

THESE

présentée à

L'UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
ECOLE DOCTORALE DES SCIENCES DE LA MER

pour l'obtention du grade de
Docteur en Océanographie Biologique

par

Carla SCALABRIN

**IDENTIFICATION ACOUSTIQUE DES ESPECES PELAGIQUES
A PARTIR D'ATTRIBUTS DISCRIMINANTS
DES BANCS DE POISSONS MONOSPECIFIQUES**

soutenue le 21 novembre 1997

devant la Commission d'Examen composée de :

M. Michel GLEMAREC	Président
M. Pierre FREON	Rapporteur
M. Alain LAUREC	Rapporteur
M. Jean BOUCHER	Directeur de thèse
M. Thang DO CHI	Examineur
M. Alain HILLION	Examineur
M. David MACLENNAN	Examineur
M. George MASSART	Examineur

THESE

présentée à

L'UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
ECOLE DOCTORALE DES SCIENCES DE LA MER

pour l'obtention du grade de
Docteur en Océanographie Biologique

par

Carla SCALABRIN

**IDENTIFICATION ACOUSTIQUE DES ESPECES PELAGIQUES
A PARTIR D'ATTRIBUTS DISCRIMINANTS
DES BANCs DE POISSONS MONOSPECIFIQUES**

soutenue le 21 novembre 1997

devant la Commission d'Examen composée de :

M. Michel GLEMAREC	Président
M. Pierre FREON	Rapporteur
M. Alain LAUREC	Rapporteur
M. Jean BOUCHER	Directeur de thèse
M. Thang DO CHI	Examineur
M. Alain HILLION	Examineur
M. David MACLENNAN	Examineur
M. George MASSART	Examineur

Remerciements

Le travail qui fait l'objet de ce mémoire a été effectué au sein du Service Technologie des Pêches de l'Institut Français pour la Recherche et l'Exploitation de la Mer (IFREMER) en étroite collaboration avec le département Image et Traitement de l'Information de l'Ecole Nationale Supérieure des Télécommunications de Bretagne (ENST-Bretagne) et avec l'Ecole Doctorale des Sciences de la Mer de l'Université de Bretagne Occidentale.

J'adresse mes vifs remerciements à Monsieur le Professeur M. Glemarec qui a bien voulu s'intéresser à mon travail et m'a fait l'honneur d'accepter de présider cette Commission d'Examen. La participation de tous les membres de la Commission à la soutenance de ce mémoire m'a comblée de joie et d'honneur. J'aimerais leur exprimer ma plus profonde gratitude, et en particulier à Messieurs D. MacLennan, A. Laurec et P. Fréon qui ont fait le déplacement vers le Finistère, par une journée de novembre.

Je tiens à témoigner ma très grande reconnaissance à Messieurs A. Laurec et P. Fréon d'avoir accepté d'effectuer le travail et la critique inhérents au rôle de rapporteur. Leur participation m'a beaucoup encouragée à mener ce mémoire à son terme.

Je prie Monsieur J. Boucher, dont l'expérience et les conseils ont contribué largement à faciliter mon travail, d'accepter mes remerciements très sincères.

Je suis heureuse d'apporter ici à Messieurs N. Diner et G. Massart, qui m'ont accueillie dans leur laboratoire, ont suivi mon travail pas à pas, et dont l'amitié ne m'a jamais été comptée, le témoignage de ma profonde gratitude et de mon attachement très sincère.

A Messieurs A. Hillion et X. Lurton, dont les conseils scientifiques m'ont toujours aidée à sortir des situations difficiles et dont la disponibilité et l'attention ne m'ont jamais fait défaut, à Monsieur Alain Weill qui a su me guider dans les méandres de l'informatique, je tiens à témoigner ma très grande reconnaissance.

Je remercie également Monsieur Thang Do Chi d'avoir bien voulu s'intéresser à mon travail et participer à cette Commission d'Examen.

La réalisation de ce travail n'aurait pas été possible sans la participation et les encouragements de Monsieur J. Labeyrie, je souhaite qu'il accepte l'expression de ma gratitude.

L'assistance de tout le personnel de DITI et de DRV/RH à l'IFREMER, de l'ENST-Bretagne et de l'Ecole Doctorale des Sciences de la Mer ne m'a jamais fait défaut; l'acquisition de données pour ce travail est due en partie à la compétence et à l'amabilité de Monsieur J. Massé et de l'équipage du N.R.H. *THALASSA*; le travail bibliographique a été facilité par l'intérêt que lui a porté le Service de Documentation de l'IFREMER et la normalisation des données bibliographique a pu être faite grâce à la gentillesse de Madame V. Gautier; je souhaite que chacun trouve ici l'expression de mes remerciements.

Je tiens à remercier tous mes collègues, responsables de l'atmosphère cordiale et des discussions fructueuses qui font du devoir de travailler le plaisir de travailler. Je pense particulièrement à M-C Mouchot, C. Hamitouche, V. Burdin, G. Cazuguel, B. Solaiman, E. Pouliquen, N. Gaignon, M. Le Borgne et A. Corlay. Je pense également à tous mes amis thésards, surtout à L. Ibanez et L. Peyronny qui m'ont aidée à la préparation de la soutenance de ce mémoire sans mesurer leur temps pendant les samedis et dimanches passés au bâtiment K de l'Ecole.

En cet instant, comme pendant tous les moments de doute ou de découragement que j'ai pu traverser, le souvenir de mes collègues de l'Université de Rio Grande (FURG) et de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), ainsi que la mémoire de l'Amiral Moreira da Silva (le premier à me montrer la beauté scientifique de l'océan) m'ont donné le courage et la force de continuer. A tous, présents ou disparus, j'en resterai profondément reconnaissante.

Une grande partie de cette étude a pu être réalisée grâce au soutien matériel du CNPq (Conselho Nacional de Pesquisas, Brasil) à qui j'adresse mes vifs remerciements.

Ce travail doit aussi énormément au soutien moral de tous mes amis, particulièrement A. Filhol et, à Brest, ceux du quartier de St. Marc et des Crocodiles de l'Elorn; je les oublierai jamais.

Et finalement, comment exprimer ma gratitude envers mes enfants Jerônimo, Floriano et Juliano, mes parents et ma sœur Cláudia, sinon en leur disant que ce travail est un témoin de l'amour que je leur porte et un écho de l'amour qu'ils m'apportent?

Table des matières

Liste de symboles	iii
Introduction	1
1 Evolution de l'acoustique halieutique	9
2 Analyse de l'acquisition de données	21
2.1 Système d'acquisition et de traitement de données	21
2.2 Comparabilité instrumentale	25
2.2.1 Correction des paramètres du sondeur	25
2.2.2 Correction des paramètres INES-MOVIES	27
2.3 Campagnes d'acquisition de données en mer	30
2.4 Protocole expérimental	34
3 Identification acoustique des espèces	37
3.1 Analyse individuelle de l'image acoustique des bancs	38
3.1.1 Définition d'un banc acoustique	39
3.1.2 Extraction de descripteurs et analyse préliminaire de données	41
3.1.3 Discrimination et classification des bancs acoustiques	57
3.1.4 Synthèse	67
3.2 Analyse des signaux rétro-diffusés	69
3.2.1 Pré-traitement de données	69
3.2.2 Analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux	74
3.2.3 Analyse de la distribution des valeurs d'amplitude	80
3.3 Analyse de la distribution spatiale des bancs	89
3.3.1 Méthodologie	89
3.3.2 Analyse des résultats	92
3.3.3 Discrimination globale	94
3.4 Synthèse générale	96
4 Modélisation de la variabilité	101
4.1 Etude bibliographique	102
4.1.1 Cible individuelle - poisson isolé	102
4.1.2 Cibles multiples - couches biologiques, bancs de poissons	107
4.2 Modélisation géométrique	114
4.2.1 Modèle géométrique	118
4.2.2 Simulation des images	121

4.3	Modélisation statistique des signaux rétro-diffusés	133
4.3.1	Modèle des signaux rétro-diffusés	133
4.3.2	Simulation et comparaison des signaux rétro-diffusés	144
4.4	Synthèse	152
5	Discussion et perspectives	153
5.1	Analyse des résultats	155
5.2	Analyse de la variabilité	160
5.2.1	Variabilité associée à la technologie	161
5.2.2	Variabilité associée au comportement des espèces	167
5.3	Perspectives	173
	Conclusion	177
	Annexes	178
A	Biologie et répartition des espèces étudiées	179
A.1	Sardine	179
A.2	Anchois	180
A.3	Chincharde	181
A.4	Merlan bleu	182
B	Description statistique des descripteurs MOVIES-B	185
C	Description de l'outil informatique VENTANA	203
D	Calcul des moments normalisés	209
	Table des figures	210
	Liste des tableaux	217
	Bibliographie	223

Liste de symboles

- a paramètre d'étendue de la loi bêta de première espèce.
- a_n contribution en amplitude d'un diffuseur au signal rétro-diffusé.
- A amplitude du signal.
- \bar{A} moyenne de valeurs d'amplitude, en mV .
- A_b aire d'un banc acoustique, en m^2 .
- A_{cv} coefficient de variation de valeurs d'amplitude.
- A_{max} valeur maximale d'amplitude, en mV .
- A_σ écart-type de valeurs d'amplitude, en mV .
- \mathcal{A} section apparente de la cible.
- α coefficient d'amortissement du son, en $dB\ m^{-1}$.
- AL_b altitude d'un banc acoustique, en m .
- AL_r indice d'altitude d'un banc acoustique, en %.
- b paramètre d'étendue de la loi bêta de première espèce.
- B paramètre de la fonction de directivité d'un transducteur circulaire.
- β_1 coefficient d'asymétrie.
- β_2 coefficient d'aplatissement.
- c célérité du son, en m/s .
- C_e cadence d'émission, en *nombre* s^{-1} .
- C_S constante-sondeur pour la normalisation de paramètres instrumentaux.
- dB décibel.
- d_S déplacement de la source entre chaque émission, en m .
- d_x distance entre chaque poisson d'un banc selon l'axe x .
- d_y distance entre chaque poisson d'un banc selon l'axe y .

- d_z distance entre chaque poisson d'un banc selon l'axe z .
- D_F diamètre du lobe principal du faisceau, en m .
- DF_i descripteur spectral de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés.
- D_I distance correspondant à la demi-durée d'impulsion, en m .
- D_T diamètre d'un transducteur.
- \mathcal{D} fonction de diffusion de la cible.
- \mathcal{D}_{rd} fonction de rétro-diffusion de la cible.
- \mathcal{D}_T fonction de directivité d'un transducteur.
- e valeur appartenant à une distribution normale.
- E énergie ou intensité d'un signal rétro-diffusé.
- E_G énergie globale rétro-diffusée par un banc acoustique, en mV^2 .
- E_b élongation d'un banc acoustique.
- η nombre de valeurs d'amplitude par mètre, ce nombre dépend de la fréquence d'échantillonnage du signal rétro-diffusé.
- f fréquence, en kHz .
- F_b dimension fractale d'un banc acoustique.
- ϕ_n contribution en phase d'un diffuseur au signal rétro-diffusé.
- γ rapport de σ_c et de σ_i .
- Γ fonction ou loi gamma.
- GVT gain variable dans le temps (TVG en anglais).
- H_b hauteur maximale d'un banc acoustique, en m .
- I_d intensité diffusée.
- I_i intensité incidente.
- I_{max} durée totale du signal.
- I_{rd} intensité rétro-diffusée.
- IAR indice de la zone d'influence d'un banc, en pourcentage.
- IC_{rd} indice de rétro-diffusion de la cible, en dB .
- IR_V indice de rétro-diffusion de volume, en $dB m^{-3}$.
- J_1 fonction de Bessel d'indice 1.

kHz kilohertz.

L longueur du poisson.

L_b longueur d'un banc acoustique, en m .

λ longueur d'onde.

k constante espèce-dépendante pour le calcul du IC_{rd} , en dB .

κ nombre d'onde.

N nombre de diffuseurs.

N_E niveau d'émission, en dB re $1\mu Pa$ à $1m$.

N_R niveau du signal rétro-diffusé, en dB re $1\mu Pa$.

$N_{S_{int}}$ nombre de valeurs d'amplitude $> S_{int}$ d'un banc acoustique.

N_{SR} nombre de signaux rétro-diffusés par un banc de poissons.

N_T nombre total de valeurs d'amplitude d'un banc acoustique.

NND_2 distance moyenne aux deux bancs voisins les plus proches, en m .

$\mathcal{N}(\mu, \sigma)$ loi normale de paramètres μ et σ .

Ω angle solide en stéradians.

p paramètre de forme de la loi bêta de première espèce.

p_n contribution d'un diffuseur au signal rétro-diffusé.

P_0 pression incidente sur un diffuseur.

P_b périmètre d'un banc acoustique, en m .

P_s sonde, en m .

PR_b profondeur d'un banc acoustique, en m .

PT pertes de transmission, en dB .

ψ demi-angle au sommet du cône équivalent au faisceau, en radians.

