

L'échantillonnage de la diversité piscicole en estuaires : stratégie et représentativité dans le contexte de la Directive cadre européenne sur l'eau

Jérémy Lobry^a, Mario Lepage^b et Michel Girardin^b

Dans le contexte de la mise en place de la Directive cadre européenne sur l'eau, la question de l'échantillonnage des peuplements piscicoles dans les milieux estuariens est un enjeu majeur pour l'évaluation des milieux aquatiques. S'appuyant sur les données et l'expertise acquises depuis plus de vingt ans dans le suivi de l'ichtyofaune de l'estuaire de la Gironde, les auteurs nous proposent dans cet article la mise en place d'un programme d'échantillonnage compatible avec les objectifs de la DCE et permettant d'obtenir une bonne représentativité de la diversité spécifique.

De par sa position dans la chaîne trophique et ses étroites relations avec l'homme, le poisson a souvent été regardé comme révélateur de la qualité des eaux continentales et l'idée de développer des indicateurs à partir du suivi des peuplements piscicoles a séduit plusieurs auteurs qui ont développé différents outils (Deegan *et al.*, 1997 ; Karr, 1981 ; Oberdorff *et al.*, 1992). La Directive cadre européenne sur l'eau (DCE) adoptée en juin 2000 (EU, 2000) – qui a pour objet de prévenir, à l'échelle communautaire, toute dégradation supplémentaire des écosystèmes aquatiques, d'en préserver et d'en améliorer l'état écologique – impose ainsi aux États membres le développement d'outils permettant de caractériser la qualité écologique des différentes masses d'eaux en regard de certaines composantes biologiques qu'elles abritent : le phytoplancton, la flore aquatique (algues et macrophytes), la faune benthique invertébrée et l'ichtyofaune. Ces outils sont des indices d'intégrité biotiques communément appelé IBI¹. Depuis sa première utilisation pour l'évaluation des cours d'eaux du *middle-west* américain (Karr, 1981), l'indice biotique poisson a été adapté à de nombreux réseaux hydrographiques du continent nord-américain dans une première phase, puis à d'autres continents de par le monde (Oberdorff *et al.*, 1992). La démarche initiée sur les estuaires peut s'appuyer sur ces expériences continentales avec bien sûr une nécessaire adaptation (références, métriques, méthodes d'échantillonnage...) aux systèmes particuliers que sont ces milieux de transition.

Dans la partie salée des grands estuaires européens (de la limite de salure des eaux jusqu'à la limite transversale de la mer), près de 55 % des espèces de poissons sont d'origine marine, 20 % sont considérées comme résidentes, 10 % sont des poissons migrateurs et 15 % des espèces d'origine dulçaquicole (Elliott *et al.*, 2002). À l'intérieur de ces catégories, les espèces montrent une grande diversité quant à la durée de leur séjour et leur répartition spatiale dans ces eaux de transition. Les estuaires remplissent en effet différentes fonctions écologiques suivant les espèces. Ce sont ainsi des sites privilégiés servant de support trophique, en premier lieu, aux fractions juvéniles des populations des espèces euryhalines d'origine marine (nourriceries), et ensuite aux adultes de certaines espèces. Ils sont aussi pour les migrateurs amphihalins (encadré 1) des lieux de passage obligatoires dans lesquels les séjours seront plus ou moins longs. Enfin, les espèces d'origine continentale profitent surtout des crues fluviales de la période hivernale pour effectuer des incursions dans la partie oligohaline (encadré 1) de l'estuaire, mais des épisodes de sécheresse peuvent aussi être la cause de séjour en zones mésohaline (encadré 1), voire polyhaline (encadré 1) pour l'épinoche en particulier (Girardin *et al.*, 2003 ; Mourand, 2000). Il résulte que dans les eaux de transition, milieux soumis à de très fortes fluctuations naturelles des conditions environnementales (salinité, vitesse de courant, marnage, température...), les peuplements piscicoles sont organisés suivant deux gradients : un gradient amont-aval et un gradient

1. IBI : *Index of Biotic Integrity*.

Les contacts

a. IFREMER, Centre de Nantes, Département Écologie et modèles pour l'halieutique, rue de l'Île d'Yeu, BP 21105,

44311 Nantes Cedex 3
b. Cemagref, UR Écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex

Encadré 1

Glossaire

Amphihalins : espèces qui effectuent leur croissance et leur reproduction dans des milieux de salinité différente mais qui ne peuvent passer de l'une à l'autre qu'à des moments très précis de leur cycle biologique (Fontaine, 1975). Ex. : l'esturgeon, le saumon, l'anguille.

Euryhalins : espèces qui supportent des variations de salinité. La plupart sont d'origine marine. Ex. : l'anchois, le bar.

Oligohalin : relatif à une masse d'eau dans laquelle la salinité est comprise entre 0,5 et 5.

Mésohalin : relatif à une masse d'eau dans laquelle la salinité est comprise entre 5 et 18.

Polyhalin : relatif à une masse d'eau dans laquelle la salinité est comprise entre 18 et 30.

Métrique : descripteur pouvant être classé en plusieurs catégories fonctionnelles (ex. : composition taxonomique, habitat, etc.). Pour chaque métrique, différentes variables peuvent être calculées, telles que le nombre ou le pourcentage d'espèces, la densité ou la biomasse d'individus, etc.

Indice biotique « poisson » : indicateur multi-métrique utilisant différents descripteurs biologiques des communautés ichthyologiques.

saisonnier (Lobry, 2004 ; Lobry *et al.*, à paraître). La composition spécifique et cette 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.

Cette question de l'échantillonnage des peuplements piscicoles dans les milieux estuariens est aujourd'hui le point central dans le calendrier de mise en place de la DCE. Au vu des grands traits écologiques de ces communautés, il est donc illusoire de chercher à suivre de façon exhaustive l'ensemble de la composante ichthyofaunistique,

vu la rareté spatiale ou temporelle de certaines espèces, comme certains migrateurs occasionnels, peu tolérants aux variations de salinité. En effet, ceux-ci, tant les espèces marines qui restent confinées au secteur polyhalin, que les espèces dulçaquicoles qui ne traversent pas le secteur oligohalin, fréquentent épisodiquement les seules extrémités aval (polyhaline) et amont (oligohaline) des estuaires. Les migrateurs amphihalins qui traversent les estuaires uniquement à des périodes bien précises de l'année (saumons, truites de mer, lamproies, aloses) seront vraisemblablement ignorés aussi par ces suivis très ponctuels.

