site du Blayais, année 2007. IFREMER RST DYNECO/AG/08-07,

R

- Ray, G. C. 2005. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (1): 18-32.
- Reebs, S. G., L. Boudreau, P. Hardie and R. A. Cunjak. 1995. Diel activity patterns of lake chubs and other fishes in a temperate stream. *Canadian Journal of Zoology*, 73 (7): 1221-1227.
- Ribeiro, J., L. Bentes, R. Coelho, J. M. S. Gonçalves, P. G. Lino, P. Monteiro and K. Erzini. 2006. Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67 (3): 461-474.
- Rochard, E., M. Lepage and L. Meauzé. 1997. Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquatic Living Resources*, 10 (02): 101-109.
- Rochard, E., M. Lepage, P. Dumont, S. Tremblay and C. Gazeau. 2001. Downstream migration of juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde estuary. *Estuaries*, 24 (1): 108-115.
- Romana, L. A. 1994. Les grands estuaires français. *Equinoxe*.
- Rosenberg, A., T. E. Bigford, S. Leathery, R. L. Hill and K. Bickers. 2000. Ecosystem approaches to fishery management through essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 66 (3): 535-542.
- Rotherham, D., A. J. Underwood, M. G. Chapman and C. A. Gray. 2007. A strategy for developing scientific sampling tools for fishery-independent surveys of estuarine fish in New South Wales, Australia. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 64 (8): 1512-1516.
- Roy, P. S., R. J. Williams, A. R. Jones, I. Yassini, P. J. Gibbs, B. Coates, R. J. West, P. R. Scanes, J. P. Hudson and S. Nichol. 2001. Structure and function of south-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53 (3): 351-384.
- Rudstam, L. G., J. M. Jech, S. L. Parker-Stetter, J. K. Horne, P. J. Sullivan and D. M. Mason. 2013. Fisheries acoustics. In *Fisheries techniques (Third Edition)*, 1009. American Fisheries Society.

S

- Salomon, J.-N. 2002. L'inondation dans la basse vallée de la Garonne et l'estuaire de la Gironde lors de la "tempête du siècle" (27 et 28 décembre 1999). *Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, 2: 127-134.
- Samedy, V., E. Josse, J. Guillard, M. Pierre, M. Girardin and P. Boët. 2013. Comparison of vertical mobile hydroacoustic survey strategies for monitoring fish distributions in the Gironde estuary (France). DOI: 10.1016/j.ecss.2013.01.017. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Scalabrin, C., N. Diner, A. Weill, A. Hillion and M.-C. Mouchot. 1996. Narrowband acoustic identification of monospecific fish shoals. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53 (2): 181-188.
- Schlosser, I. J. 1999. Stream fish ecology: a landscape perspective. *NCASI Technical Bulletin*, 2 (781): 471-472.

- Simmonds, E. J. and D. N. MacLennan. 2005. Fisheries acoustics : theory and practice. Oxford; Ames, Iowa: Blackwell Science.
- Sogard, S., G. N. Powell and J. Holmquist. 1989. Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida Bay: 2. Diel and tidal patterns. *Environmental Biology of Fishes*, 24 (2): 81-92.
- Sottolichio, A. 1999. Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, 184 pp.
- Sottolichio, A. and P. Castaing. 1999. A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 329 (11): 795-800.
- Sow, I. and J. Guillard. 2010. Suivi par hydroacoustique du peuplement piscicole d'une Aire Marine Protégée du Sine-Saloum (Sénégal): bilan 2003-2007. *Journal des Sciences Halieutique et Aquatique*, 1: 21-32.
- Stark, J. S. 1998. Heavy metal pollution and macrobenthic assemblages in soft sediments in two Sydney estuaries, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 49 (6): 533-540.
- Sund, O. 1935. Echo sounding in fishery research. *Nature*, 135: 953.