Π_d puissance totale diffusée selon tous les angles.

q paramètre de forme de la loi bêta de première espèce.

R distance, en m .

R_{1S} distance où les faisceaux de deux émissions consécutives se superposent pour la première fois.

ρ densité volumique, en *nombre de poissons* m^{-3} .

- S signal rétro-diffusé.
- S_1 partie réelle du signal rétro-diffusé.
- S_2 partie imaginaire du signal rétro-diffusé.
- S_f spectre de puissance de l'enveloppe temporelle du signal rétro-diffusé.
- S_{int} seuil d'intégration, en mV .
- SRT sensibilité à la réception au niveau du transducteur, en dB re $1V/1\mu Pa$.
- σ_a section efficace d'absorption.
- σ_c composante cohérente.
- σ_e section efficace d'extinction.
- σ_d section efficace de diffusion.
- σ_i composante incohérente.
- σ_{omni} section efficace de diffusion omnidirectionnelle.
- σ_{rd} section efficace de rétro-diffusion.
- σ_t section efficace de diffusion totale.
- ζ coefficient d'atténuation de l'énergie à l'intérieur du banc.
- t temps de propagation.
- t_E temps écoulé entre deux émissions.
- τ durée d'impulsion.
- θ_d angle de diffusion.
- θ_i angle d'incidence.
- θ_P angle d'inclinaison du poisson par rapport à la horizontale.
- $2\theta_{3dB}$ angle normal à l'antenne, caractérisant l'ouverture du lobe principal du faisceau.
- ϑ angle correspondant à la position d'un poisson mesuré par rapport à l'axe du faisceau.
- v vitesse relative navire/banc.
- V_C volume de confusion formé par la durée d'impulsion $c\tau/2$ et par l'ouverture à $2\theta_{3dB}$ du faisceau, en m^3 .
- V_D volume de diffusion correspondant à l'intersection du volume de confusion avec le volume du banc, en m^3 .
- V_R sensibilité à la réception au niveau de la sortie du sondeur, en dB re $1V/1\mu Pa$.

v_n^2 variance de la contribution en amplitude de chaque diffuseur élémentaire.

Υ^2 variance des composantes réelle et imaginaire du signal.

ξ taux minimal d'interception géométrique.

ζ coefficient exprimant l'écart à la position nominale des poissons dans un banc.

"Rien dans la nature n'a de caprices: le grain de sable, la puissance la plus grandiose, tout dans l'univers obéit à des lois. Cependant, quel qu'il soit, il faut se garder d'oublier qu'un phénomène naturel n'est qu'une équation à un nombre infini de variables, les unes, généralement en petit nombre, d'importance capitale; les autres d'importance secondaire. Une telle équation est mathématiquement impossible à résoudre rigoureusement. Il peut arriver des cas où plusieurs ou même une seule de ces variables secondaires acquiert une valeur si considérable qu'elle l'emporte sur les éléments habituellement fondamentaux. Il se produit quelquefois aussi des interférences qui changent brusquement l'ordre ordinaire et c'est pourquoi il est permis à la science d'être parfois déçue dans ses prévisions. N'arrive-t-il pas en Optique que la somme de deux lumières donne de l'obscurité?"

J. Thoulet
L'Océanographie, 1922, page 241.

et en Acoustique que la somme de deux bruits donne du silence?

Introduction

Ce mémoire présente le travail développé sur le problème de l'identification acoustique des espèces pélagiques les plus abondantes ou les plus capturées dans le golfe de Gascogne: l'anchois (*Engraulis encrasicolus*, L. 1758), la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum 1792), le chinchard (*Trachurus trachurus*, L. 1758) et le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*, Risso 1826).

Ces espèces présentent un comportement grégaire, autrement dit, les poissons se regroupent dans des structures élémentaires appelées bancs. Chaque banc, détecté par un sondeur acoustique, représente une observation d'un processus aléatoire caractérisant le mode de groupement des poissons. Si l'espèce peut être considérée comme un déterminant majeur de l'apparence générale, de la structure interne et de la position spatiale d'un banc, il est alors possible que cette information puisse structurer le processus et être conservée dans les signaux acoustiques rétro-diffusés par le banc. L'analyse de ces signaux devrait permettre de saisir l'information associée à l'espèce, conduisant à la discrimination des observations et à l'identification acoustique des espèces.

L'identification empirique, réalisée par les pêcheurs et chercheurs à partir de l'analyse visuelle de détections tracées sur les échogrammes dès le début de l'utilisation de l'acoustique en halieutique, permet de supposer que la validation de cette approche est possible. Cependant, il est aussi possible d'observer des bancs attribués à une seule espèce dont l'apparence est très variable, et des bancs morphologiquement semblables attribués à des espèces différentes (Radakov, 1973). Ainsi, l'hypothèse de l'existence des formes de regroupement des poissons en bancs selon des règles dépendant de l'espèce sera testée tout au long de cette thèse.

Toutefois, le cadre d'analyse de ce travail repose sur l'hypothèse que les bancs sont monospécifiques, autrement dit, que tous les poissons composant un banc appartiennent à la même espèce. Cette hypothèse est assez réaliste pour les espèces vivant dans un environnement pélagique ouvert et contribuant à la pêche commerciale de façon significative comme les clupéidés et les scombridés (Pitcher, 1986). Malgré l'existence de quelques études démontrant que les bancs peuvent être multispécifiques (Allan, 1986; Fréon, 1989; Fréon et Misund, *in press*), il est très difficile dans l'état actuel des connaissances et des moyens d'identification de vérifier si ces résultats concernent seulement les espèces étudiées ou peuvent être généralisés à toutes les espèces se regroupant en bancs.

Au delà de l'intérêt de contribuer à la connaissance scientifique à propos des bancs de poissons, l'objectif de ce travail est étroitement lié à des applications dans le domaine halieutique.

La pêche est une activité caractérisée par deux composantes: la complexité et l'incertitude. Elle est complexe parce qu'un grand nombre de facteurs d'origines différentes peuvent agir sur le système. L'impact de ces facteurs sur le comportement du système peut être amplifié ou diminué en fonction de leurs interactions. Les modèles bio-économiques ont pour objet d'analyser cette complexité en dissociant les aspects biologiques, écologiques et économiques (Clark, 1976; van der Ploeg *et al.*, 1987). Elle est incertaine dans les résultats parce que chacun des facteurs qui la déterminent comporte lui-même un niveau relativement important d'incertitude.

L'incertitude se présente dans les écosystèmes sous deux formes (Ekeland, 1984). La première forme fait référence à un comportement apparemment aléatoire des variables, conduisant à l'impossibilité de connaître et de prévoir l'avenir du système dans le sens déterministe. Dans ce cas, l'aspect aléatoire du système provient du fait que l'information nécessaire pour construire le modèle déterministe sous-jacent est incomplète, malgré son exactitude. La difficulté de prévoir l'évolution naturelle à long terme des stocks halieutiques est liée à cette forme d'incertitude où la relation stock-recrutement, la variabilité de la croissance et les composantes de la mortalité sont parfois difficiles à dégager du bruit environnemental. Des modèles stochastiques peuvent être utiles afin de maîtriser la composante aléatoire d'un système (Hillion, 1986; Laurec, 1989).

L'autre forme d'incertitude se présente lorsque l'information est disponible mais imparfaite en fonction du manque de précision. L'écart entre les valeurs mesurées et les valeurs exactes s'amplifie et aboutit à un écart important entre le résultat prédit et le résultat observé. En ce qui concerne la pêche, l'évaluation de la biomasse des ressources halieutiques est également soumise à cette forme d'incertitude.

La prise en compte de l'incertitude et de la complexité dans le domaine de la gestion des pêches a généré une série de modèles stochastiques d'analyse bio-économique (Andersen et Sutinen, 1984). En général, les études réalisées à l'aide de ces modèles mettent en évidence la fragilité de la pratique actuelle de la gestion des ressources halieutiques en l'absence de données plus précises sur la taille des stocks (Plourde et Bodeli, 1984). Ainsi, dans le cadre d'une gestion optimale, lorsque la biomasse d'une ressource est évaluée avec incertitude il serait préférable d'avoir une approche plus conservatrice dans l'exploitation du stock. Ceci s'explique, en partie, par le caractère d'irréversibilité des investissements dans la pêche, autrement dit, de la non-malléabilité du capital investi (Charles et Munro, 1985) et par la diminution du risque d'effondrement du stock à long terme (Pelletier et Laurec, 1992; Matsuda *et al.*, 1992).

Afin de définir et d'adapter les outils de gestion aux objectifs de développement d'une pêcherie garantissant la sécurité biologique de la ressource, il apparaît fondamental de connaître la taille et la variabilité naturelle des stocks concernés. Le corollaire de la nécessité d'une connaissance plus précise de la taille d'un stock est le besoin d'améliorer les techniques de diagnostic.

La taille des stocks peut être évaluée à partir des modèles de la dynamique des populations (Schaefer, 1954, 1957; Beverton et Holt, 1957; Ricker, 1958, Laurec et Le Guen, 1981), à partir de la production des oeufs (Lasker ed., 1985) et à partir des techniques utilisant l'acoustique (Dragesund et Olsen, 1965; Cushing, 1973; MacLennan et Simmonds, 1992). Le domaine d'application de ces méthodes ne peut pas être généralisé à l'ensemble des stocks. En effet, l'efficacité de chaque méthode dépend, entre autres facteurs, du comportement de l'espèce concernée, de la possibilité d'estimer certains paramètres ou encore du niveau d'exploitation de la ressource.

Les techniques acoustiques d'évaluation de la biomasse ou de l'abondance d'une ressource peuvent être particulièrement utiles lorsque la durée de vie de l'espèce est courte, ce qui est souvent le cas de petits pélagiques, ou encore lorsque la ressource est inexploitée ou faiblement exploitée. De plus, elles peuvent fournir des diagnostics en temps réel et un suivi en continu, ce qui est intéressant surtout dans le cas des ressources instables (Garcia, 1984).

Plusieurs axes permettent d'insérer l'objectif de l'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire dans le contexte de la réduction de l'incertitude et de la gestion des stocks, en particulier ceux présentés dans les quatre paragraphes suivants.

Diminution de l'incertitude des évaluations acoustiques de l'abondance

L'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire devrait permettre d'augmenter la précision des évaluations acoustiques de l'abondance en rendant indépendants le partage de l'énergie totale rétro-diffusée et les résultats des chalutages. Les captures effectuées par des chaluts pélagiques ne sont pas toujours le reflet exact de la composition faunistique ou de l'abondance des espèces présentes dans une zone, d'une part parce que les espèces présentent des coefficients de capturabilité (vulnérabilité) différents et d'autre part parce que l'échantillonnage n'est pas uniforme sur toute la colonne d'eau.

Ainsi, si l'identification acoustique s'avérait possible, le partage de l'énergie totale rétro-diffusée serait plus efficace et moins soumis à ces erreurs. Le partage, basé sur l'identification acoustique, pourrait s'appliquer à l'ensemble de bancs détectés et non pas seulement à ceux échantillonnés par le chalut. Sur un plan secondaire, la diminution du nombre de chalutages nécessaires à l'identification devrait permettre d'améliorer la qualité de la couverture spatiale, soit en augmentant la surface d'échantillonnage acoustique, soit en augmentant la résolution de la maille d'échantillonnage. La conjugaison de ces retombées conduirait à des évaluations plus précises et à une meilleure connaissance de la taille et de la répartition des stocks.

Variabilité et évolution des stocks

Cette connaissance plus précise de la taille est un élément important des études sur la variabilité et l'évolution des stocks. Le déterminisme du recrutement peut être associé à plusieurs facteurs comme l'existence d'une relation stock-recrutement, les facteurs environnementaux et les facteurs biologiques et écologiques conditionnant le taux de survie

pendant les premiers stades de développement. Ainsi, selon Laurec (1989), "toute explication des fluctuations du recrutement non dues aux variations de la taille du stock de géniteurs ne peut qu'aider à dégager du bruit environnemental la relation stock-recrutement".

Encore faut-il que les variations observées de la taille du stock de géniteurs soient significatives et puissent être mesurées avec précision (Walters et Ludwig, 1981). L'identification acoustique des espèces pourrait être utile à ces études, par les perspectives de diminution de l'incertitude quant à la taille du stock de géniteurs, surtout dans le cas des espèces à courte durée de vie.

Comportement grégaire et gestion

L'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire est une clé importante dans les études sur les facteurs déterminant leur comportement et leur structure de groupement. Pour ces espèces, le banc de poissons correspond à la structure grégaire élémentaire (Breder, 1976), structure qui peut être caractérisée, par exemple, par la taille, la morphologie, la bathymétrie et la densité de poissons. L'étude de certaines caractéristiques à l'échelle du banc et à l'échelle du groupement des bancs peut conduire à une meilleure connaissance sur la façon dont ces espèces occupent l'espace et sur les facteurs qui déterminent des stratégies comportementales différentes.