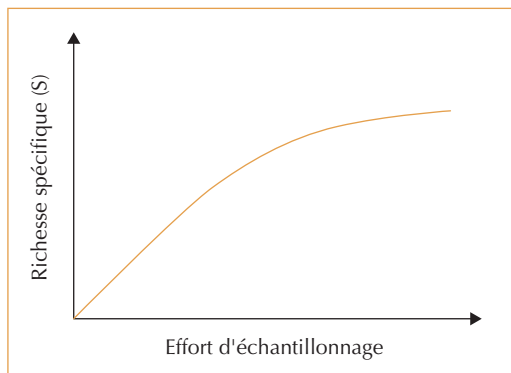
Dans ce cadre, cet article propose un certain nombre de préconisations concernant le plan d'échantillonnage à mettre en place afin de répondre au mieux aux exigences de la Directive, tant sur le plan des objectifs que sur le plan des moyens à mettre en œuvre. Il s'agit ainsi de déterminer une stratégie d'échantillonnage permettant de renseigner au mieux un certain nombre de descripteurs du peuplement piscicole sur la base d'une fréquence d'échantillonnage suggérée par la Directive. Deux types d'approches doivent être dissociés. Dans un premier temps, il s'agira d'établir une base quantitative d'informations sur la composition et la répartition des peuplements dans les masses d'eau de transition permettant une évaluation ultérieure de modifications éventuelles liées à des facteurs naturels ou anthropiques. Dans un deuxième temps, seront mises en place des mesures de contrôle et de surveillance, moins lourdes, plus orientées et standardisées selon une fréquence préconisée dans la Directive à l'annexe V.1.3.4 – soit tous les trois ans ou moins si nécessaire. Les contours précis des descripteurs à renseigner sont susceptibles d'être révisés, mais ils devront prendre en compte au minimum la diversité du peuplement en terme spécifique et son abondance relative.

Pour plusieurs raisons, l'estuaire de la Gironde apparaît comme un cas d'étude pertinent. Situé à une latitude moyenne par rapport aux autres estuaires français et européens et avec un fonctionnement écologique considéré comme relativement préservé (Lobry *et al.*, 2003a), il apparaît comme un bon modèle d'écosystème estuarien (Lobry *et al.*, 2003b). En outre, différents jeux de données sont disponibles concernant cet estuaire. Nous avons ainsi analysé comment les échantillonnages réalisés caractérisent l'ichtyofaune en fonction de la couverture spatiale, des engins de pêche et des fréquences, afin de rechercher

les meilleurs sites, les meilleures périodes, les meilleurs compromis coût/représentativité permettant de caractériser l'état de la composante piscicole. En partant du principe que le suivi effectué en Gironde est beaucoup plus complet que le type de suivi qui sera réclamé dans le contexte de la Directive, l'étude s'est effectuée en « dégradant » de façon progressive les données.

Parmi les descripteurs du peuplement à prendre en compte dans le cadre de la DCE, l'échantillonnage de la diversité spécifique ne pose pas les mêmes questions que les deux autres éléments majeurs, la structure en taille (et donc en âge) et l'abondance totale. Ces derniers posent avant tout des questions d'ordre technique en termes de capturabilité et d'intercalibration d'engins de captures pour permettre des comparaisons entre masses d'eau échantillonnées avec des engins différents. Ces problèmes ne peuvent être traités dans le cadre de ce travail. Comme le peuplement n'est finalement toujours que l'image perçue à travers un engin d'observation (Barbault, 1992), on choisit de considérer le peuplement piscicole chalutable de l'estuaire. L'estimation de l'abondance est avant tout une question statistique de minimisation de la variance qui se résout par la multiplication du nombre d'échantillons *i.e.* de traits de chalut. La relation entre le nombre d'espèces échantillonnées et le nombre de prélèvements est de nature différente. En effet, on constate classiquement que la richesse spécifique observée augmente linéairement avec l'effort d'échantillonnage jusqu'à atteindre un plateau (figure 1). C'est-à-dire qu'au-dessus d'un certain niveau d'effort, toute augmentation de la richesse spécifique observée ne se fera qu'au prix

▼ Figure 1 – Relation entre richesse spécifique et effort d'échantillonnage.



d'une augmentation considérable de l'intensité d'échantillonnage (Frontier, 1983). C'est sur cette recherche de l'effort « optimum » que se focalise cette étude.

La problématique s'est ainsi décomposée en trois questions : combien de mois par an faut-il échantillonner ? Combien de traits de chalut par campagne faut-il effectuer ? Combien d'années par période faut-il échantillonner ?

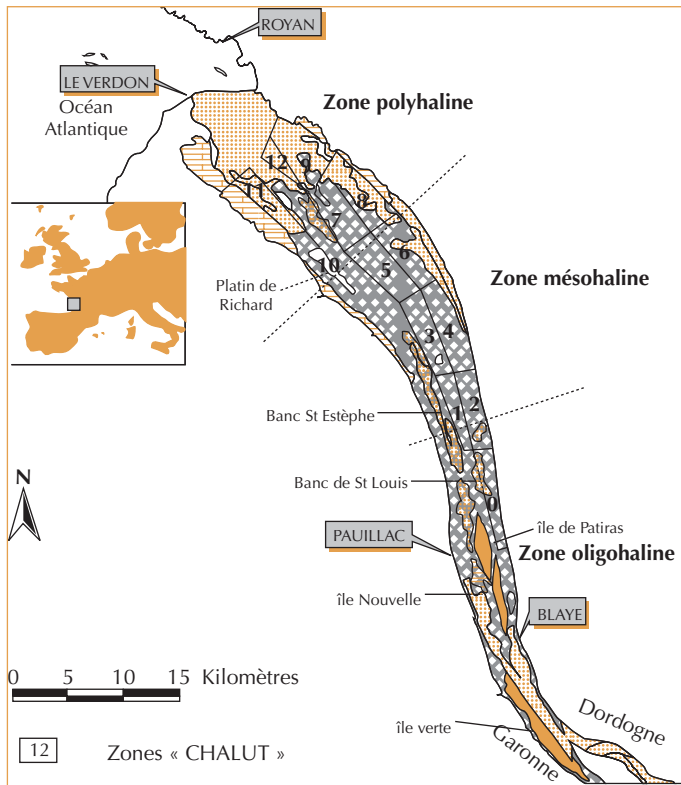
Matériel et méthodes

Parmi les différents jeux de données d'échantillonnage dont dispose le Cemagref (Lobry *et al.*, 2003a), cette première analyse rétrospective des données s'est focalisée sur les campagnes de chalutage STURAT. C'est en effet ce type de campagne qui présente potentiellement le plus de similitudes avec les campagnes d'échantillonnages qui seront mises en place dans le cadre de la DCE, à savoir une campagne triennale d'échantillonnage au chalut à perche en un nombre limité de points (Lepage *et al.*, 2004).