T

- Tableau, A., H. Drouineau, C. Delpech, M. Pierre, J. Lobry, O. Le Pape, J. Breine and M. Lepage. 2013. A fish-based index of estuarine ecological quality incorporating information from both scientific fish survey and experts knowledge. *Ecological Indicators*, 32 (0): 147-156.
- Tessier, C., P. Le Hir, X. Lurton and P. Castaing. 2008. Estimation de la matière en suspension à partir de l'intensité rétrodiffusée des courantomètres acoustiques à effet Doppler (ADCP). *Comptes Rendus Geoscience*, 340 (1): 57-67.
- Thiel, R., A. Sepúlveda, R. Kafemann and W. Nellen. 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology*, 46 (1): 47-69.
- Thorne, R. E. 1998. Review: experiences with shallow water acoustics. *Fisheries Research*, 35 (1-2): 137-141.
- Traynor, J. J. and J. E. Ehrenberg. 1979. Evaluation of the Dual Beam Acoustic Fish Target Strength Measurement Method. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36 (9): 1065-1071.
- Trenkel, V. M., V. Mazauric and L. Berger. 2008. The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65 (4): 645-655.
- Trenkel, V. M., P. H. Ressler, M. Jech, M. Giannoulaki and C. Taylor. 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology-Progress Series*, 442: 285-301.

V

- Villalobos Ortiz, H. 2008. Évolution de l'écosystème pélagique du Golfe de Gascogne pendant la période 1990-2003. Conséquences sur la capturabilité des espèces., pp.
- Vinagre, C., S. França and H. Cabral. 2006. Diel and semi-lunar patterns in the use of an intertidal mudflat by juveniles of Senegal sole, *Solea senegalensis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69 (1): 246-254.

- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco and J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499.
- Vorwerk, P., A. Whitfield, P. Cowley and A. Paterson. 2003. The Influence of Selected Environmental Variables on Fish Assemblage Structure in a Range of Southeast African Estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 66 (3): 237-247.

W

- Walsh, S. J. 1991. Diel variation in availability and vulnerability of fish to a survey trawl. *Journal of Applied Ichthyology*, 7 (3): 147-159.
- Wang, Y.-P. 2000. A preliminary study on suspended sediment concentration measurements using an ADCP mounted on a moving vessel. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 18 (2): 183-189.
- Whitfield, A. K. 1996. Fishes and the environmental status of South African estuaries. *Fisheries Management and Ecology*, 3 (1): 45-57.
- Whitfield, A. K. and M. 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.
- Williot, P. and G. Castelnaud. 2011. Historic Overview of the European Sturgeon *Acipenser sturio* in France: Surveys, Regulations, Reasons for the Decline, Conservation, and Analysis. In *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio* L. 1758, eds. Williot, P., E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum & J. Gessner, 285-307. Springer Berlin Heidelberg.
- Winfield, I. J., J. M. Fletcher, J. B. James and C. W. Bean. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK. *Fisheries Research*, 96 (1): 30-38.
- Wolanski, E. 2007. *Estuarine ecohydrology*. Amsterdam: Elsevier.
- Wolfe, D. A., M. A. Champ, D. A. Flemer and A. J. Mearns. 1987. Long-term biological data sets: Their role in research, monitoring, and management of estuarine and coastal marine systems. *Estuaries*, 10 (3): 181-193.

Table des illustrations

Liste des figures

Figure 1. Carte schématique de l'estuaire de la Gironde, pour ce qui est défini comme l'estuaire marin. La localisation ses villes ou zones se fait en fonction de la distance à la ville de Bordeaux, associée par des points kilométriques (PK). Le chenal de navigation délimite la rive Médoc de la rive Saintonge.	6
Figure 2. Structuration typique de quelques paramètres physico-chimiques dans les grands estuaires (d'après (Romana 1994)).	8
Figure 3. Pratiques de pêche observées le long de l'estuaire de la Gironde : (a) Carrelets, (b) fileyeur (travail), (c) pibalour et (d) fileyeur (nasse).	23
Figure 4. Schéma du rayonnement d'un transducteur où c est la célérité du son, τ la durée d'impulsion, et A la surface de la face active du transducteur.	31
Figure 5. Schéma de la structure générique de fonctionnement d'un système sondeur.	33
Figure 6. Fenêtre d'échantillonnage par approche acoustique.	37
Figure 7. Schéma conceptuel de parcours (a) en zigzags ou (b) en transects équidistants.	45
Figure 8. Exemple de réponses fréquentielles en fonction des différentes classes de réflecteurs (Fernandes et al. 2006).	48
Figure 9. Comparaison de l'évolution de densité par unité de volume (S_v , en dB) sur trois fréquences (70, 120 et 200 kHz) pour l'estuaire de la Gironde.	48
Figure 10. Navires utilisés pour l'étude de faisabilité : (a) Esturial, (b) Dediou, (c) Ouestu. ...	50
Figure 11. Représentation schématique de l'installation des échosondeurs : (a) montage immergé et (b) à l'intérieur de la cabine ((1) Base 70 -7C, (2) Base 120 -7C, (3) Base 120-2.5x10, (4) Multiplexer, (5) GPT, (6) Ethernet, (7) Processeur et unité d'affichage).	51
Figure 12. Configuration de mesure avec une sphère suspendue durant une calibration (Foote et al. 1987).	52
Figure 13. Fenêtres d'échantillonnage considérées comme pertinentes pour une prospection acoustique.	54
Figure 14. Positionnement relatif des périodes d'échantillonnage acoustique en fonction du cycle tidal, au niveau de la zone d'échantillonnage (PK 60) avec un coefficient de marée à 65.	56
Figure 15. Comparaison intra-campagne à l'aide de deux navires (1) Navire Ouestu et (2) Navire Dediou, testant (a) l'influence du sens de prospection par rapport au courant sur les données et (b) la pertinence de deux parcours mobiles différents.	57
Figure 16. Engins d'échantillonnage pour la DCE : un chalut à perche de 3 m (Lepage et al. 2010).	72
Figure 17. Composition du peuplement en guildes écologiques, observée dans la Gironde centrale en 2009 (a) au printemps et (b) à l'automne (CA : Migrateurs amphihalins, ER : Espèces résidentes, FW : Espèces dulçaquicoles, MA : Espèces marines occasionnelles, MJ : Juvéniles marins et MS : Migrants marins saisonniers).	72
Figure 18. Localisation des stations d'échantillonnage des suivis mensuels TRANSECT.	74
Figure 19. Engins de pêche utilisés pour les pêches scientifiques à bord de L'Esturial (d'après Béguer, 2008).	75
Figure 20. Zone d'échantillonnage commune entre les campagnes acoustiques et TRANSECT.	77