Ces études se divisent en deux familles. La première regroupe les études qui analysent la relation entre le comportement des bancs et les facteurs environnementaux (Scalabrin et Massé, 1993; Swartzman *et al.*, 1994; Massé, 1996), ou alors le comportement des bancs en fonction des stimuli externes (Misund, 1991; Fréon *et al.*, 1992; Gerlotto, 1993; Soria, 1994). La seconde rassemble celles qui analysent l'impact des différentes structures de groupement dans la dynamique des populations exploitées (Fréon et Misund, *in press*).

Le modèle de Clark (1974) démontre que l'effondrement d'une population de petits pélagiques à comportement grégaire est possible lorsque le niveau de la population de géniteurs est faible et que la taille de bancs est inférieure à un seuil critique favorisant la prédation. Dans ce cas, une infime augmentation de l'effort de pêche rend le système instable et l'effondrement sera total si le taux moyen de fertilité est trop faible pour compenser la mortalité par prédation, laquelle est favorisée par la taille plus faible des bancs. Clark souligne aussi que cette évolution peut ne pas être détectée par les statistiques disponibles mais pourrait l'être par un modèle prédictif basé sur des caractéristiques biologiques.

Les études de Mais (1974, 1977) sur l'anchois de Californie montrent que le comportement grégaire de cette espèce présente une forte variabilité interannuelle. Ainsi, le succès de la pêche à l'anchois, au début des années 70, est plutôt dû à un comportement favorable à la formation de bancs vulnérables à la senne qu'à l'abondance de la population.

L'ensemble de ces études montre que la connaissance sur le comportement et la structure de groupement des bancs de poissons peut apporter une contribution significative au domaine de la gestion de ressources. Néanmoins, l'identification acoustique des espèces reste une clé nécessaire si l'environnement étudié est multispécifique.

Efficacité et rentabilité de la pêche professionnelle

Le dernier grand axe d'application de l'identification acoustique des espèces pélagiques concerne l'efficacité de la pêche professionnelle. Cette efficacité peut être améliorée si le processus de prise de décision quant à l'opération de capture intègre une information plus certaine sur l'identification des espèces. Autrement dit, la sélectivité la plus efficace en termes de rentabilité et de préservation de la ressource est celle réalisée en amont, avant l'opération de mise à l'eau de l'engin de capture.

D'une part, cela permettrait de diminuer le temps consacré à la localisation des concentrations de bancs de l'espèce cible, donc de diminuer les coûts, et d'autre part de diminuer le rejet des espèces non ciblées ou pour lesquelles les quotas de capture sont dépassés ainsi que les captures accessoires. Les rejets constituent une composante parfois importante de la pêche de certaines espèces. Ainsi, des études préliminaires réalisées sur les pêches au chalut pélagique dans le golfe de Gascogne (Morizur *et al.*, 1996) indiquent que le rejet associé à la pêche du merlu représente 56% de la capture et qu'il est composé en majorité de chinchards, de sardines, de maquereaux et de sprats; la pêche de l'anchois produit des rejets atteignant 29% de la capture, rejets constitués de sardines et de chinchards.

Cet ensemble de considérations montre que la solution du problème de l'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire peut apporter une contribution significative dans plusieurs domaines liés à l'halieutique, tant du point de vue de la connaissance scientifique, que de celui de la gestion des ressources ou encore celui de l'activité professionnelle.

Contenu du mémoire

Le chapitre 1 présente un bref rappel de l'évolution de l'utilisation de l'acoustique en halieutique, en fonction des avancées technologiques et méthodologiques les plus importantes, ainsi que les développements les plus récents de l'identification acoustique des espèces. Ce rappel doit permettre de situer ce mémoire dans son contexte historique.

Le chapitre 2 analyse l'acquisition de données selon plusieurs aspects: le système instrumental et les corrections nécessaires à la comparabilité de données; les campagnes d'acquisition et les espèces étudiées; et finalement, le protocole expérimental utilisé afin de dégager de l'ensemble de données disponibles celles correspondant à la vérité-terrain la plus certaine quant à la nature spécifique des bancs. Une partie du contenu de ce chapitre a été présentée dans Scalabrin (1993), Scalabrin et Massé (1993) et Weill *et al.* (1993).

L'identification acoustique des espèces est abordée dans le chapitre 3, qui présente d'une façon plus détaillée la majorité des méthodes et des résultats publiés pendant la réalisation de cette étude. L'hypothèse sur l'existence des formes de regroupement des poissons en bancs selon des règles dépendant de l'espèce y est testée à partir d'une démarche inhérente à tous les problèmes de reconnaissance ou d'identification automatique: extraction et sélection d'attributs descriptifs discriminants, classification et validation du système d'identification. En fonction de l'importance des étapes d'extraction et de sélection d'attributs discriminants pour cette étude, le chapitre est organisé en trois sous-chapitres,

présentant chacun une méthode d'extraction selon la nature de l'information à obtenir.

Ainsi, le sous-chapitre 3.1 présente l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs où chaque banc est caractérisé par des attributs de taille et de forme, de position bathymétrique et d'énergie. La faisabilité de l'identification acoustique des espèces, à partir de ces attributs, est ensuite vérifiée par les étapes de classification et de validation. Le contenu de ce sous-chapitre a donné lieu à plusieurs publications (Scalabrin, 1993; Scalabrin *et al.*, 1994; Scalabrin *et al.*, 1996).

Le sous-chapitre 3.2 analyse l'identification à partir de l'extraction d'attributs des signaux rétro-diffusés par les bancs de poissons. Deux ensembles d'attributs sont étudiés. Le premier est obtenu par l'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux et le deuxième par l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude. Les méthodes et les résultats partiels concernant ce travail ont été présentés comme conférence-invitée à la Deuxième Conférence Européenne d'Acoustique Sous-marine qui a eu lieu à Copenhague en 1994 (Scalabrin et Lurton, 1994; Scalabrin *et al.*, 1996).

Le dernier sous-chapitre, 3.3, présente l'analyse de la distribution spatiale des bancs. Dans ce cas, l'information à saisir concerne le voisinage immédiat de chaque banc ainsi que la façon dont les bancs de chaque espèce se répartissent dans l'espace échantillonné. On essaye ici de caractériser les structures de groupement des bancs associées aux espèces, plutôt que chaque banc pris individuellement. La faisabilité de l'identification acoustique est vérifiée par les étapes de discrimination et de validation, à partir de la prise en compte simultanée d'attributs obtenus par cette méthode et celle de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs. Des résultats partiels ont déjà été publiés dans Scalabrin *et al.* (1996).

Le chapitre 4 est consacré à la modélisation du processus de rétro-diffusion des bancs de poissons. L'objectif principal de cette modélisation est de comprendre l'influence du facteur instrumental et de l'échantillonnage acoustique sur la formation des images et des signaux étudiés auparavant. On essaye ici d'évaluer l'importance de ces facteurs afin d'expliquer la variabilité observée des données. Le contenu de ce chapitre est également présenté en trois sous-chapitres. Le premier a permis, à partir d'une étude bibliographique, de rassembler et d'ordonner les connaissances sur la réponse acoustique des cibles individuelles (poissons isolés) et ensuite sur celle des cibles multiples (couches biologiques, bancs de poissons). Cette mise en valeur des connaissances dispersées a été complétée par une analyse personnelle plus détaillée de certains aspects et phénomènes, lorsque l'information bibliographique disponible n'était pas suffisamment complète. Cette étude bibliographique permet de mieux comprendre la modélisation de la réponse acoustique des bancs de poissons réalisée ensuite.

Deux modèles, originaux et adaptés aux besoins de ce mémoire, ont été construits afin de simuler la réponse acoustique de bancs de poissons. Le premier, présenté dans le sous-chapitre 4.2, permet de simuler les intersections successives d'un faisceau acoustique avec un ensemble de bancs et de construire l'image-sondeur correspondante au sens de l'énergie moyenne rétro-diffusée. Le deuxième modèle, présenté dans le sous-chapitre 4.3, simule des réalisations de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc à partir d'une modélisation statistique plus complexe du processus physique de formation de l'écho. Des

résultats préliminaires obtenus par la modélisation ont été publiés par Scalabrin et Lurton (1996) et présentés par Diner et Scalabrin (1997) au groupe d'étude sur la classification acoustique des cibles du CIEM.

Le dernier chapitre est consacré à la discussion des résultats obtenus par toutes ces méthodes en fonction de la prise en compte des sources potentielles de variabilité associées à la technologie et au comportement des espèces. Cette discussion permettra de cerner les perspectives de l'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire du golfe de Gascogne.

Chapitre 1

Evolution de l'acoustique halieutique

La qualité et l'utilisation de l'information obtenue à partir des systèmes acoustiques d'acquisition sont conditionnées, en partie, par la technologie disponible. Ce premier chapitre présente un bref rappel de l'évolution de l'utilisation de l'acoustique en halieutique en fonction des avancées technologiques et méthodologiques les plus importantes, rappel permettant de situer ce mémoire dans son contexte historique. Les développements les plus récents de l'identification acoustique des espèces sont ensuite présentés de manière plus détaillée.

L'utilisation de l'acoustique dans le domaine marin a vu son premier essor, pendant la Première Guerre mondiale, avec le système créé par le physicien français Paul Langevin (1872-1946) pour le sondage en mer et la détection des sous-marins. Cet essor a été suivi par des applications civiles de cette technique, utilisée en navigation, en hydrographie et dans la recherche des fonds chalutables (Marty, 1928).

Dans les années 20 deux systèmes permettaient d'effectuer des sondages jusqu'aux profondeurs de 1 000 m:

- sondeur sonore système Marty. Le dispositif émetteur est un marteau à ressort commandé électriquement et frappant à cadence régulière sur un disque d'acier fixé sur la coque et le récepteur est un microphone installé sur l'autre côté de la coque. Le dispositif de mesure permet à l'opérateur de déterminer la profondeur en cherchant, au moyen d'un casque téléphonique, quel intervalle de temps sépare la perception des départs des ondes et celle de leurs échos (Marty, 1928).
- sondeur ultrasonore système Langevin-Florisson. Ce sondeur, comme les sondeurs actuels, était composé de plusieurs éléments: (1) un projecteur ultrasonore piézo-électrique (transducteur) créé par le professeur Langevin, capable de transformer les oscillations électriques de haute fréquence en vibrations élastiques ultrasonores de même fréquence et de même forme et, inversement, vue la propriété de réversibilité du phénomène piézo-électrique; (2) un ensemble émetteur-récepteur électrique où l'émission est formée d'un train unique d'ondes ultrasonores d'une durée de l'ordre du millième de secondes; (3) un amplificateur de T.S.F. à lampes connecté de façon

permanente au circuit oscillant de l'émetteur et qui, de ce fait, détecte le signal émis puis son écho sur le fond; (4) un analyseur optique, créé par Florisson, muni d'un oscillographe et connecté à l'amplificateur permettant à l'utilisateur de lire la sonde (Le Danois, 1928).

Dans certains cas, ces systèmes étaient complétés par un enregistreur où la profondeur s'inscrivait sur une bande de papier blanc à l'aide d'une plume à encre.

Ces systèmes, embarqués à bord de la *Tanche* en 1928, ont permis de multiplier les sondages dans le golfe de Gascogne au-delà de 1 000 m en vue de l'établissement de la carte de pêche de cette région à l'usage des chalutiers (Belloc, 1929).

Cependant, déjà en 1926, le capitaine Rallier du Baty indique leur utilisation par les navires de pêche français: "Plusieurs chalutiers terre-neuviers sont déjà pourvus d'un sondeur ultrasonore et les résultats obtenus l'an dernier (1925) par le capitaine Michelet à bord du *Capricorne* sont tels qu'on peut prédire dès maintenant que ces instruments vont devenir très rapidement un accessoire indispensable de ce genre de navires" (Rallier du Baty, 1926). Il signale également la présence d'échos anormaux à l'enregistrement d'un sondage en Terre Neuve la même année et l'attribue à la présence d'un banc de morues (cité par Le Gall, 1952).

En 1927, Marty reprend l'étude de l'enregistreur continu de sondage et développe le modèle dénommé "Omnibus" parce qu'il pouvait être adapté immédiatement à tous les dispositifs acoustiques permettant le sondage, pourvu que le fonctionnement de ces dispositifs puisse être commandé par un contact électrique (Marty, 1928). La sonde s'écrivait sur une bande de papier recouverte de noir de fumée à l'aide d'un stylet et le système permettait de changer de graduation en fonction de la profondeur. Ainsi est né l'échogramme permettant la sauvegarde de données acoustiques sur papier, dont le support reste inchangé jusqu'à l'arrivée des bandes magnétiques dans les années 70.

En 1935, à bord du *Johan Hjort* équipé d'un sondeur Hughes à magnétostriction de fréquence 16 kHz, Oscar Sund détecte avec certitude des bancs de morue sur la côte norvégienne et suggère la possibilité dans l'avenir d'estimer la quantité des poissons à partir de ces données (Sund, 1935).