Échantillonnage

Nous avons utilisé les données provenant des campagnes STURAT qui avaient pour objectif la capture d'esturgeons européens *Acipenser sturio*, espèce rare à l'échelle européenne qui a fait l'objet d'un suivi particulier dans le cadre d'un programme européen Life Nature (Elie, 1997). Ce type de campagne a lieu depuis 1994 sur une grande partie de l'estuaire de la Gironde (figure 2, p. 6). La démarche adoptée est celle d'un échantillonnage aléatoire stratifié. On distingue ainsi 13 zones dont 3 ne sont échantillonnées qu'occasionnellement car elles nécessitent des conditions particulières d'hydrologie et de météorologie. Au moins un trait de chalut est effectué dans chaque zone. Chaque trait de chalut dure en moyenne 30 minutes. Mensuellement, une vingtaine de traits de chalut de fond est donc effectuée de jour, de flot et de jusant, avec ou contre le courant, à une vitesse située entre 3 nœuds et 4,5 nœuds². 2. 5,5 à 8,3 km/h. Sauf besoin d'échantillonnage biologique pour des travaux scientifiques portant sur certaines espèces, l'ensemble des poissons est recensé, compté, mesuré et remis à l'eau (Elie, 1997).

L'engin est un chalut de fond à grande ouverture (maillage terminal 70 mm étiré, ouverture verticale 3 m et ouverture horizontale 13 m). Il est tracté à une distance située entre 75 et 100 m



▲ Figure 2 – Localisation des zones d'échantillonnage STURAT dans l'estuaire de la Gironde.

derrière le navire. Les données sont répertoriées dans la base Cemagref « CHALUT ».

Afin de cadrer le mieux possible avec les conditions d'un échantillonnage type DCE, les données qui ont été incluses dans la présente analyse n'ont trait qu'aux zones 1 à 8 et à la zone 10. Au total, 958 traits de chalut sont inclus dans l'analyse (tableau 1).

Les données sont regroupées, *a posteriori*, par campagne. La distinction entre 2 campagnes est déterminée par un écart supérieur à 7 jours entre deux dates de pêche. On identifie ainsi 75 campagnes entre le 28 juin 1994 et le 2 décembre 1999.

Analyses exploratoires

Deux types d'analyses exploratoires préliminaires sont d'abord effectués sur les données : une analyse en composantes principales (ACP) et une analyse d'inertie inter-classes. Ces deux analyses sont menées sur un tableau de type campagne x espèces dans lequel les abondances (en nombre d'individus par km²) de chaque espèce capturée lors de chacune des 75 campagnes sont notées. Les campagnes sont ensuite regroupées par année et par mois afin de distinguer les échelles temporelles pertinentes dans la structure des données.

Stratégie d'analyse

Le fondement de cette analyse est l'étude de la représentativité de l'échantillonnage en fonction de l'effort déployé (fréquence, nombre de traits). Pour cela, on a recours à un examen rétrospectif des données d'échantillonnages STURAT dans le but de simuler différentes stratégies d'échantillonnages telles qu'elles auraient pu être envisagées dans le cadre du suivi.

On fixe le début de la période fictive de suivi en juin 1994. La période considérée s'étale entre 1994 et 1999. La représentativité de l'échantillonnage sera essentiellement considérée dans cette analyse en termes de richesse et de composition spécifique.

▼ Tableau 1 – Répartition par an et par mois du nombre de traits inclus dans l'analyse.

	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total
1994						13	23			21		2	59
1995	17	4	29	3	18	31			20	41	21	2	186
1996	22	19	40	25	30	39	30	14				29	248
1997	18	17	29	21	12	15	19	12	18		12	9	182
1998	17	18	17	16	20	12	17	17	12	18		17	181
1999	13	17	18	18	6	18	11	14	1	17	13	15	161
Total	87	75	133	83	86	115	77	57	51	76	46	72	958

Trois stratégies d'analyse sont envisagées correspondant aux trois questions posées en introduction :

- 1) un échantillonnage par an tous les trois ans,
- 2) deux échantillonnages par an tous les trois ans,
- 3) un à deux échantillonnages par an pendant trois ans tous les trois ans.

Résultats

Niveaux de variabilité temporelle

Sur la période considérée et si on reste prudent sur le caractère représentatif des résultats concernant l'année 1994 du fait des « trous » dans le calendrier d'échantillonnage, il semble qu'il n'y ait pas de tendance significative concernant le paramètre de richesse spécifique (figure 3). On peut donc examiner les différents niveaux de variabilité temporelle.

Le premier plan factoriel de l'ACP menée de manière exploratoire sur les données STURAT (figure 4) montre clairement une opposition entre les campagnes effectuées en automne et en hiver (janvier-mars et octobre-décembre) et les campagnes effectuées au printemps et en été (avril à septembre). Ainsi, les échantillonnages effectués un même mois sont assez homogènes en termes de composition spécifique. Le seul point « aberrant », en haut à gauche sur le plan, correspond à une campagne durant laquelle a été exceptionnellement capturé un sandre (*Stizostedion lucioperca*). Compte tenu de ce résultat, on peut raisonnablement agglomérer les données par mois de prélèvement.

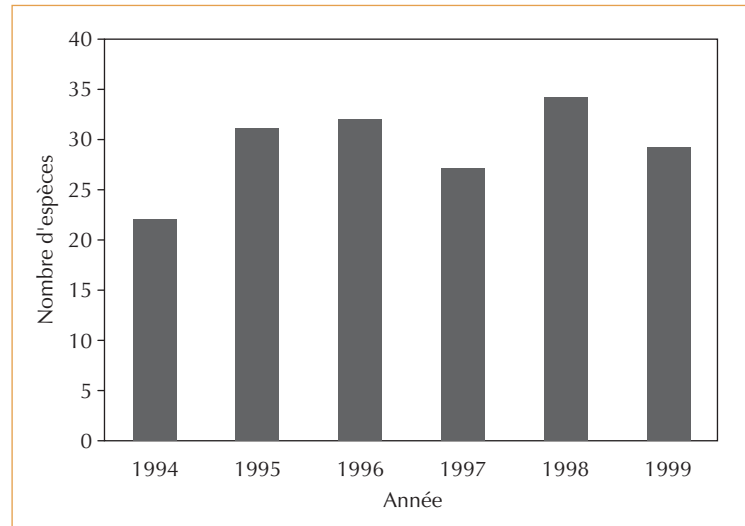
La variabilité inter-mensuelle apparaît la plus conséquente. Ce résultat est confirmé par celui de la double analyse d'inertie inter-classes (tableau 2).