Figure 21. Période de flot, fréquence 70 kHz avec les variables environnementales aux trois échelles (TurbMois/Semaine/Jour = Moyenne de la turbidité du mois, de la semaine et du jour, OxyMois/Semaine/Jour = Moyenne du pourcentage de saturation de l'oxygène du mois, de la semaine et du jour, TempMois/Semaine/Jour = Moyenne de la température du mois, de la semaine et au jour, SaliMois/Semaine/Jour = Moyenne de la salinité du mois, de la semaine et du jour) et le données acoustiques (TS/s _a _Ch = Mesure de TS et de s _a sur la rive Médoc, TS/s _a _Stge = Mesure de TS et de s _a sur la rive Saintonge).	101
Figure 22. ACP, période de flot, la température, la concentration en oxygène dissous à chaque échelle et les métriques acoustiques pour les rives Saintonge (Stge) et Médoc (Ch).	102
Figure 23. Nuage d'individus de l'ACP, période de flot, avec la température, la concentration en oxygène dissous à chaque échelle et les métriques acoustiques.	102
Figure 24. ACP, avec les données environnementales de la température, la turbidité, la salinité, l'oxygène et la chlorophylle a et les données acoustiques.	104
Figure 25. Profil transversal d'un zig avec la colonne d'eau découpée en trois niveaux : surface (de 2 à 4 m), milieu (de 4 à 6 m) et fond (de 6 à 8 m).	106
Figure 26. Répartition de la densité acoustique (Sa) pour chaque tranche de la colonne d'eau, pour les campagnes GAF en 2010 : (a) pour la rive Saintonge et (b) pour la rive Médoc.	107
Figure 27. Nuages de points des densités acoustiques au 120 kHz avec le coefficient de corrélation (R ²) entre les différentes sections de la colonne d'eau pour la rive Saintonge : (a) période de flot et (b) période de jusant.	108
Figure 28. Nuages de points des densités acoustiques au 120 kHz avec le coefficient de corrélation (R ²) entre les différentes sections de la colonne d'eau pour la rive Médoc : (a) période de flot et (b) période de jusant.	108
Figure 29. Emplacement des stations fixes pour les campagnes d'échantillonnages acoustiques GAF (ZZ = Zigzag, SF = Station fixe).	112
Figure 30. Densités acoustiques issues des SF de 24h en 2012 à 120 kHz : (a) février, (b) avril et (c) juin avec la ligne en pointillée représentant l'évolution de la hauteur de la colonne d'eau en fonction d'une journée de 24 h (heures données en GMT). NB. Les échelles ne sont pas ajustées.	113
Figure 31. Boîtes à moustache comparant les densités acoustiques de jour et de nuit pour les stations fixes de 2012, au 120 kHz : (a) février, (b) avril et (c) juin.	114
Figure 32. Evolution densités acoustiques par mois en 2011 : (a) février, (b) mars, (c) avril, (d) mai, (e) juin, (f) juillet, (g) octobre, (h) novembre) et en 2012 : (i) février, (j) avril et (k) juin) à partir des SF de jour. NB. Les échelles ne sont pas ajustées.	115
Figure 33. Boîtes à moustache comparant les densités acoustiques au flot et au jusant pour chaque mois, au 120 kHz (* = différence significative entre le flot et le jusant (Wilcoxon tests)).	116
Figure 34. Interactions des densités acoustiques au 120 hHz pour Jour/Nuit et Flot/Jusant pour les stations fixes de 2012 : (a) février, (b) avril et (c) juin.	117
Figure 35. Nuages de points au 120 kHz entre les des densités acoustiques et la hauteur de la colonne d'eau en 2011 : (a) février, (b) mars, (c) avril, (d) mai, (e) juin, (f) juillet, (g) octobre, (h) novembre et en 2012 : (i) février, (j) avril et (k) juin à partir des SF de jour (* = corrélation significative). NB. Les échelles ne sont pas ajustées.	118
Figure 36. Répartition mensuelle des principales espèces (ind.1000m ⁻³) observée au cours des campagnes Transect pour les rives (a) Saintonge et (b) Médoc, entre mai 2010 et juin 2012 (ANC : Anchois, ANG : Anguille, CRB : Crevette blanche, CRG : Crevette grise, GOB : Gobie, LOU : Bar, MUP : Mulet porc, SPT : Sprat).	128