Entre cette période et le début des années 50, l'utilisation de l'acoustique pour la pêche et pour la recherche en halieutique s'est répandue dans tous les Etats membres du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, (CIEM), (Le Gall, 1952). Elle a permis d'étudier la distribution du hareng sur les côtes de la Norvège (Runnstrøm, 1937), de cartographier les concentrations de sprats en Angleterre (Richardson, 1949, 1950), de découvrir la DSL (deep scattering layer) en 1942 (Eyring *et al.*, 1948) et de l'étudier (Johnson, 1948), de multiplier les études sur le comportement de poissons en fonction des stimuli externes, en particulier le phototropisme (Le Gall, 1952; Furnestin, 1953).

Les années 50 bénéficient de l'évolution technologique associée à la Deuxième Guerre mondiale, et si le principe opérationnel reste le même, les instruments deviennent plus performants. Le plus grand apport de cette période concerne une meilleure connaissance des

phénomènes acoustiques liée à la diffusion des cibles biologiques permettant une évolution méthodologique du qualitatif vers le quantitatif. Ainsi, en 1954, Paul Smith établit un protocole expérimental afin de mesurer la section efficace de rétro-diffusion d'une espèce de bar, d'une espèce de crevette et d'une espèce de calmar. Ces mesures lui ont permis d'obtenir des valeurs de densité capables d'expliquer les valeurs observées de l'indice de rétro-diffusion de volume de la DSL. En outre, ce travail présentait une méthode d'étalonnage du système d'acquisition à partir de l'utilisation d'une sphère solide de bronze de 6,17 cm, dont les propriétés de rétro-diffusion ont été calculées selon la théorie acoustique (Smith, 1954). L'étalonnage du système d'acquisition, basé sur ce principe, a été réintroduit 30 ans plus tard par Foote (1982) et par Foote et MacLennan (1983).

Cushing (1952), s'inspirant des travaux de Balls (1946), analyse les données de plusieurs campagnes acoustiques afin de définir les zones de distribution des espèces pélagiques près de la côte anglaise. L'originalité de ce travail concerne le traitement des échos sur papier, permettant de définir des lignes de contour à différentes densités d'échos, rétro-diffusés par les poissons, sur la surface échantillonnée et d'estimer l'abondance relative. Cushing détaille aussi une série de sources d'erreur ou de biais qui doivent être éliminés afin de permettre l'estimation quantitative de l'abondance des poissons par l'acoustique, en particulier la correction des pertes de transmission et la question de l'identification des échos.

Il est important de souligner que, jusqu'à cette période, ce sont les détections des bancs qui intéressent le plus les utilisateurs (chercheurs et pêcheurs), puisque leurs traces sur l'échogramme permettent une appréciation quantitative. Ainsi, les zones de concentration de poissons sont repérées par l'abondance de bancs détectés, la relation entre l'intensité acoustique et la densité de cibles pour l'évaluation quantitative de l'abondance des poissons n'étant pas encore maîtrisée.

Dans ce contexte, l'identification de la nature des bancs de poissons a pris une importance considérable et comme le dit Albert Percier "l'identification (de l'espèce d'un banc) est sans nul doute le problème le plus délicat à résoudre", (Percier, 1959).

Renou et Tchernia (1947), opérant avec un Asdic¹, constataient que l'écho enregistré en phonie variait suivant les espèces détectées et définissaient les échos sonores de bancs de sardine, de sprat, de hareng et de maquereau. Hodgson (1950) montrait que certaines espèces de poissons pouvaient être identifiées par la trace d'échos sur l'échogramme obtenu avec un sondeur vertical, et décrivait les caractéristiques d'échos de bancs de hareng, de sardine, de sprat et de gadidés.

L'Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes (ISTPM), en France, a développé une recherche considérable sur le sujet de l'identification de la nature de l'espèce des bancs à partir de la classification des échogrammes. A cette époque, fin des années 40 et début des années 50, la tâche principale attribuée aux bateaux pilotes de pêche de l'Institut (les précurseurs des navires de recherche halieutique actuels) était de renseigner

1. Appareil de détection sous-marin par ultra-sons, mis au point en Grande-Bretagne en 1939, et employé pour le repérage des sous-marins

les pêcheurs sur la position et la nature des bancs de poissons (Percier, 1959). L'identification était une question cruciale puisque il ne fallait pas attirer toute une flottille dans un secteur fréquenté par une espèce sans intérêt commercial.

Cette méthode de travail, mise au point par Furnestin (1953) pour la pêche à la sardine au Maroc, a convaincu les pêcheurs marocains qui, dès 1954, utilisaient couramment les sondeurs sur leurs navires. En France, malgré la méfiance de certains pêcheurs quant à l'utilisation des sondeurs, qu'ils croyaient capables de faire fuir les poissons², l'acquisition de données acoustiques par les bateaux pilotes de pêche de l'Institut a permis la réalisation de nombreuses études et communications sur l'identification de la nature des bancs de poissons pélagiques, notamment celles de Le Gall (1952), Percier (1953, 1959), Kurc (1954), Kurc et Percier (1955).

L'étude très complète de Percier (1959) a analysé les données acquises par un sondeur vertical Atlas embarqué sur le *Donibane*, un ancien sardinier-thonier, dans le golfe de Gascogne entre 1955 et 1958. A partir de la définition de cinq types différents de détections, inspirée de celle de Cushing (1957), à savoir, le pointillé, la petite tache, la colonne, la tache et le nuage, les détections acoustiques associées aux bancs de sardine, d'anchois et de thon rouge ont été classifiées et identifiées. L'identification était obtenue par une analyse visuelle de l'échogramme et à partir des mesures, réalisées avec un compas, de la taille des taches correspondant aux détections des bancs sur l'échogramme. Cette étude a aussi analysé le rapport entre la morphologie des bancs et leur cycle quotidien, la relation entre la topographie, l'hydrologie et la position des bancs de poissons et la détection pendant les opérations de pêche.

La tradition de la réalisation d'études sur l'identification acoustique et le comportement des espèces, qui reflète un besoin, s'est conservée jusqu'à ce jour au sein de cet organisme de recherche halieutique, puis de l'IFREMER³, avec les travaux de Diner (1968), Lopinot (1976), Diner *et al.* (1978), Diner et Guérault (1979), Diner et Le Men (1983), Diner *et al.* (1984), Diner et Massé (1987), Massé (1988), Souid (1988), Weill *et al.* (1993), Scalabrin *et al.* (1996), travaux qui ont fourni certains fondements de ce mémoire. Ainsi, le cahier de notes des campagnes de 1956-57 fait par MM. Claude Nedelec et George Kurc fournit encore des renseignements intéressants à l'équipe d'acoustique-pêche du Service de Technologie des Pêches de l'IFREMER, au sein duquel le travail ici présenté a été développé.

Les années 60 ont été décisives pour l'acoustique halieutique grâce à une évolution méthodologique et technologique, permettant de passer de l'estimation relative de l'abondance, réalisée jusqu'alors, à son estimation absolue. Selon MacLennan et Holliday (*in* Simmonds et MacLennan, 1996), ces années marquent le début de l'époque dite moderne

2. Au début des années 60, le bateau pilote de pêche *Roselys* était le seul de la flottille de sardinières à être équipé d'un sondeur. Lors d'une mauvaise saison pour la pêche à la sardine, au moment d'une escale au port du Palais à Belle-Ile, pendant une campagne de prospection acoustique, les pêcheurs ont provoqué l'équipage et les scientifiques en les rendant responsables de la fuite des poissons du fait de l'utilisation du sondeur. Le *Roselys* a dû quitter le port pendant la nuit, tous feux éteints, afin d'échapper aux représailles des pêcheurs (Noël Diner, comm. personnelle).

3. En 1984, une décision gouvernementale a créé l'Institut Français pour la Recherche et l'Exploitation de la Mer (IFREMER), nouvel organisme de recherche regroupant le Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO) et l'ISTPM.

de l'utilisation de l'acoustique en halieutique.

Lorsque les signaux acoustiques peuvent être attribués à des poissons isolés, l'amplitude des échos est liée à la taille des poissons, et l'abondance peut être estimée par le comptage des échos à l'intérieur de chaque intervalle de la distribution de fréquences des valeurs d'amplitude (Cushing, 1964). Cependant, lorsque les poissons sont distribués en couches ou en bancs, cette méthode ne peut pas être utilisée pour estimer l'abondance puisque les échos ne peuvent pas être résolus. La solution à ce problème a été fournie par le travail de Dragesund et Olsen (1965) et le terme d'écho-intégration y trouve ses origines.

L'écho-intégrateur a permis un traitement plus élaboré des signaux analogiques transmis par le sondeur. Ainsi, la somme du carré des valeurs d'amplitude sur une courte période de temps était imprimée sur papier et ces résultats, après correction par une constante instrumentale et par l'indice de rétro-diffusion du poisson détecté, permettaient d'estimer l'abondance absolue lorsque les poissons se regroupaient en couches.

Dans les deux cas, le comptage des échos ou l'intégration des échos, l'échantillonnage biologique des poissons présents dans la zone prospectée était nécessaire afin d'identifier les espèces et d'obtenir les distributions de fréquence de la taille des poissons.

Si des avancées technologiques et méthodologiques significatives ont été réalisées entre les années 20 et 60, il est important de souligner l'existence de certaines contraintes opérationnelles limitant le développement de l'acoustique halieutique. Ainsi, la sauvegarde en routine de données d'acquisition brutes n'était pas possible et toutes les analyses étaient réalisées à partir des échogrammes-papier et des quelques valeurs imprimées par l'écho-intégrateur. Cependant, la recherche commençait à bénéficier de l'arrivée de l'informatique.

L'utilisation de l'acoustique en halieutique par un grand nombre de chercheurs dans plusieurs pays, ainsi que le tournant atteint par cette discipline dans les années 60, a permis la réalisation du premier grand symposium international en 1973, suivi par trois autres jusqu'à 1995. L'évolution de l'acoustique halieutique peut être désormais appréciée par l'analyse thématique de ces symposiums (Scalabrin, 1995).

Le premier symposium sur l'utilisation de l'acoustique en halieutique (*Hydro-acoustics in Fisheries Research*, Margetts ed., 1977) a eu lieu à Bergen en 1973. Les aspects technologiques et méthodologiques liés à la validation des estimations de biomasse caractérisent le thème principal du symposium, dont certains travaux permettent de résumer le contenu. Il faut citer:

- D'abord le travail de Nakken et Olsen (1977), sur l'étude de la variabilité de l'indice de rétro-diffusion de différentes espèces de poissons à partir des mesures réalisées en laboratoire, dans des conditions d'expérimentation contrôlées. Ce travail est considéré comme le plus important de cette période et constitue encore aujourd'hui une référence sur le sujet.
- Ensuite, les travaux de Holliday (1972, 1977) et de Hawkins (1977) sur les perspectives d'utilisation de la fréquence de résonance de la vessie natatoire des poissons

afin de mesurer leur taille et potentiellement identifier les espèces (acoustique très basse-fréquence).

· Finalement, le travail de Johannesson et Losse (1973) sur le protocole méthodologique des campagnes d'écho-intégration présentant, en particulier, la méthode d'étalonnage directe. Cette méthode permettait de calculer une constante reliant l'énergie quantifiée par l'écho-intégrateur et la densité des poissons. Elle consistait à placer des poissons dans une cage positionnée dans l'axe du faisceau acoustique. En faisant varier la densité de poissons dans la cage et en mesurant la valeur écho-intégrée, il était possible d'étalonner l'ensemble du système par le calcul d'un facteur de correction, lequel intégrait globalement les aspects instrumentaux et les propriétés acoustiques des poissons dans la cage. L'étalonnage direct était une méthode difficile et laborieuse. Elle dépendait de la disponibilité de poissons vivants et ses résultats étaient fortement influencés par le comportement des poissons dans la cage. En outre, un étalonnage devait être réalisé pour chaque espèce et taille des poissons concernés par la campagne.

Les problèmes d'étalonnage ont ensuite été abordés notamment par Foote et MacLennan (1983) pendant le symposium de 1982, organisé lui aussi à Bergen (Symposium on Fisheries Acoustics, Nakken et Venema eds., 1983). La méthode d'étalonnage proposée par Foote (1982) préconise l'utilisation d'une sphère de cuivre électrolytique comme cible étalon. La pureté du métal associée à la simplicité de la forme d'une sphère permettaient un calcul théorique plus précis de l'indice de rétro-diffusion de cette cible. Ainsi, la composante instrumentale et la composante biologique du facteur de correction pouvaient être obtenues de façon indépendante, la première par l'étalonnage avec la sphère et la deuxième par l'utilisation des modèles de régression reliant l'indice de rétro-diffusion à la longueur du poisson en fonction des espèces capturées. Cette méthode d'étalonnage remplace donc la méthode directe décrite auparavant. Le deuxième point fort de ce symposium a été la démonstration expérimentale du principe de linéarité, sous-jacent à la théorie sur l'évaluation acoustique de l'abondance. Foote (1983) a pu démontrer que l'énergie récupérée par un sondeur est proportionnelle à la quantité de cibles présentant des propriétés acoustiques identiques. Ainsi, le doute était levé sur la validité des estimations acoustiques de l'abondance.