L'inertie inter-classes est plus élevée lorsque les campagnes sont regroupées par mois que

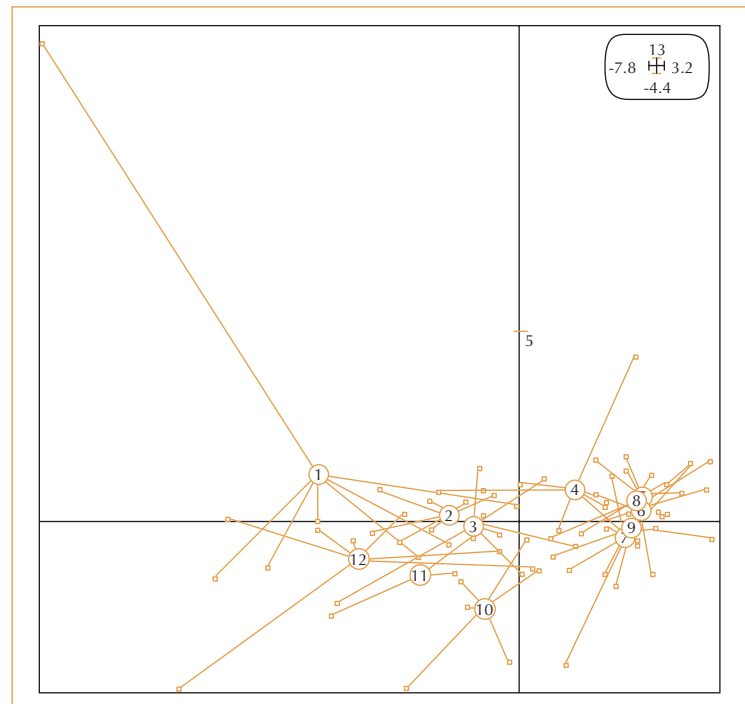
▼ Tableau 2 – Inertie inter-classes en valeur et en pourcentage pour les niveaux de variabilité mensuel et annuel sur les données issues des campagnes de chalutage STURAT dans la Gironde.

Niveau de variabilité	Inertie (valeur)	Inertie (%)
Année	5,7	12
Mois	11	23

▼ Figure 3 – Nombre d'espèces échantillonnées lors des campagnes STURAT dans l'estuaire de la Gironde entre 1994 et 1999. Les résultats ainsi regroupés par année sont à nuancer concernant 1994.



▼ Figure 4 – Premier plan factoriel (18,6 % d'inertie expliquée) de l'ACP menée sur les données issues des campagnes de chalutage STURAT. Les individus statistiques (campagnes) sont projetés et regroupés en fonction du mois de prélèvement (les cercles indiquent les mois de l'année).



lorsqu'elles sont regroupées par année. Cela ne signifie pas qu'il n'y a pas de variabilité inter-annuelle, mais simplement que les compositions spécifiques à cette échelle sont plus homogènes qu'à l'échelle mensuelle.

Nombre de traits de chalut à effectuer par mois

Il s'agit ici de déterminer le nombre d'espèces potentiellement capturables un mois donné en fonction de l'effort d'échantillonnage déployé (en nombre de traits de chalut). Pour cela, on effectue un échantillonnage rétrospectif. C'est-à-dire que l'on procède à des tirages aléatoires de données parmi les données disponibles. Dans ce cas précis, ce sont des tirages aléatoires non pondérés sans remise qui sont effectués. Ainsi, pour un mois donné (ex. : avril) avec un effectif X de relevés pris en compte (ex. : 83), on effectue 100 tirages aléatoires de x traits parmi les X . On calcule la moyenne des richesses spécifiques trouvées pour ces tirages. Le nombre de relevés pris en compte varie de 1 (on obtient alors la richesse moyenne d'un relevé) à X (on obtient alors la richesse spécifique totale). On trace ensuite une courbe mettant en relation le nombre Y d'espèces trouvées (en ordonnées) et le nombre de relevés pris en compte. On parle de courbe de richesse spécifique cumulée. On procède de la même manière pour tous les mois et on obtient le graphique présenté à la figure 5.

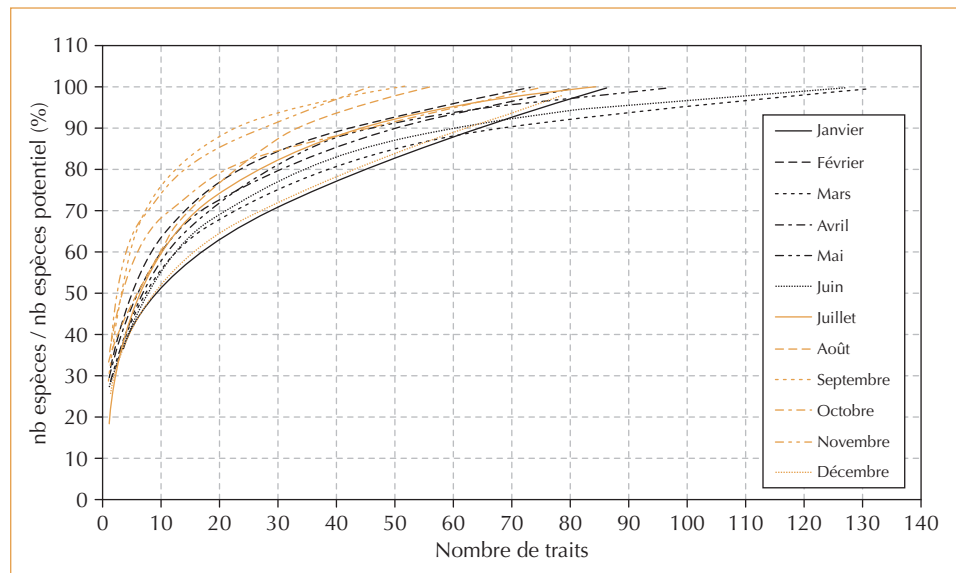
On observe que, pour un mois donné, 10 traits permettent d'observer plus de 50 % de la richesse spécifique totale échantillonnée sur la période pour ce mois. 20 traits permettent d'observer 62 à 88 % de la richesse spécifique selon les mois et 30 traits, de 70 à 94 %.

Nombre de mois à échantillonner par an

Afin de déterminer combien de mois par an il est nécessaire d'échantillonner, nous avons cherché à savoir combien de campagnes par an auraient été nécessaires pour observer l'ensemble des espèces échantillonnées une année donnée. Compte tenu des résultats qui précèdent, nous avons assimilé chaque campagne à un mois. Nous avons exclu l'année 1994 de l'analyse car seuls trois mois avaient été échantillonnés cette année là. Pour les autres années (1995-1999), nous avons utilisé une démarche progressive qui consiste en premier lieu à classer les mois (1) dans l'ordre décroissant du nombre d'espèces observées ou (2) selon leur probabilité d'être retenus pour la démarche d'échantillonnage. Dans un deuxième temps, on calcule la courbe de richesse spécifique cumulée observée en incluant un à un les mois ainsi classés dans l'analyse.