Liste des tableaux

Tableau 1. <i>L'estuaire de la Gironde en quelques chiffres.</i>	5
Tableau 2. <i>Récapitulatif des campagnes GAF en fonction des différentes stratégies mobiles (ZZ = Zigzags, RR = Radiales répétées).</i>	56
Tableau 3. <i>Points communs entre les deux méthodes d'échantillonnage.</i>	76
Tableau 4. <i>Résultats des tests Kruskal-Wallis comparant les densités acoustiques pour l'ensemble de la colonne d'eau (p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif; * p value < 0.05 = différence significative).</i>	109
Tableau 5. <i>Résultats des tests Kruskal-Wallis comparant les densités acoustiques pour chaque section de la colonne d'eau (p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif; * p value < 0.05 = différence significative).</i>	109
Tableau 6. <i>Récapitulatif des campagnes GAF pour les stations fixes.</i>	112
Tableau 7. <i>Résultats des tests de Wilcoxon comparant les densités acoustiques entre le jour et la nuit pour les stations fixes 2012(p-value: niveau de probabilité avec NS: non significatif).</i>	114

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I - INTRODUCTION GENERALE.....	1
1.1. LES MILIEUX ESTUARIENS	3
1.1.1. DES SYSTEMES HAUTEMENT COMPLEXES.....	3
1.1.1.1. <i>Comment définir un estuaire ?</i>	3
1.1.1.2. <i>L'estuaire de la Gironde</i>	4
1.1.1.3. <i>Les questions d'échelles au sein d'un tel système</i>	7
1.1.2. L'ESTUAIRE, UN SYSTEME AUX MULTIPLES FONCTIONS	9
1.1.2.1. <i>Fonctions écologiques, biens et services</i>	10
1.1.2.2. <i>Un milieu fortement anthropisé</i>	11
1.1.3. L'ICHTYOFAUNE AU SEIN D'UN ESTUAIRE	13
1.2. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE	15
CHAPITRE II – LE SUIVI ECOLOGIQUE D'UN ESTUAIRE ET SES ENJEUX	17
2.1. SUIVI ET OBSERVATIONS DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES	19
2.1.1. DE L'APPROCHE MONOSPÉCIFIQUE VERS UNE DEMARCHE ECOSYSTEMIQUE	19
2.1.2. LES METHODES DE SUIVI.....	22
2.1.2.1. <i>Le suivi halieutique traditionnel</i>	22
2.1.2.2. <i>La notion d'indicateur et la définition d'un état de référence</i>	24
2.1.3. LIMITES DES SUIVIS DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES	25
2.2. L'UTILISATION DE L'ACOUSTIQUE	27
2.2.1. GENERALITES	27
2.2.1.1. <i>Origine de l'acoustique</i>	27
2.2.1.2. <i>Choix de l'outil acoustique</i>	29
2.2.2. DE LA THEORIE	30
2.2.2.1. <i>Notions élémentaires d'acoustique</i>	30
2.2.2.2. <i>Mesures acoustiques</i>	33
2.2.3. ... A LA PRATIQUE.....	35
2.2.3.1. <i>Contraintes relatifs à l'utilisation de l'acoustique</i>	35
2.2.3.2. <i>Application en " petits fonds "</i>	37
CHAPITRE III – MISE EN ŒUVRE D'UN SUIVI ACOUSTIQUE EN MILIEU ESTUARIEN.	
APPLICATION A L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.....	39
3.1. DEFINIR UNE OU DES STRATEGIES DE SUIVIS ACOUSTIQUES PERTINENTES	41
3.1.1. ADAPTATION AUX CONTRAINTES DU MILIEU	42
3.1.2. UNE ETUDE DE FAISABILITE PREALABLE	43
3.1.3. L'ECHANTILLONNAGE : UN ENSEMBLE DE COMPROMIS	44
3.1.3.1. <i>Les schémas d'échantillonnage</i>	44
3.1.3.2. <i>Horizontal vs Vertical</i>	46
3.1.3.3. <i>L'influence des fréquences</i>	47
3.2. MISE EN PLACE DES CAMPAGNES ACOUSTIQUES MOBILES DANS LA GIRONDE	49
3.2.1. MOYENS MATERIELS UTILISES	49
3.2.1.1. <i>Les moyens de navigation</i>	49
3.2.1.2. <i>Le matériel acoustique</i>	50
3.2.1.3. <i>Traitement des données acoustiques</i>	53
3.2.2. DEROULEMENT DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE ACOUSTIQUE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE	53
3.2.2.1. <i>Fenêtres spatiales</i>	53
3.2.2.2. <i>Fenêtres temporelles</i>	55