La période qui suit le symposium de 1982 marque un tournant important dans le développement de la discipline par l'intégration généralisée de l'informatique. La numérisation du signal et la capacité de sauvegarder les données brutes sur support informatisé, la visualisation en couleur avec le remplacement des échogrammes-papier par l'écran et les traitements logiciels des données en temps réel ou différé, ont certainement contribué à son évolution permettant de reprendre la diversification thématique caractéristique des études acoustiques des années 40 et 50, telles que l'étude du comportement et des bancs de poissons.

Cette évolution technologique et thématique a marqué le contenu du symposium de 1987, réalisé à Seattle (Developments in Fisheries Acoustics, Karp ed., 1990). La question de la mesure *in situ* de l'indice de rétro-diffusion des poissons a été le thème principal. Les nouveaux sondeurs numériques, utilisant la technologie du double-faisceau (dual-beam)

ou du faisceau-scindé (split-beam) permettant la mesure *in situ* de cet indice, y ont été présentées. En théorie, la mesure *in situ* de l'indice de rétro-diffusion serait plus précise que l'utilisation des modèles de régression reliant cet indice à la longueur du poisson. Si l'échantillonnage acoustique est réalisé sur une population monospécifique avec des échos dispersés, il est alors possible de réduire la fréquence de l'échantillonnage biologique, puisque l'information sur la longueur du poisson peut être estimée par acoustique. Cette situation idéale est rarement observée, en particulier aux moyennes et basses latitudes. De plus, d'autres travaux démontraient le besoin d'utiliser une approche statistique pour comprendre le processus stochastique régissant la distribution des valeurs de l'indice de rétro-diffusion mesurées *in situ* (Keiser et Ehrenberg, 1990). Egalement, les biais associés à l'estimation des valeurs de l'indice de rétro-diffusion ont été étudiés par Soule *et al.* (1995) et par MacLennan et Menz (1996). L'efficacité de cette méthode est conditionnée par la possibilité de détecter des poissons isolés. Ainsi, elle est de peu d'utilité lorsque les espèces cibles d'une campagne présentent un comportement exclusivement grégaire. Dans ce contexte, l'identification acoustique de la nature des bancs détectés reste un problème fondamental à résoudre.

D'autres points forts marquent ce symposium comme la réapparition des études sur le comportement, les bancs de poissons, le plancton, l'identification acoustique de cibles biologiques. Néanmoins, la majorité de ces études n'avaient pas encore bénéficié de l'utilisation en routine des avancées technologiques de cette période. L'influence de la stratégie d'échantillonnage spatial sur les résultats des campagnes⁴ et l'acoustique large-bande pour l'identification acoustique y font leur apparition.

Le dernier symposium a eu lieu à Aberdeen en 1995 (Fisheries and Plancton Acoustics, Simmonds et MacLennan eds., 1996) et une analyse détaillée des travaux présentés a été réalisée par Scalabrin (1995). Le titre est déjà révélateur de l'évolution de la discipline, avec l'introduction du plancton comme sujet d'étude à égalité avec le poisson.

La conclusion de MacLennan et Holliday, chercheurs travaillant dans le domaine depuis les années 60, concerne la maturité acquise par cette technique et sa reconnaissance comme outil de mesure quantitative de la biomasse, surtout en milieu monospécifique. Cependant, le constat le plus remarquable se réfère à l'utilisation de l'acoustique comme un des moyens d'observation les mieux adaptés pour extraire de l'information sur les relations qui s'établissent entre les organismes aquatiques et leur environnement. Ce constat est compatible avec la tendance interdisciplinaire des études océanographiques. Il est aussi cohérent avec l'accroissement récent de l'intérêt porté par la communauté scientifique du CIEM à la compréhension des interactions entre l'océanographie physique et le réseau trophique de façon à les intégrer complètement dans la question plus large de la gestion des ressources naturelles renouvelables.

Dans ce contexte, l'identification des espèces est considérée, par Holliday, comme le plus grand défi de l'acoustique halieutique (*in* Simmonds et MacLennan, 1996).

4. Francis Gohin a été le premier à appliquer la géostatistique pour étudier la distribution des poissons à partir des données de campagnes acoustiques (Gohin, 1985). Ce travail a été présenté au groupe FAST/CIEM qui s'est réuni à Tromsø en mai 1985.

Développements récents de l'identification acoustique des espèces

Les quelques remarques sur l'évolution de l'acoustique halieutique présentées ci-dessus, ont permis de montrer que l'analyse visuelle et l'extraction manuelle de descripteurs de l'image des bancs, inscrite sur l'échogramme-papier, étaient les seules méthodes utilisées jusqu'au début des années 80 pour les études sur la classification et l'identification acoustique des espèces, à de rares exceptions près (Gyrin *et al.*, 1979; Deuser *et al.*, 1979).

Cependant, ce type de méthode empirique conduit à des résultats très subjectifs et exige un travail considérable. D'autre part, les mesures réalisées sur les traces de l'échogramme nécessitent l'application d'une série de corrections en fonction de la vitesse du navire et de celle de défilement du papier, ainsi que de la récurrence des signaux. Ces corrections sont difficiles à réaliser manuellement et ne peuvent s'appuyer pratiquement que sur des valeurs moyennes.

Par la suite, les travaux sur la classification et l'identification ont bénéficié d'une plus ample utilisation de l'informatique et des facilités électroniques, permettant de prendre en compte l'information contenue dans les signaux numérisés. Ainsi, vers la fin des années 80, cette évolution permettait d'aborder le sujet par différentes approches, tant d'un point de vue technologique (sondeurs à double faisceau ou à faisceau scindé, et sondeurs large bande) que de celui de la méthode utilisée pour extraire et exploiter l'information contenue dans les signaux acquis par les sondeurs halieutiques classiques (automatisation du traitement pour les sondeurs monofaisceau à bande étroite de fréquence).

La technologie des sondeurs à double faisceau (Erhenberg, 1974) ou à faisceau scindé (Foote *et al.*, 1986) permet de mesurer l'indice de rétro-diffusion de poissons, et donc, sous certaines conditions, d'obtenir une information sur l'espèce du poisson insonifié. En présence de plusieurs espèces de poissons isolés, présentant des propriétés acoustiques différentes, la distribution des valeurs mesurées de l'indice de rétro-diffusion devrait être multimodale. Dans ce cas, il suffit qu'il n'y ait pas de recouvrement entre les distributions pour pouvoir associer une classification taxinomique aux groupes ainsi formés. La Figure 1.1 illustre un exemple d'identification potentielle des échos de morue et de maquereau de l'Atlantique nord-ouest, à partir des valeurs moyennes de l'indice de rétro-diffusion mesurés *in situ* par Clay et Castonguay (1996). Cela suppose une faible variabilité des tailles au sein de chaque population échantillonnée.

La contrainte majeure limitant l'utilisation de cette approche pour l'identification acoustique des espèces concerne la dépendance entre l'indice de rétro-diffusion et la taille des poissons. Pour une espèce donnée, les individus de petite taille présentent un indice de rétro-diffusion inférieur à l'indice des individus de grande taille. Dans ce cas, un simple échantillonnage acoustique produira des histogrammes à plusieurs modes, et, sans d'autres sources d'information, il sera impossible de savoir si l'échantillonnage est réalisé en présence de plus d'une espèce ou d'une seule espèce à plusieurs classes d'âge. La discrimination ou l'identification des espèces est possible seulement si la variabilité des indices de rétro-diffusion intra-espèces est inférieure à la variabilité des indices de rétro-diffusion inter-espèces. Cette approche peut difficilement être utilisée lorsque les espèces présentent un comportement grégaire. Néanmoins, Barange *et al.* (1996) ont développé une méthode

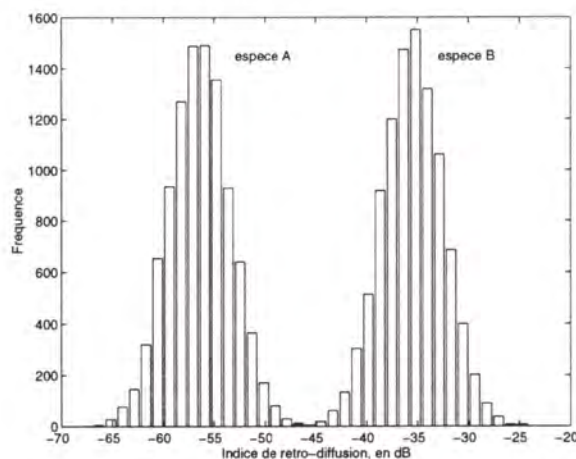


FIG. 1.1 - Exemple simulé de distribution disjointe des valeurs de l'indice de rétro-diffusion pour deux espèces de poissons à partir des mesures *in situ* réalisées par Clay et Castonguay (1996). Espèce A: maquereau (indice de rétro-diffusion moyen = -56,3 dB). Espèce B: morue (indice de rétro-diffusion moyen = -35,5 dB).

capable de fournir une bonne estimation des indices de rétro-diffusion de la sardine, de l'anchois et du chinchard de l'Afrique du Sud à partir des mesures *in situ* sur des agrégations de poissons très dispersés, au cours de la nuit.

La technologie des sondeurs large bande diffère de la technologie classique des sondeurs à bande de fréquence étroite par l'émission d'un signal acoustique dont la fréquence varie continuellement à l'intérieur d'un intervalle, typiquement de 20 kHz. L'intérêt pour l'identification semble évident puisque des cibles diverses répondront différemment à cette variation de fréquence. La réponse fréquentielle, qui exprime la variation de la pression acoustique rétro-diffusée consécutive à la variation de fréquence, est unique pour chaque cible en fonction de sa taille, sa composition et sa forme. Cette approche a été utilisée par Zakharia et Sessarego (1982), Simmonds et Armstrong (1990), Lebourges (1990), Magand (1994, 1996), Simmonds *et al.* (1996) et Zakharia *et al.* (1996) pour l'identification de cibles et d'espèces de poissons. Malgré les bons résultats obtenus, surtout avec des poissons en cage (Diner *et al.*, 1994; Simmonds *et al.*, 1996), cette technologie n'est pas encore opérationnelle pour l'identification des espèces pendant une campagne en mer.

La troisième branche de l'évolution de l'identification acoustique reprend les principes utilisés jusqu'au début des années 80, autrement dit, l'extraction de descripteurs discriminants à partir de l'analyse des échogrammes obtenus par un sondeur monofaisceau à bande étroite de fréquence. Cependant, l'extraction n'est plus réalisée sur l'image des détections inscrites sur l'échogramme-papier, mais directement à partir du signal rétro-diffusé numérisé et sauvegardé, d'abord sur bande magnétique et par la suite sur support informatique (Figure 1.2).

Ainsi, Vray *et al.* (1989, 1990), à partir de plusieurs descripteurs du signal, de l'enveloppe temporelle et du spectre de puissance des échos reçus, ont été capables de classifier correctement 73% des échos produits par deux espèces de poissons du Lac Léman.

Rose et Leggett (1988) utilisant des descripteurs de la position bathymétrique, de la taille et de la forme des bancs, et de la distribution des valeurs d'amplitude acoustique rétro-diffusée par les bancs, ont réussi à classer trois espèces de poissons (morue, capelan et maquereau) avec un taux global de classification de 93%.

Au même moment, Souid (1988) a utilisé l'analyse factorielle des correspondances pour étudier les descripteurs de l'image numérique de 157 bancs de poissons pélagiques de la mer du Nord (sardine, hareng, chinchard, maquereau et sprat). Les résultats obtenus montrent que la notion d'espèce serait plus fortement corrélée à la forme, à la hauteur et à la position du banc, qu'à l'énergie rétro-diffusée. Cependant, Souid souligne que des problèmes liés à la méthodologie et à l'échantillonnage pourraient conduire à une sous-estimation du rôle de l'énergie pour caractériser les détections de bancs quant à l'espèce. Toutefois, les bancs de hareng, de sardine et de chinchard étaient facilement identifiés.

Les résultats du travail de Souid ont conduit l'IFREMER à mettre au point et à automatiser le processus d'extraction de certains descripteurs de détections acoustiques, grâce au développement du système INES-MOVIES (Diner *et al.*, 1989) et du logiciel MOVIES-B (Weill et Diner, 1991; Weill *et al.*, 1993).