Le premier classement est un classement *a posteriori* effectué en fonction d'observations déjà réalisées. Avec ce classement, on définit une courbe de richesse spécifique observée potentiellement optimisée. Le second classement est

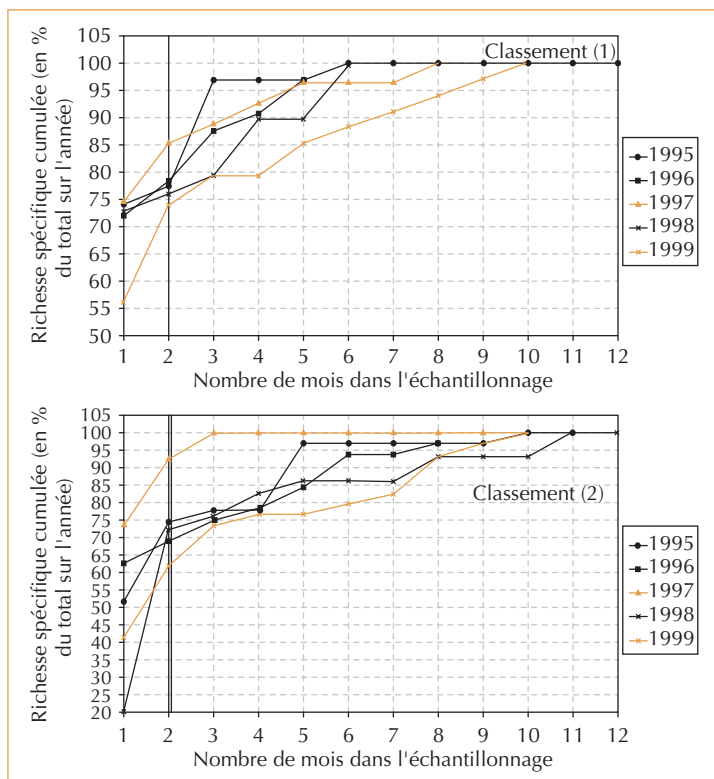
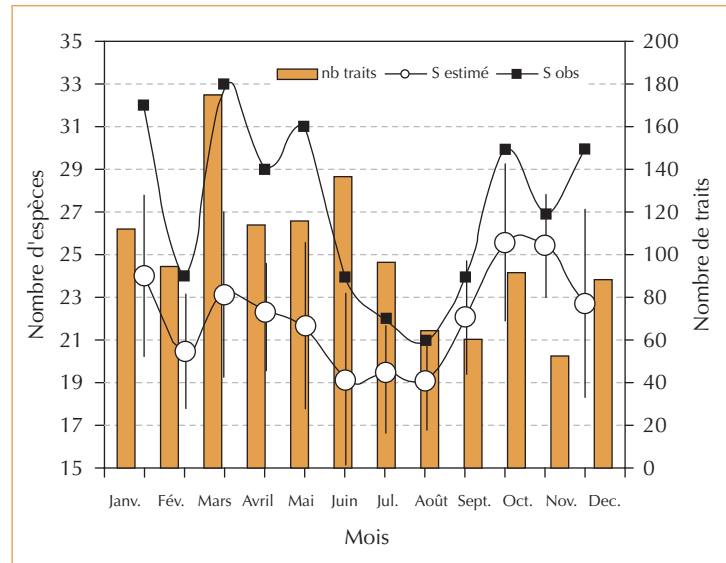
► Figure 5 – Courbes de richesse spécifique cumulée pour chacun des mois de l'année. La richesse spécifique observée pour un mois donné avec un nombre de traits donné est exprimée en pourcentage du nombre total d'espèces observées ce mois sur l'ensemble de la période.



arbitraire. Il est défini en fonction d'un certain nombre de critères plus ou moins subjectifs dont la richesse spécifique potentielle et le nombre total de traits d'échantillonnage effectués par mois sur la période (figure 6). On considère que ce dernier point est révélateur de la facilité à échantillonner selon les mois en fonction des conditions hydrologiques et de la disponibilité du personnel. La richesse spécifique potentielle correspond, quant à elle, à un nombre potentiel d'espèces capturables lors d'un échantillonnage classique. Dans une démarche semblable à la démarche d'échantillonnage rétrospectif présentée plus haut, ce nombre est estimé après ré-échantillonnage parmi l'ensemble des traits de chalut effectués entre 1995 et 1999 un mois donné, afin de simuler un effort de pêche constant. Cet effort est fixé à 20 traits de chalut en tenant compte des résultats précédents.

On obtient le classement suivant (classement 2) : septembre, octobre, novembre, avril, mai, juin, juillet, décembre, janvier, février, mars et août. On peut ensuite tracer les courbes de richesse spécifique cumulée pour chacune des 5 années prises en compte et établies suivant chacun des 2 classements (figure 7).

▼ Figure 6 – Évolution mensuelle du nombre de traits de chalut effectués, du nombre d'espèces observées (S obs) et du nombre potentiel d'espèces capturables lors d'un échantillonnage classique à 20 traits de chaluts (estimé après ré-échantillonnage afin de simuler un effort de pêche constant – S estimé). D'après Lobry (2004).



◀ Figure 7 – Courbes de richesses spécifiques cumulées en fonction du nombre de mois d'échantillonnages dans l'année sur la période 1995-99 en fonction des deux types de classement des mois. Classement 1 : mars, janvier, mai, octobre, décembre, avril, novembre, février, juin, septembre, juillet, août. Classement 2 : septembre, octobre, novembre, avril, mai, juin, juillet, décembre, janvier, février, mars et août. Pour chaque mois introduit successivement de façon ordonnée dans l'analyse, le rapport entre le nombre total d'espèces « observées » et le nombre d'espèces « observables » est reporté en ordonnée.

D'après ces courbes, on peut établir que du point de vue de la diversité spécifique, quelle que soit l'année, il suffit généralement de considérer 2 mois d'échantillonnage pour observer près de 70 % de la diversité spécifique de l'année en question et 3 mois suffisent pour obtenir 75 à 90 % de cette diversité. On peut, par ailleurs, noter que le second classement fait ressortir l'automne comme la période la plus favorable. Ceci présente l'avantage d'être une période pour laquelle la différence entre richesse spécifique observée avec 60 à 140 traits et celle estimée avec 20 traits est minimale. Elle apparaît ainsi en effet comme la plus propice à collecter une information sans trop de biais et à moindre coût.