3.3. COMPARAISON DE STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE MOBILE	57
3.3.1. COMPARAISONS INTRA-CAMPAGNES DE PLUSIEURS STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE ACOUSTIQUE MOBILES	57
3.3.2. L'INTERET DE LA REPETABILITE DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE	58
3.3.3. DEFINITION D'UN PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE ACOUSTIQUE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE	58
3.3.3.1. <i>Objectifs et intérêts de l'article</i>	58
3.3.3.2. <i>Article dans Estuarine, Coastal and Shelf Science</i>	58
3.3.3.3. <i>Ce qu'il faut retenir</i>	67
CHAPITRE IV – CONVERGENCE DES SUIVIS ACOUSTIQUES AVEC LES SUIVIS ICHTYOLOGIQUES CLASSIQUES	69
4.1. LES SUIVIS ICHTYOLOGIQUES MIS EN ŒUVRE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE	71
4.1.1. LES SUIVIS DCE	71
4.1.2. LES CAMPAGNES TRANSECT	73
4.2. CONVERGENCE DES DONNEES ACOUSTIQUES AVEC LES DONNEES ISSUES DES PECHEES	75
4.2.1. LES POINTS COMMUNS ENTRE LES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE	76
4.2.2. SUIVI DE L'ICHTYOFAUNE PAR ACOUSTIQUE EN MILIEU ESTUARIN : CONVERGENCE AVEC D'AUTRES CAMPAGNES SCIENTIFIQUES ?	77
4.2.2.1. <i>Objectif et intérêt de l'article</i>	77
4.2.2.2. <i>Article soumis à Estuaries and Coasts</i>	78
4.2.2.3. <i>Ce qu'il faut retenir</i>	96
CHAPITRE V- L'UTILISATION DE L'ACOUSTIQUE POUR ETUDIER LES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES A DIFFERENTES ECHELLES SPATIO-TEMPORELLES	97
5.1. IMPACT DES VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE L'ENVIRONNEMENT SUR LA VARIABILITE DES INDICATEURS ACOUSTIQUES	99
5.1.1. PERTINENCE DE L'ECHELLE D'ETUDE	100
5.1.2. INFLUENCE ENVIRONNEMENTALE	103
5.2. VARIATIONS VERTICALES AU SEIN DE LA COLONNE D'EAU	105
5.3. LES RYTHMES NATURELS ET LEURS INFLUENCES SUR LES DENSITES DE POISSONS PAR STATIONS FIXES	110
5.3.1. MATERIELS ET METHODES	111
5.3.2. RESULTATS	112
5.3.2.1. <i>Évolution nyctémérale</i>	112
5.3.2.2. <i>Évolution tidale</i>	114
5.3.2.3. <i>Interaction entre les influences nyctémérale et tidale</i>	116
5.3.2.4. <i>Influence de la hauteur de la colonne d'eau sur l'évolution des densités acoustiques</i>	117
CHAPITRE VI – CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	121
6.1. SYNTHESE ET DISCUSSION DES RESULTATS	123
6.2. VERS UNE DEMARCHE STANDARDISEE ET A LONG TERME	125
6.2.1. UN POTENTIEL A EXPLORER DE L'ACOUSTIQUE	126
6.2.2. COMPLEMENTARITE ENTRE LES DONNEES ACOUSTIQUES, LES DONNEES BIOLOGIQUES ET ENVIRONNEMENTALES	127
6.2.3. APPLICATION DE L'OUTIL ACOUSTIQUE A L'ENSEMBLE DE L'ESTUAIRE	130
6.2.4. COMPLEMENT DES INDICATEURS DE SUIVI	131
RÉFÉRENCES	133
BIBLIOGRAPHIE	135
TABLE DES ILLUSTRATIONS	149
LISTE DES FIGURES	149
LISTE DES TABLEAUX	151