L'originalité de cette approche concerne la discrimination en temps réel des signaux issus des bancs de l'ensemble des signaux rétro-diffusés, ainsi que l'extraction de descripteurs, permettant d'envisager l'identification de l'espèce au moment de la détection du banc. Cette méthode de travail se distingue des méthodes de traitement d'image utilisées par d'autres chercheurs afin de caractériser les bancs (Reid et Simmonds, 1991, 1993; Kieser et Langford, 1991; Richards *et al.*, 1991; Swartzman *et al.*, 1994; Lu et Lee, 1995), par l'aspect temps réel et par son algorithme de reconnaissance, conçu et adapté aux signaux acoustiques rétro-diffusés par les bancs de poissons. Un algorithme similaire a été développé par Georgakarakos et Paterakis (1993) pour le traitement en différé des signaux de bancs des espèces pélagiques de la mer Egée. Ce système est également utilisé pour des études d'identification des espèces (Haralabous et Georgakarakos, 1996).

La reconnaissance automatique des signaux correspondant à la détection d'un banc de poissons et l'extraction de descripteurs directement à partir de ces signaux, constituent le développement le plus récent associé à l'utilisation des sondeurs monofaisceau à bande de fréquence étroite, et utilisé pour l'identification acoustique des espèces à comportement grégaire.

Il ne serait pas possible de finir ce chapitre, sans faire allusion aux études réalisées par Misund (1991, 1993) et Misund *et al.* (1992, 1995) sur le comportement et l'apparence générale des bancs de plusieurs espèces, à partir des données acquises par un sonar multifaisceaux. L'identification des espèces n'est pas l'objectif principal de ces études, toutefois, leur importance réside dans la possibilité de décrire les bancs de poissons dans leurs trois dimensions. La troisième dimension, celle qui manque toujours au sondeur monofaisceau, offre des perspectives nouvelles pour une meilleure compréhension du comportement des bancs de poissons.

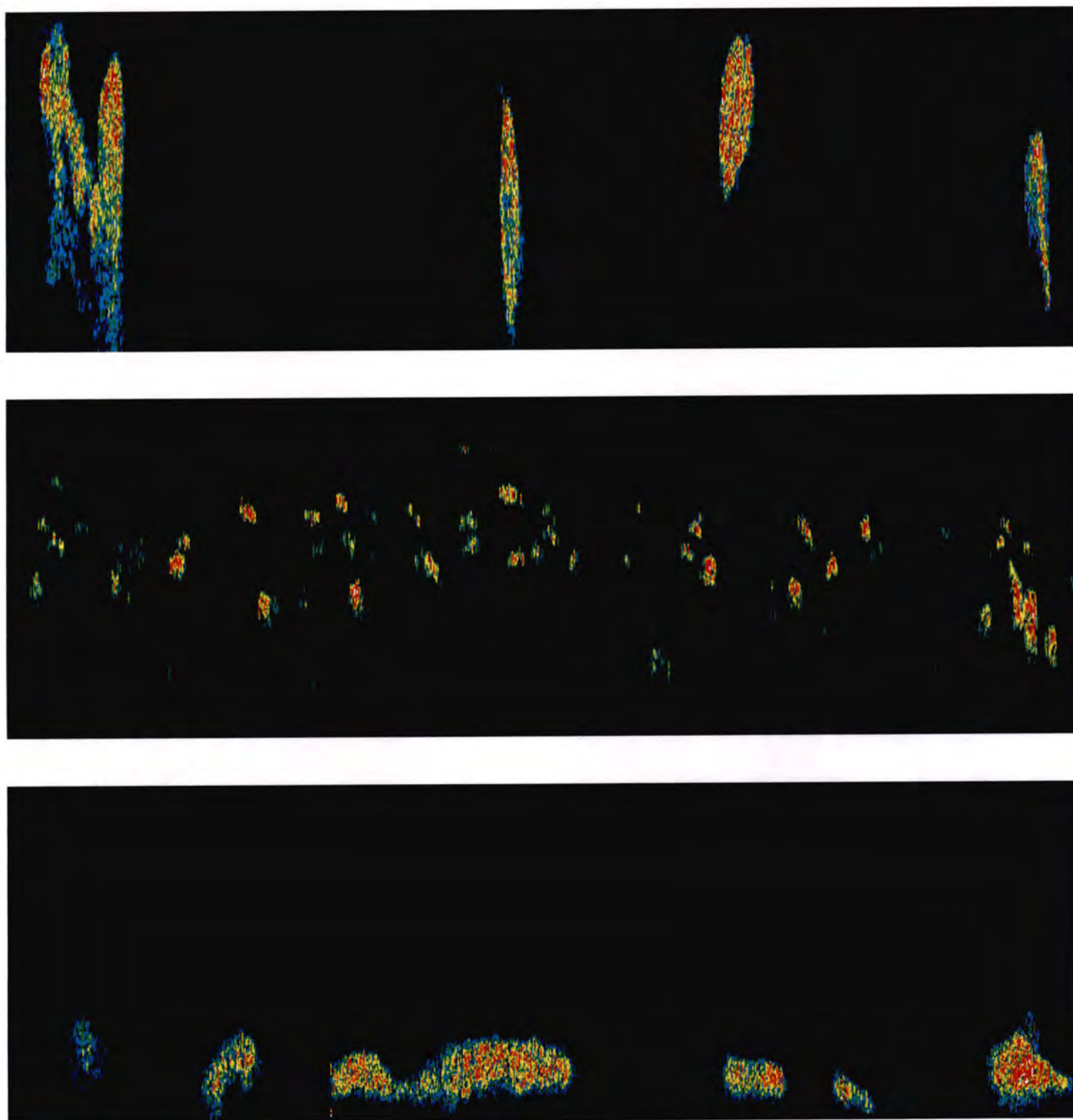


FIG. 1.2 - Exemples d'échogrammes numérisés présentant une séquence de bancs de sardine (en haut), d'anchois (au centre) et de chinchard (en bas).

Chapitre 2

Analyse de l'acquisition de données

Ce chapitre présente le système d'acquisition et de traitement de données, la méthode de correction du niveau de détection acoustique, les campagnes d'acquisition de données en mer ainsi que le protocole expérimental utilisé pour adapter les sources d'information à l'objectif d'identification acoustique des espèces. Un système d'acquisition et de traitement de données a été développé par l'IFREMER en 1987 (Diner *et al.*, 1989). Ce système, nommé INES-MOVIES, embarqué à bord du navire de recherche halieutique *THALASSA* a permis, en particulier, l'acquisition et la sauvegarde de données acoustiques au cours de plusieurs campagnes réalisées dans le golfe de Gascogne entre 1989 et 1993 (sous-chapitres 2.1 et 2.3). Le développement d'une méthode de correction a été rendu nécessaire afin de permettre la comparaison de données acquises par différentes configurations instrumentales caractéristiques de chaque campagne (sous-chapitre 2.2). Finalement, le protocole expérimental permet de regrouper les données utiles pour l'identification acoustique des espèces, données acquises à partir de stratégies d'échantillonnage différentes (sous-chapitre 2.4).

2.1 Système d'acquisition et de traitement de données

Le système d'acquisition est composé de trois éléments: un sondeur, une interface de numérisation et un ensemble informatique. Le sondeur a pour fonction l'émission et la réception des signaux, alors que l'interface (INES) démodule et numérise les signaux rétro-diffusés. Le système est complété par un support informatique (MOVIES) qui permet la sauvegarde et la gestion des données brutes (Figure 2.1).

Ce système est le premier d'une génération. Il est utile de rappeler que, jusqu'à la fin des années 80, les sondeurs halieutiques disponibles faisaient appel à la technologie analogique. Celle-ci permettait une sauvegarde de données brutes uniquement sur bande magnétique et un enregistrement partiel de l'information acoustique sur papier: échogramme-papier noir et blanc pour les signaux rétro-diffusés et comptage d'échos ou valeurs d'écho-intégration par mille parcouru. Cette contrainte excluait évidemment tout traitement automatique des échos au niveau de l'analyse des bancs de poissons (cf. Chapitre 1), lequel est devenu possible grâce au développement du système d'acquisition INES-MOVIES.

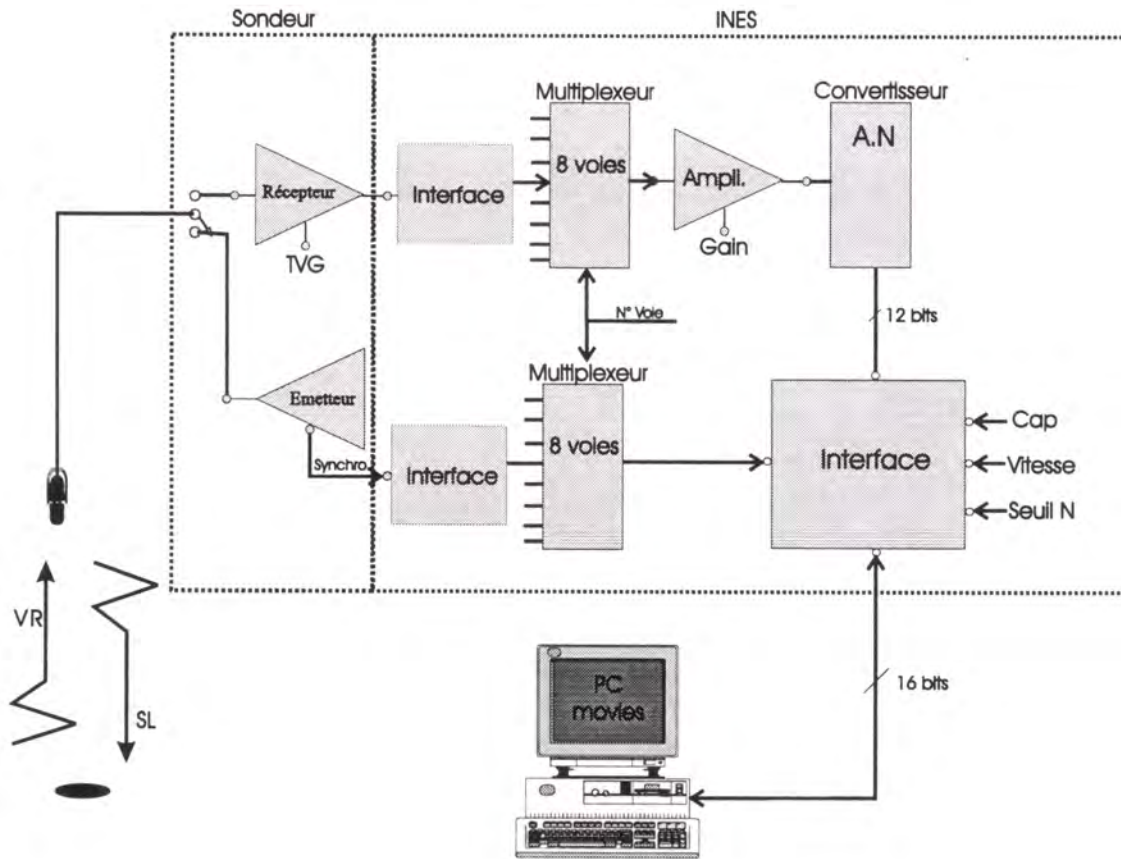


FIG. 2.1 - Diagramme du système d'acquisition de données.

Le sondeur utilisé pour l'acquisition de données est un équipement volontairement standard, présentant des caractéristiques similaires à celles des équipements utilisés sur les navires de pêche: sondeur vertical, monofaisceau, à bande de fréquence étroite (de l'ordre de 1 kHz) et fréquence d'émission de 38 kHz . La durée d'impulsion, 1 ms , permet une résolution verticale des échos de $0,75\text{ m}$. La résolution angulaire dépend du transducteur implanté sous la coque du navire *THALASSA*: jusqu'à novembre 1992 une base avec une ouverture du lobe principal du faisceau à $2\theta_{3dB}$ de 13° par 8° et par la suite une base plus directive de 8° par 8° . Néanmoins, dans le sens du déplacement du navire, les deux bases produisent un faisceau de même ouverture à $2\theta_{3dB}$ de 8° .

Lorsqu'une émission est déclenchée par le sondeur, le transducteur transforme le signal électrique généré en champ acoustique et, inversement à la réception, le champ acoustique rétro-diffusé en tension électrique. L'amplitude du signal reçu est, alors, proportionnelle à la pression acoustique arrivant sur le transducteur. Le champ acoustique étant atténué par les pertes de propagation dues au trajet aller-retour, ($2PT$), entre le transducteur et les cibles, l'amplitude du signal est généralement amplifiée automatiquement à la réception du sondeur par un gain variable avec le temps (GVT). Pour l'acquisition des échos des

bancs de poissons, ce gain est défini par $GVT = 20 \log R + 2\alpha R$, expression capable de compenser l'atténuation du signal dans le cas de cibles multiples (cf. Chapitre 4).

Le signal analogique, ainsi corrigé, est envoyé vers l'interface électronique INES, Interface de Numérisation des Echos de Sondeur (Diner, 1991). Il peut être encore amplifié par un facteur égal à $2^{G_{INES}-1}$, où G_{INES} est le gain linéaire choisi par l'utilisateur. INES va ensuite démoduler le signal en réalisant une détection du niveau de l'écho à partir de la valeur efficace vraie (RMS). L'amplitude du signal démodulé, en Volt, est numérisée sur 12 bits. La fréquence d'échantillonnage du convertisseur A/N (analogique vers numérique) est de $7,5 \text{ kHz}$, fournissant une valeur d'amplitude toutes les $0,133 \mu\text{s}$ de l'enveloppe temporelle du signal ou tous les $0,1 \text{ m}$ de la distance parcourue par l'émission acoustique. Ainsi, le nombre de valeurs d'amplitude échantillonnées par mètre vertical, η , est égal à 10.