Nombre d'années à échantillonner sur la période

Déterminer le nombre d'années qu'il est nécessaire d'échantillonner sur une période pour avoir une bonne image de la situation demande de se positionner en termes de changements tendanciels. Or, s'il est difficile de conclure sur les tendances révélées par nos données sur une période finalement relativement courte, on peut cependant examiner quelques cas de figures.

Considérons le cas d'une stratégie d'échantillonnage qui nous permettrait d'accéder à la richesse spécifique annuelle. Supposons que cet échantillonnage ait été reconduit tous les trois ans entre 1994 et 1999 comme le préconisait

le texte initial de la DCE. La figure 8 montre l'évolution sur la période 1994-99 de la richesse spécifique observée selon quatre modalités (0) un échantillonnage annuel, (1) un échantillonnage triennal à partir de 1994, (2) un échantillonnage triennal à partir de 1995 et (3) un échantillonnage triennal à partir de 1996.

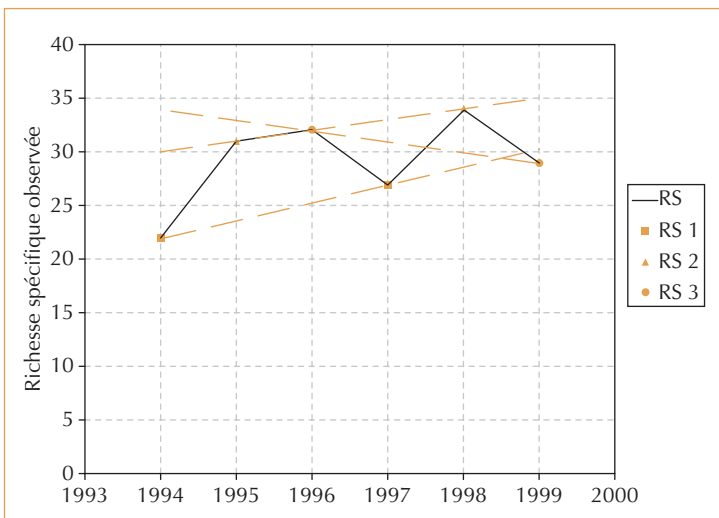
La configuration obtenue est particulière et propre aux données utilisées mais on constate que les tendances « révélées » suivant les différentes modalités d'observation peuvent être très différentes. Celles proposées par l'échantillonnage suivant les modalités (1) et (2) expriment les mêmes tendances à la hausse mais aboutissent à des extrapolations numériques assez différentes (respectivement 31 et 35 espèces en 1999). Le scénario proposé par la modalité (3) visualise une tendance inverse des 2 autres et même de celle révélée par le suivi annuel complet. Un intervalle de 3 ans entre 2 échantillonnages semble donc de nature à masquer les tendances et se montre relativement sensible au point de départ.

Discussion

Le problème de l'effort de pêche minimal à mettre en place est toujours délicat dans l'échantillonnage des peuplements piscicoles. Il est probable encore plus dans un contexte estuarien car la composition spécifique des cortèges ichthyologiques est particulièrement fluctuante dans le temps et hétérogène dans des espaces qui peuvent être vastes. Il faut en effet par exemple bien prendre en compte qu'à l'image de nombreuses campagnes d'échantillonnage scientifiques qui n'échantillonnent qu'une faible part de leurs zones d'étude, une campagne STURAT classique d'une vingtaine de traits longs de 4 km en moyenne ne parvient à échantillonner qu'environ 0,25 % de la surface de l'estuaire de la Gironde ! Malgré cela, le recours à un échantillonnage aléatoire stratifié permet aux campagnes STURAT d'offrir une bonne représentativité du peuplement estuarien. En utilisant ce protocole comme protocole de référence, cette étude est parvenue à dégager un certain nombre de résultats de nature à éclairer la mise en place d'un protocole de suivi de l'ichtyofaune dans les milieux de transition tel qu'il pourrait être défini dans le cadre de la DCE.

Les résultats du présent travail suggèrent, en premier lieu, une hétérogénéité saisonnière marquée dans la composition spécifique de l'ichtyofaune avec, en particulier, un contraste net entre les

▼ Figure 8 – Évolution de la richesse spécifique observée entre 1995 et 1999 avec un suivi annuel (RS) et avec un suivi tous les 3 ans selon 3 scénarios (RS1, RS2 et RS3).



peuplements de printemps-été et d'automne-hiver. Ce résultat est plusieurs fois évoqué dans les différents travaux afférents aux données d'échantillonnage de Gironde (Elie, 1997 ; Lobry et al., à paraître ; Lobry et al., 2003a). De manière générale, cette saisonnalité est typique du fonctionnement des écosystèmes estuariens (Mc Lusky, 1981) et particulièrement des systèmes estuariens tempérés (Maes et al., 1998 ; Pomfret et al., 1991 ; Potter et al., 1986 ; Rebelo, 1992 ; Thiel et al., 2001). Or, il est nécessaire que l'échantillonnage permette d'obtenir une image fidèle de la richesse spécifique. Cela implique qu'il se déroule à une période de l'année durant laquelle le nombre d'espèces observables est maximum. Dans la Gironde, c'est en automne, entre septembre et novembre, que la richesse spécifique observée au travers des campagnes STURAT est la plus importante. Compte tenu de la dynamique des assemblages ichtyologiques dans l'estuaire (Girardin et al., 2003 ; Lobry et al., à paraître), l'automne mais aussi le printemps (avril-juin) sont des périodes écologiquement intéressantes pour l'ichtyofaune et pour l'estuaire en général en termes de fonctionnement global et de production. En extrapolant ce résultat à l'ensemble du littoral français, c'est donc idéalement en automne (du 1^{er} septembre au 31 octobre) et éventuellement au printemps (entre le 15 avril et le 15 juin) que devront se dérouler des campagnes d'échantillonnage dans le cadre d'un suivi des peuplements piscicoles en milieu estuarien.