Suivi des peuplements ichthyologiques en milieu estuarien par approche acoustique.

Application à l'estuaire de la Gironde

Résumé : Depuis de nombreuses années, les évaluations de la faune circulante au sein de l'estuaire de la Gironde s'appuient sur plusieurs dispositifs de suivis ichthyologiques, chroniques de pêches scientifiques et professionnelles. Cependant, ces approches conventionnelles nécessitent souvent un échantillonnage conséquent, restent ponctuelles dans le temps, spatialement limitées et destructrices. Tester la mise en œuvre d'un suivi acoustique prend ainsi toute son sens et son intérêt. Plus largement appliqué en milieux marin et lacustre, cette approche reste encore rarement utilisée en estuaires. En raison de l'extrême variabilité intrinsèque de ce type d'écosystème, la mise en œuvre de cet outil est un réel défi. En s'appuyant sur la connaissance préalablement acquise, une réflexion méthodologique approfondie a été menée pour définir des stratégies d'échantillonnage acoustiques afin d'optimiser la récolte de ce type de données. Plusieurs stratégies acoustiques ont d'abord été testées en tenant compte de la complexité et de la taille importante de l'écosystème étudié. La pertinence de ces données recueillies a ensuite été confrontée aux données des pêches scientifiques. Enfin, l'hydroacoustique a été mis à profit pour répondre à des questions sur la dynamique ichthyologique à des échelles spatiales et temporelles plus fines notamment pour étudier les influences tidales et nycthémérales. Ce travail démontre qu'il est possible de mettre en place un suivi acoustique des peuplements ichthyologiques pour un estuaire comme la Gironde. Comme outil complémentaire aux approches traditionnelles, l'hydroacoustique ouvre un large champ de possibilités pour appréhender la biocénose piscicole pour les milieux estuariens.

Mots-clés : hydroacoustique, écosystème estuarien, ichthyofaune, estuaire de la Gironde, stratégies, schémas d'échantillonnage, densités acoustiques, pêches scientifiques, comparaison, échelles spatio-temporelles.

Monitoring fish population in estuarine ecosystem with acoustic surveys.

The Gironde estuary case.

Abstract: For many years, assessments of fish densities within the Gironde estuary have been based on a number of different fish monitoring techniques, as well as professional and scientific surveys. However, these approaches are often destructive. They require substantial sampling, and are limited from the points of view of both time and space. With this in mind, the benefits of non-invasive acoustic monitoring are clear. While such methods are often used in lakes and other marine environments, they have yet to be widely applied to shallow-water areas, in particular estuaries. Applying an acoustic approach to this kind of intrinsically changeable environment represents a real challenge. In this research project, an in-depth methodological study was carried out to determine the optimum way of applying acoustic sampling. Several acoustic monitoring strategies were then tested, keeping in mind the size and complexity of the ecosystem under investigation. The results of these tests were then checked for relevance against data from scientific fisheries. Finally, hydroacoustics was used to examine fish dynamics at finer spatial and temporal scales, notably in the study of diurnal and tidal influences. The results of this study show that it is possible to use acoustic monitoring to complement traditional methods of estimating fish populations in estuarine areas, and that the use of such a combination opens up a broad range of new possibilities.

Keywords : hydroacoustics, estuarine ecosystem, ichthyofauna, Gironde estuary, strategies, sampling design, acoustic density, scientific surveys, comparison, spatio-temporal scales.