Un algorithme permet de détecter et de suivre automatiquement le front de montée caractéristique de l'écho du fond afin de le dissocier des échos de cibles biologiques. Les valeurs d'amplitude numérisées de l'enveloppe temporelle du signal rétro-diffusé sont ensuite comparées au seuil de numérisation défini par l'opérateur. Ce seuil impose la borne inférieure pour la sauvegarde définitive des valeurs d'amplitude permettant une réduction du volume de stockage par élimination des faibles valeurs noyées dans le bruit ambiant ou la réponse des couches planctoniques (Figure 2.2). L'enveloppe numérisée du signal rétro-diffusé après chaque émission est compressée et étiquetée selon un format propre à INES, sur 16 bits, et envoyée vers l'ensemble informatique MOVIES, conjointement avec des valeurs de cap et de vitesse obtenues par d'autres sources d'information sur le navire.

MOVIES, Module pour la Visualisation, l'Intégration des Echos et leur Stockage (Diner, 1991), est un logiciel sous environnement MS-DOS qui gère les données INES et la saisie de la position géographique au moment de l'acquisition. Le fichier binaire des données brutes codées sur 16 bits, généré par INES-MOVIES, contient les informations suivantes:

- Date.
- Heure.
- Position géographique.
- Cap.
- Vitesse.
- Gain INES.
- Seuil de numérisation.
- Echelle de profondeur du sondeur.
- Distance parcourue depuis le début de l'acquisition.
- Code indiquant le début de la réception du signal rétro-diffusé.
- Valeurs séquentielles d'amplitude de l'enveloppe du signal.

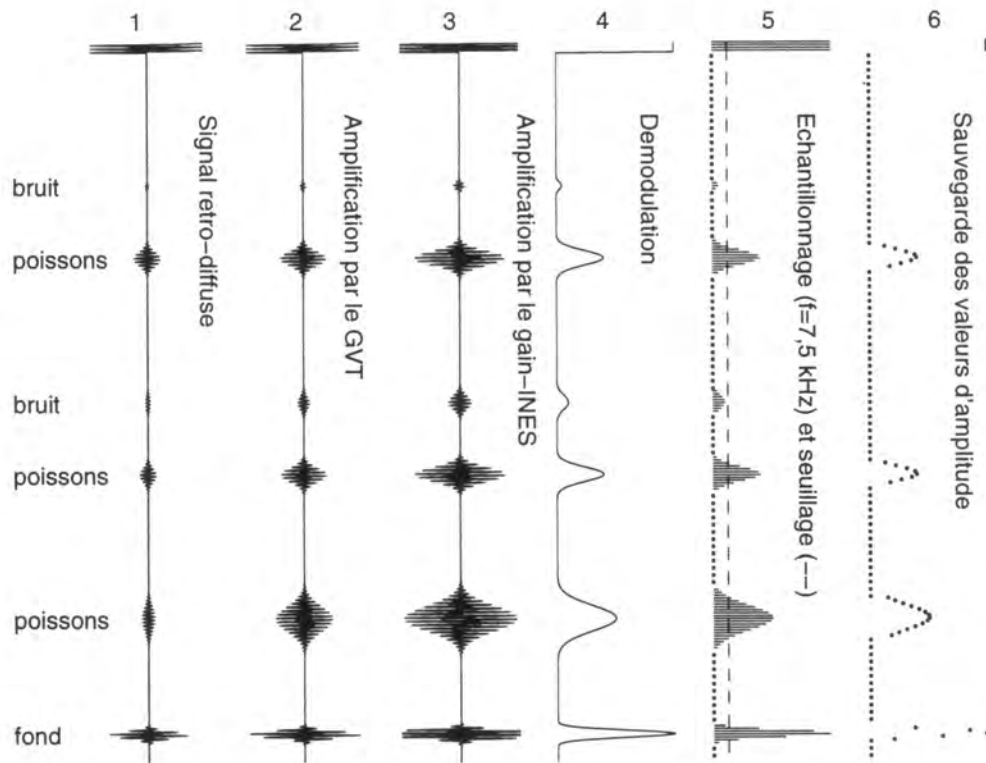


FIG. 2.2 - Diagramme représentant les étapes du traitement de signal réalisables par le système d'acquisition et la forme du signal résultant de chaque opération. La réception (1) et l'amplification par le GVT (2) sont intégrées par le sondeur, tandis que l'amplification (3), la démodulation (4), la numérisation et le seuillage (5) et la sauvegarde des valeurs d'amplitude du signal (6) sont des opérations définies dans INES.

- Code indiquant la profondeur de l'écho du fond.
- Code indiquant la fin de la réception du signal rétro-diffusé.

MOVIES sauvegarde toutes les données brutes nécessaires à la visualisation instantanée ou différée des images acoustiques et au traitement des échos pour la quantification de la biomasse. Ceci permet donc le traitement ultérieur d'une campagne entière ou de séquences sélectionnées par l'utilisateur. Par exemple, le travail d'extraction de descripteurs discriminants pour l'identification acoustique des espèces pélagiques a été rendu possible grâce à la base de données brutes constituée par ces fichiers binaires.

Une fonction de qualification utile, offerte par ce système, est la possibilité de suivre les performances du sondeur dans sa vie opérationnelle. La performance d'un sondeur est évaluée par son niveau d'émission (N_E), à une distance d'un mètre du transducteur sur l'axe du faisceau, et par sa sensibilité à la réception (V_R) (Diner et Marchand, 1995). Des valeurs nominales de N_E et V_R sont spécifiées par le fabricant, mais l'utilisateur doit faire un étalonnage au début de chaque campagne d'acquisition, du fait de la possible dérive des performances de composants électroniques et du vieillissement des matériaux qui composent le transducteur.

2.2 Comparabilité instrumentale

La comparabilité instrumentale regroupe une série de corrections nécessaires afin de rendre comparables les données acquises par différentes configurations du système d'acquisition. La configuration peut être modifiée au cours d'une campagne, ce qui est le cas lorsque différentes valeurs pour le seuil de numérisation et pour l'amplification du signal sont utilisées en fonction d'une variation du bruit ambiant. La configuration peut aussi être modifiée entre les campagnes s'il faut remplacer des éléments. Enfin, pour une configuration donnée, les performances du système peuvent tout simplement se dégrader avec le temps. Ainsi, par exemple, la composition de la partie sondeur du système d'acquisition a évolué au cours des campagnes qui ont servi de support à ce travail et trois ensembles instrumentaux peuvent être associés:

1. de novembre 89 à avril 91 - sondeur Simrad EK-400 et transducteur d'ouverture à $2\theta_{3dB}$ de 13° par 8° .
2. de juillet 91 à avril 92 - sondeur OSSIAN-1500 et le même transducteur présentant déjà un faible rendement.
3. de novembre 92 à juin 93 - sondeur OSSIAN-1500 et un nouveau transducteur d'ouverture à $2\theta_{3dB}$ de 8° par 8° .

L'amplitude, A , ou la tension du signal, reçue et sauvegardée par le système d'acquisition, représente la variabilité du phénomène physique de rétro-diffusion plus au moins fidèlement suivant le système utilisé. Ainsi, une correction est nécessaire afin d'éliminer la variabilité d'origine instrumentale due aux différentes configurations et performances du système.

La correction de l'intensité du signal sera présentée suivant les différents volets de la chaîne des traitements: d'abord pour les paramètres instrumentaux liés au sondeur et, ensuite, pour les paramètres liés au système INES-MOVIES.

2.2.1 Correction des paramètres du sondeur

Dans le développement qui suit, la valeur de l'intensité sera décomposée de façon à isoler les paramètres instrumentaux du sondeur des termes représentant la réalité du phénomène physique de rétro-diffusion dans le cas de cibles multiples.

On considère l'équation simplifiée du sonar (Urlick, 1983) donnant l'amplitude A du signal à la réception, sur le transducteur, en dB re $1V$:

$$20 \log A = N_E + SRT + 2PT + IR_V + 10 \log V_C \quad (2.1)$$

où

N_E est le niveau d'émission à $1 m$ en dB re $1\mu Pa$.

SRT est la sensibilité à la réception au niveau du transducteur, en dB re $1V/1\mu Pa$:

$$SRT = V_R - (GVT_{max} - 20 \log R - 2\alpha R)$$

où R , en m , est la distance entre les cibles et le transducteur; V_R est la sensibilité à la sortie du récepteur, en dB re $1V/1\mu Pa$; GVT_{max} est le gain correspondant à la portée maximale du système¹, en m ; et α est le coefficient d'amortissement du son, en $dB m^{-1}$.

PT désigne les pertes de transmission, en dB , exprimées par $(-20 \log R - \alpha R)$.

IR_V est l'indice de rétro-diffusion de volume, en $dB m^{-3}$.

V_C est le volume dit de confusion où se trouvent les cibles insonifiées. Ce volume associé à la durée d'impulsion $c\tau/2$ et à l'angle d'ouverture du faisceau ψ à une distance R du transducteur, est égal à:

$$V_C = \psi R^2 \frac{c\tau}{2}$$

En développant l'équation (2.1) on obtient:

$$\begin{aligned} 20 \log A &= N_E + V_R - GVT_{max} + 20 \log R + 2\alpha R - 40 \log R - 2\alpha R \\ &\quad + IR_V + 10 \log \psi + 20 \log R + 10 \log\left(\frac{c\tau}{2}\right) \\ &= N_E + V_R - GVT_{max} + 10 \log \psi + 10 \log\left(\frac{c\tau}{2}\right) + IR_V \end{aligned} \quad (2.2)$$

Les cinq premiers termes dépendent exclusivement des performances et de la configuration du système d'acquisition et peuvent donc être regroupés pour former la constante de correction instrumentale, nommée constante-sondeur, C_S :

$$C_S = GVT_{max} - (N_E + V_R) - 10 \log \psi - 10 \log\left(\frac{c\tau}{2}\right) \quad (2.3)$$

où tous les termes sont définis directement pour une configuration donnée, sauf le terme $(N_E + V_R)$ qui doit être mesuré lors de l'étalonnage, réalisé avant chaque campagne d'acquisition.

L'indice de rétro-diffusion de volume, IR_V , est fonction de la densité des cibles et de leur capacité à rétro-diffuser de l'énergie (cf. expression 4.32 du Chapitre 4). Cette grandeur acoustique, représentant la réalité physique du phénomène de rétro-diffusion, est indépendante des paramètres instrumentaux.

L'intensité du signal électrique peut donc se résumer par:

$$20 \log A = IR_V - C_S \quad (2.4)$$

L'indice de rétro-diffusion de volume est une fonction logarithmique de l'intensité du signal à la constante-sondeur additive près²:

$$IR_V = 20 \log A + C_S \quad (2.5)$$

1. Le gain maximum de la fonction de correction de l'atténuation du signal pour les cibles multiples est égal à $(20 \log R_{max} + 2\alpha R_{max})$, avec R_{max} correspondant à la portée maximale en m . Cette manière d'exprimer la compensation de l'atténuation du signal due aux pertes de propagation, peu logique pour un halieute, est ainsi réalisée pour des raisons purement électroniques: il est plus simple de produire une atténuation variable qu'une amplification variable.

2. Cette expression peut aussi servir à la démarche utilisée pour l'étalonnage du système. En remplaçant

2.2.2 Correction des paramètres INES-MOVIES

La constante-sondeur est définie pour les paramètres liés à l'émission et à la réception du sondeur, autrement dit pour corriger théoriquement le signal à l'entrée d'INES. Toutefois, le signal arrivant sur INES n'a pas encore été corrigé. Ce signal sera, par contre, amplifié, démodulé, numérisé et seuillé à l'intérieur d'INES. L'amplification est une opération transparente en ce qui concerne la comparabilité, puisque toutes les valeurs d'amplitude utilisées pour le calcul postérieur de descripteurs seront automatiquement corrigées de ce gain. Le besoin d'une correction pour les données acquises par INES-MOVIES concerne le seuil de numérisation utilisé pour la sauvegarde de données.

Ce seuil est défini empiriquement par l'opérateur de façon à éliminer seulement le bruit ambiant, caractérisé par de faibles valeurs d'amplitude, et ne sauvegarder que les données utiles. Comme le seuil s'applique aux valeurs d'amplitude du signal numérisé, sa valeur est choisie sur une échelle qui tient compte de l'amplification du signal, mais dont l'intervalle de valeurs est indépendant du niveau d'émission et de réception du système, donc de ses performances. Plus explicitement, le seuillage est réalisé sur l'amplitude du signal par une valeur que ne tient pas compte du potentiel de détection du sondeur³.