Ensuite, les différentes démarches d'échantillonnage rétrospectif des données permettent d'accéder à une notion d'effort minimal à mettre en place, de manière à obtenir une image représentative de la composition et de la richesse spécifique du peuplement estuarien. En réalité, évidemment, ce qui est observé au travers des campagnes de chalutage n'est qu'un indicateur biaisé de la richesse spécifique du peuplement estuarien dans son ensemble. Le biais d'échantillonnage dépend dans une très large mesure du protocole, et plus spécifiquement de l'effort de pêche en termes de surface échantillonnée (et donc de nombre de traits de chalut effectués) et de fréquence. Le biais ne peut techniquement être levé, notamment du fait des espèces rares. Ainsi, près de 80 % des espèces échantillonnées par le protocole STURAT apparaissent dans moins de 12,5 % des traits (Lobry, 2004 ; Mourand, 2000). Elles sont qualifiées d'espèces rares selon la terminologie classiquement utilisée (Bodenheimer, 1955). En plus d'être rares, la plupart de ces espèces ont une

présence inconstante dans l'estuaire (ex. : espèces d'eau douce, maquereau, sardine...) sans que, d'ailleurs, cela puisse être relié à un quelconque facteur autre qu'une certaine variabilité naturelle (Mourand, 2000). De ce fait, même s'il faudra statuer sur la manière de considérer ces espèces dans le suivi de l'état écologique d'une masse d'eau, il est nécessaire d'intégrer un principe d'économie dans le choix de l'effort d'échantillonnage à déployer. À ce propos, la *Guidance monitoring* rappelle qu'« il faudra procéder à de multiples contrôles, en termes de nombre de sites et de fréquences de surveillance, pour obtenir un niveau de fiabilité et de précision satisfaisant sur l'état de la masse d'eau », mais il est également mentionné que « les fréquences de contrôle minimales indiquées par la Directive³ peuvent ne pas être adéquates ou réalistes en ce qui concerne les eaux de transition ou les eaux côtières. Généralement, le niveau de fiabilité sera moins élevé dans la plupart des systèmes marins, en raison de leur bien plus forte variabilité naturelle et de leur hétérogénéité ». La mise en place des contrôles de surveillance dans les eaux de transition tiendra compte du rapport coût-efficacité afin d'obtenir une vision de la faune piscicole suffisamment précise pour répondre aux exigences concernant les éléments de qualité pour la classification de l'état écologique des eaux de transition et en particulier l'ichtyofaune (DCE, Annexe V.1.1.3).

Des résultats de cette étude, on déduit ainsi, d'un point de vue pratique, qu'entre vingt et trente traits de chalut par mois peuvent être suffisants pour observer l'essentiel des espèces potentiellement capturables ce mois-là. De même, on peut raisonnablement considérer que deux campagnes (deux « mois ») d'échantillonnage par an permettent d'avoir une bonne image de la diversité des assemblages ichtyologiques. Des études supplémentaires pourraient être menées pour vérifier l'influence du moment de la marée (flot/jusant, vives eaux/mortes eaux...) sur le résultat de l'observation. De telles considérations n'ont pas été investiguées à ce jour.

La fréquence pluri-annuelle d'échantillonnage est, quant à elle, plus délicate à déterminer. Les fluctuations peuvent être en effet assez importantes d'une année sur l'autre. Dans l'idéal, il serait nécessaire de déterminer un ordre de grandeur pour la fréquence de ces fluctuations, si elle existe, et de s'y adapter. Cependant, la tâche est complexe à mettre en place et suggère une série chronologique de données plus conséquente pour

3. Annexe V.1.3.4.

un résultat non garanti. Un échantillonnage triennal, comme suggéré par la DCE, peut permettre de saisir les tendances à long terme mais peut être, on l'a vu, un mauvais indicateur de leur amplitude à court terme. On peut alors suggérer d'effectuer des séries de trois années consécutives d'échantillonnage tous les trois à cinq ans pour lisser les variations annuelles ou confirmer une tendance à court terme. Cette fréquence pourrait être ajustée par la suite en fonction des résultats obtenus et des métriques choisies pour l'élaboration d'un indicateur poisson qui devra synthétiser les données d'échantillonnage et permettre un diagnostic de l'état des masses d'eau. Un intervalle de trois à cinq ans entre deux périodes d'échantillonnage permettrait de s'affranchir d'un échantillonnage annuel lourd et coûteux et offrirait un compromis acceptable dans le contexte de la Directive pour évaluer les tendances à moyen et long terme.

Conclusions, préconisations, limites

Les résultats précédemment exposés nous ont permis de déduire que :

- un effort d'échantillonnage situé entre vingt et trente traits de chalut deux fois dans l'année peut constituer un effort suffisant pour avoir une bonne représentativité de la diversité spécifique sur l'année. Si possible, ces campagnes devraient avoir lieu en automne (septembre-octobre) et au printemps (sur la période avril-mai-juin) ;
- un échantillonnage triennal peut induire des déductions trompeuses en terme de tendance à moyen terme. Nous préconisons, dans la mesure du possible, d'adopter une stratégie différente comme par exemple, trois années consécutives d'échantillonnage tous les trois, quatre ou cinq ans.

Les limites de cette étude sont essentiellement doubles dans un contexte opérationnel. La première tient au fait que l'exemple auquel nous nous sommes référés est un cas particulier tant au niveau du système échantillonné (l'estuaire de la Gironde) que de l'engin mis en place (un chalut à panneaux). L'estuaire de la Gironde étant le plus grand estuaire européen et celui abritant l'ichtyofaune la plus diversifiée en France (Lobry *et al.*, 2003a), les préconisations effectuées en terme d'effort d'échantillonnage peuvent être faussées. Elles le sont certainement dans le sens de la surestimation et, avec le même principe de

parcimonie avec lequel nous les avons réalisées, elles doivent être ajustées. Cependant, les ajustements nécessaires sont sans doute marginaux : les saisons semblent choisies de façon pertinente et correspondre à l'immense majorité des systèmes estuariens français et européens ; le nombre de traits et leurs fréquences peuvent éventuellement être réduits, mais il est nécessaire de ne pas trop réduire le nombre de traits par campagne afin de pouvoir garder une plus grande latitude en terme de traitement statistique. C'est sans doute sur la surface chalutée (et donc sur la longueur) des traits que l'on va pouvoir moduler l'effort. Concernant l'engin, il est nécessaire de garder à l'esprit que l'engin considéré est un chalut à panneaux qui permet d'échantillonner sur une plus large partie de la colonne d'eau qu'un chalut à perche par exemple. Ce dernier permet sans doute une meilleure standardisation des données car la fraction échantillonnée est plus réduite, et une meilleure comparabilité inter-systèmes car il est plus répandu dans les échantillonnages en milieu estuarien (Elliott *et al.*, 2002). Ces deux éléments font de lui l'engin plébiscité pour les suivis des masses d'eau de transition dans le cadre de la DCE. Si l'engin n'est donc probablement pas rigoureusement identique à celui qui sera utilisé dans le cadre de la DCE, d'un point de vue relatif, le biais est sans doute assez peu important concernant les indicateurs de richesse spécifique et de structure de tailles comme le laissent supposer les résultats de récentes campagnes destinées à comparer l'efficacité des deux chaluts (Girardin, données non publiées). C'est sans doute moins vrai concernant l'abondance. Le problème de l'abondance est un problème épineux. Nous ne l'avons pas explicitement traité dans ce travail et ceci en constitue la seconde limite. D'abord, d'un point de vue théorique, elle ne peut pas être traitée de la même manière que la richesse spécifique, car la relation avec l'effort d'échantillonnage est plus linéaire et n'atteint pas de plateau. Ensuite, l'abondance de la faune piscicole dans l'estuaire est particulièrement variable dans l'espace et le temps, beaucoup plus que la richesse spécifique (Lobry, 2004). La question doit donc être reformulée en termes de niveaux d'abondance et d'abondances relatives des différentes espèces. Un travail similaire à celui-ci pourra alors être entrepris en parallèle avec la détermination d'un indice biotique « poisson ». □

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre de la convention 2003-2005 Cemagref-ministère de l'Écologie et du Développement durable (Direction de l'eau) concernant la mise en place de la DCE. Nous remercions Paul Gonthier pour son implication dans la réalisation des travaux relatifs à cette convention. Nous tenons aussi à remercier Jean-François Bigot, Bernard Ballion, Christine Gazeau, Éric Rochard et toutes les personnes qui ont pris part aux différentes campagnes d'échantillonnage. Nous remercions Yves Désaunay pour nous avoir accordé du temps pour terminer ce travail et enfin Christian Rigaud pour ses commentaires qui ont contribué à améliorer la qualité de l'article.

Résumé

L'ichtyofaune estuarienne est à la fois diverse et hétérogène. Ses grands traits écologiques rendent difficile la mise en place d'un programme de suivi. Un échantillonnage rétrospectif des données de chalutage acquises par le Cemagref depuis 1994 sur l'estuaire de la Gironde nous a permis de définir les bases d'un protocole de suivi de la richesse ichthyofaunistique en milieu estuarien compatible avec les objectifs de la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE) adoptée en juin 2000. Un programme d'échantillonnage situé entre vingt et trente traits de chalut à deux périodes de l'année, en automne et au printemps, apparaît suffisant pour avoir une bonne représentativité de la diversité spécifique sur l'année. Nous préconisons d'adopter une stratégie qui consisterait à effectuer trois années d'échantillonnage consécutives tous les trois, quatre ou cinq ans.

Abstract

The estuarine fish fauna is both diverse and heterogeneous. Its main ecological features make difficult the development of a monitoring program. A retrospective sampling of the trawling data collected by the Cemagref since 1994 allowed us to define the basis for a monitoring protocol of the estuarine fish species diversity consistent with the objectives of the new Water Framework Directive (WFD). A sampling effort between 20 and 30 trawl hauls twice a year, in autumn and spring, can be sufficient to correctly describe the species richness of the year. We recommend to adopt a strategy that would consist to sample 3 consecutive years every 3, 4 or 5 years

Bibliographie

- BARBAULT, R., 1992, *Écologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*, Masson, Paris.
- BODENHEIMER, R.-S., 1955, *Précis d'écologie animale*, Payot, Paris, 315 p.
- DEEGAN, L.-A., FINN, J.-T., AYVAZIAN, S.-G., RYDER-KIEFFER, C.-A., BUONACCORSI, J., 1997, Development and validation of an estuarine biotic integrity index, *Estuaries*, vol. 20, n° 3, p. 601-617.
- ELIE, P., 1997, *Restauration de l'esturgeon européen Acipenser sturio. Contrat Life rapport final du programme d'exécution*, Rap. n° 24, Cemagref de Bordeaux, 381 p.
- ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K. eds., 2002, *Fishes in Estuaries*. Blackwells, London.
- EU, 2000, Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23rd October 2000. Establishing a Framework for Community Action in the field of Water Policy, Official Journal PE-CONS 3639/1/00 REV 1, Brussels.
- FONTAINE, M., 1975, Physiological mechanisms in the migration of marine and amphihaline fish, *Advances in Marine Biology*, vol. 13, p. 241-355.

- FRONTIER, S., 1983, L'échantillonnage de la diversité spécifique, in *Stratégies d'échantillonnage en écologie*, Masson – Les presses de l'université de Laval, Québec, p. 416-436.
- GIRARDIN, M., CASTELNAUD, G., BEAULATON, L., 2003, *Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde – Suivi des captures 2001 – Étude de la faune circulante 2002*, Cemagref, groupement de Bordeaux, Cestas, 202 p.
- KARR, J.-R., 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities, *Fisheries*, vol. 6, n° 6, p. 21-27.
- LEPAGE, M., GIRARDIN, M., 2004, *Proposition d'un protocole d'échantillonnage pour les masses d'eau de transition avant la mise en place des contrôles de surveillance de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau*, Cemagref, Bordeaux, 8 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, 195 p.
- LOBRY, J., LEPAGE, M., ROCHARD, E., à paraître, From seasonal patterns to a reference situation in estuarine environment : example of the small fish and shrimps fauna of the Gironde estuary (SW France), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- LOBRY, J., MOURAND, L., ROCHARD, E., ELIE, P., 2003a, Structure of the Gironde estuarine fish assemblages : a European estuaries comparison perspective, *Aquatic Living Resources*, vol. 16, n° 2, p. 47-58.
- LOBRY, J., ROCHARD, E., 2003b, The Gironde estuary : a European reference for fish population ?, in *River Basin Management – From Experience to Implementation*, European Water Agency, Hef, p. 63-77.
- MAES, J., TAILLIEU, A., VAN DAMME, P.-A., COTTENIE, K., OLLEVIER, F., 1998, Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 47, n° 2, p. 143-151.
- MC LUSKY, D.-S., 1981, *The estuarine ecosystem*, Wiley, New York, 150 p.
- MOURAND, L., 2000, *Signification écologique de la rareté de différentes espèces de poissons dans l'estuaire de la Gironde*, mémoire de DEA, université Paul Sabatier, Toulouse, 33 p.
- OBERDORFF, T., HUGHES, R.-M., 1992, Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine-Normandie basin, France, *Hydrobiologia*, vol. 228, p. 117-130.
- POMFRET, J.-R., ELLIOTT, M., O'REILLY, M.-G., PHILLIPS, S., 1991, Spatial and temporal patterns in the fish communities in two UK North Sea estuaries, in *Estuaries and coasts : spatial and temporal intrecomparisons*, ELLIOTT, M., DUCROTOY, J.-P., Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark, p. 277-284.
- POTTER, I.-C., CLARIDGE, P.-N., WARWICK, R.-M., 1986, Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage, *Marine Ecology Progress Series*, vol. 32, p. 217-228.
- REBELO, J.-E., 1992, The Ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria de Aveiro, Portugal, *Estuaries*, vol. 15, n° 3, p. 403-413.
- THIEL, R., POTTER, I.-C., 2001, The ichthyofaunal composition of the Elbe Estuary : an analysis in space and time, *Marine Biology*, vol. 138, n° 3, p. 603-616.