Les différentes combinaisons entre le pouvoir de détection, exprimé par la constante-sondeur mesurée lors de l'étalonnage, et du seuil de numérisation utilisé constituent des éléments importants, pouvant avoir une incidence sur la morphologie et les caractéristiques énergétiques des détections acoustiques des bancs. Lorsque l'échantillonnage est réalisée sur une couche contenant du plancton et du poisson agrégé en petits bancs peu structurés, un niveau d'émission et de réception élevé associé à une faible valeur de seuil produira des détections en forme de couches, avec un nombre peu élevé de bancs et occupant une grande surface. Inversement, de nombreuses petites détections seront obtenues avec un seuil élevé et un faible pouvoir de détection (Figure 2.3). Ainsi, afin de rendre comparables les descripteurs des détections, il faut que le niveau minimum de détection utile pour la sauvegarde de données soit constant, quelles que soient les performances du système et la valeur du seuil choisi.

La définition et le calcul du niveau absolu de détection inter-campagnes constituent l'objet de cette section sur la correction des paramètres INES-MOVIES, procédure développée dans le cadre de ce travail (Scalabrin, 1994).

l'amplitude A par la tension du signal renvoyée par la bille-étalon, et en isolant le terme $(N_E + V_R)$, l'expression (2.5) devient:

$$(N_E + V_R) = 20 \log A_{bille} + GVT_{max} - 10 \log \psi - 10 \log \left(\frac{c\tau}{2} \right) - IR_V$$

L'indice de rétro-diffusion de volume correspondant à la rétro-diffusion de la bille, dont l'indice de cible est connu et placée à une distance R_{bille} du transducteur, s'exprime par $IR_V = (IC_{bille} + 10 \log 1 - 10 \log V_G) \Rightarrow (IC_{bille} - 10 \log \psi - 10 \log(c\tau/2) - 20 \log R_{bille})$, et la performance du sondeur se mesure finalement par:

$$(N_E + V_R) = 20 \log A_{bille} + GVT_{max} + 20 \log R_{bille} - IC_{bille}$$

3. Cette remarque concerne les données acquises par les versions du système INES-MOVIES d'avant 1995. Dans les versions postérieures, la valeur du seuil de numérisation est aussi normalisée par la constante-sondeur.

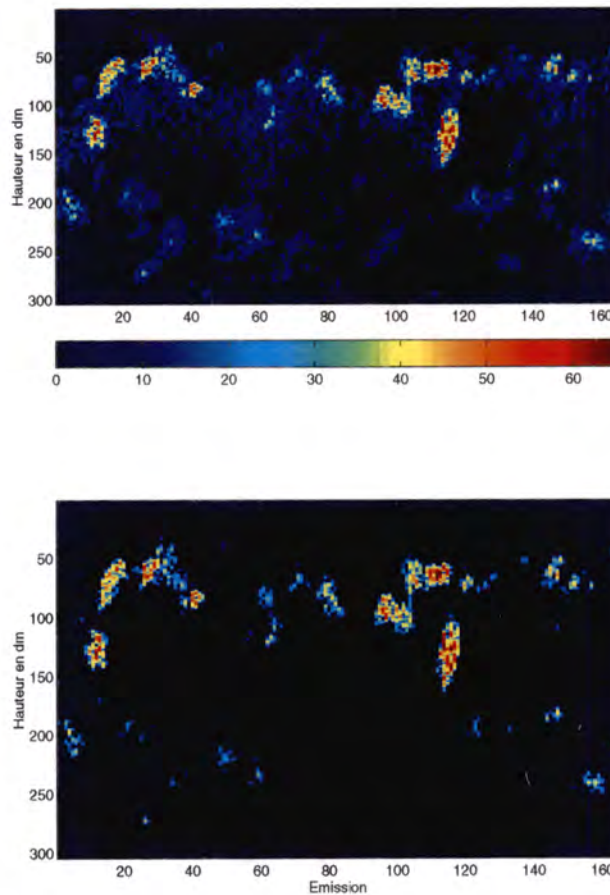


FIG. 2.3 - Exemple de correction du niveau de détection sur des bancs d'anchois détectés au large d'Oléron pendant la campagne METEVAC89. La première image correspond aux données brutes numérisées avec un seuil de 12 mV et la deuxième image correspond aux mêmes données après correction du niveau de détection par l'application d'un seuil de 50 mV.

Une méthode robuste pour obtenir *a posteriori* un niveau minimum de détection constant entre campagnes est de refaire un seuillage sur les valeurs d'amplitude du signal reçu en prenant en compte les différentes performances acoustiques du système et les différentes valeurs de seuil de numérisation utilisées. La démarche consiste à calculer une grandeur acoustique de référence, représentant le niveau minimum de détection, soumise à deux contraintes:

1. être définie en fonction de la plus faible performance acoustique, mesurée par la C_S , étant donné qu'un faible niveau d'émission et de réception peut aussi être assimilé à un seuillage.
2. être définie en fonction de la plus forte valeur du seuil de numérisation utilisé puisque au-dessous de ce seuil les valeurs d'amplitude ne sont pas sauvegardées.

On note $IR_{V_{ref}}$ l'indice de rétro-diffusion de volume associé au niveau de détection de référence, autrement dit, le niveau minimum de détection souhaité. Alors à partir de (2.5):

$$IR_{V_{ref}} = \max_i 20 \log A_i + \max_i C_{S_i} \quad (2.6)$$

où

i est l'indice de la configuration instrumentale.

$\max 20 \log A_i$ est le plus fort niveau, en intensité, de seuillage utilisé. L'amplitude A_i correspond à la valeur la plus élevée du seuil de numérisation, exprimé en Volt, parmi l'ensemble des configurations instrumentales i utilisées⁴. Les valeurs d'amplitude au-dessous de cette valeur du seuil de numérisation n'ont pas été sauvegardées, et ne peuvent donc pas être restituées.

$\max C_{S_i}$ correspond à la plus faible performance du système parmi l'ensemble de configurations instrumentales i utilisées; la constante C_{S_i} étant inversement proportionnelle à la performance acoustique du système.

Le $IR_{V_{ref}}$ constitue, donc le niveau minimum de détection à partir duquel les détections de bancs peuvent être rigoureusement comparées. Ce niveau offre, en théorie, la possibilité de retraiter toutes les données avec un nouveau niveau de seuillage, cette fois normalisé par rapport aux performances du système. En pratique, il suffit de traiter en différé les données brutes sauvegardées par MOVIES et d'appliquer un niveau de seuillage adapté et calculé à partir du paramètre $IR_{V_{ref}}$ et de la constante-sondeur de chaque campagne.

Ainsi, pour chaque campagne ou configuration instrumentale i , le niveau de seuillage, en intensité, à appliquer est calculé directement à partir de (2.6):

$$20 \log A_{norm_i} = IR_{V_{ref}} - C_{S_i} \quad (2.7)$$

et l'amplitude correspondant à la nouvelle valeur du seuil, en V , par⁵:

$$A_{norm_i} = 10^{0,05(IR_{V_{ref}} - C_{S_i})} \quad (2.8)$$

L'étendue de variation des niveaux de détection observés, en fonction du seuil de numérisation, est voisine de 15 dB et le niveau minimum de détection permettant la comparaison de données est de l'ordre de -60 dB.

4. Afin d'obtenir la valeur en V du seuil de numérisation à partir de sa valeur exprimée en *bits* par l'échelle utilisée par MOVIES, il suffit de calculer:

$$seuil(V) = \frac{seuil(bits)}{amplification} * \frac{5}{4095}$$

où l'amplification est donnée par $2^{G_{INES}-1}$ et le facteur $5/4095$ permet de passer de l'échelle exprimée en *bits* à l'échelle exprimée en V .

5. Lors du traitement en différé des séquences, les nouvelles valeurs de seuillage, A_{norm_i} , en V , peuvent être utilisées pour définir le seuil d'intégration à utiliser dans MOVIES-B, en les exprimant en pourcentage de la pleine échelle en V , par la relation suivante:

$$S_{int_i} = A_{norm_i} * amplification_i * \frac{100}{5}$$

2.3 Campagnes d'acquisition de données en mer

Les campagnes d'acquisition de données ont été réalisées par le navire de recherche halieutique *THALASSA* de l'IFREMER sur une période de cinq ans entre 1989 et 1993. Le domaine géographique s'étend dans le golfe de Gascogne du nord, à la latitude de Brest, au sud jusqu'à la côte espagnole, sur le plateau continental, entre 25 m de sonde et la rupture de pente (accores) située aux alentours de 200 m. La largeur du plateau est très variable: une centaine de milles au nord, 30 milles sur la côte des Landes et moins de 5 milles au sud, au niveau du canyon du Cap Breton (Figure 2.4).

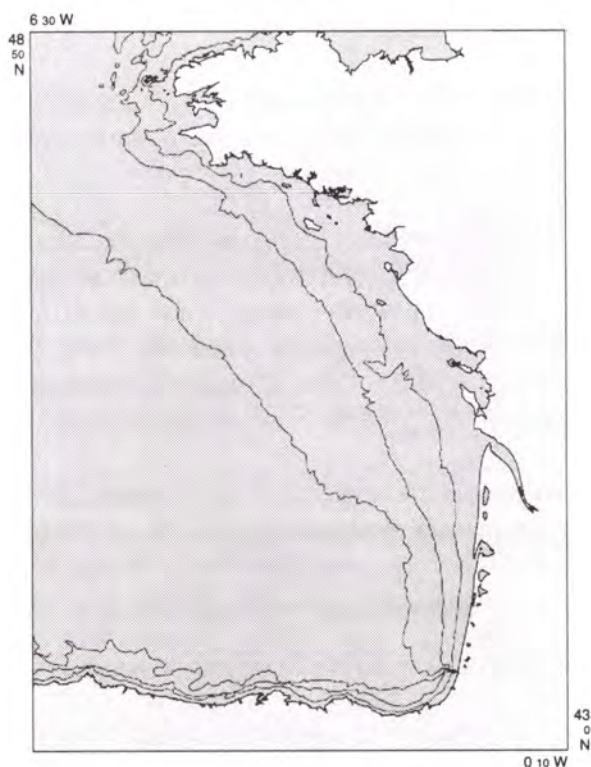


FIG. 2.4 - Carte du golfe de Gascogne avec les isobathes de 50, 100 et 200 m. Carte du serveur IFREMER, réalisée à partir de données du SHOM.

L'environnement physique du plateau continental du golfe de Gascogne est caractérisé par une alternance de périodes de stabilité et d'instabilité (Jegou, 1993; Le Cann et Pingree, 1995; Jegou et Lazure, 1995; Koutsikopoulos et Le Cann, 1996). Les principaux facteurs responsables de ces changements, qui peuvent avoir une influence sur le comportement des espèces, sont:

1. les variations de débit des fleuves (Vilaine, Loire et Gironde), qui peuvent modifier l'extension de fronts marquant la limite entre les masses d'eau caractérisées par des densités différentes. La présence de certaines espèces est souvent associée aux fronts; c'est le cas pour l'anchois au large de la Gironde au printemps.
2. la marée, dont l'influence est moins importante qu'en Manche. Les marées sont assez importantes au nord du golfe, beaucoup moins au sud et quasi inexistantes au centre

et sur la côte des Landes, avec un courant résiduel très faible lorsqu'il existe et des faibles déplacements par marée (3 à 4 km).

3. le vent, facteur de grande influence et responsable de changements importants à une courte échelle de temps. Ainsi, le vent peut inverser en quelques jours la direction des courants, qui suivent normalement les isobathes, ou provoquer des phénomènes locaux de résurgence avec une remontée des eaux froides près des côtes et un déplacement des espèces.

Les mesures de température de l'eau, obtenues à partir des images satellite (thermographies infrarouges AVHRR/NOAA) et par d'autres méthodes, permettent de caractériser globalement le golfe:

- d'avril à octobre: stratification verticale avec thermocline en structures influencées par le vent surtout près des côtes.
- de novembre à mars: homothermie avec possible inversion de thermocline en zone côtière, liée aux apports fluviaux froids.

Malgré l'importance de l'environnement physique dans le comportement des espèces, cette connaissance ne peut être utilisée qu'à titre indicatif dans la suite de cette étude. Parmi les facteurs environnementaux, la direction et la force du vent semblent être importants. D'une part parce que le bruit ambiant peut augmenter avec la turbulence générée par le vent ou alors l'énergie émise peut être bloquée par la présence de bulles à la surface de la mer (Johannesson et Mitson, 1983), diminuant ainsi l'efficacité du système de détection acoustique. D'autre part parce que les mouvements des masses d'eau provoqués par le vent peuvent influencer le comportement et la répartition des espèces.

Les informations sur la période de l'année et la zone géographique échantillonnée acoustiquement par les campagnes sont présentées dans le Tableau 2.1. Les campagnes d'acquisition ont couvert ponctuellement la période avril-novembre, tandis qu'aucune donnée n'est disponible pour la période décembre-mars. Une campagne ne couvre pas l'ensemble du golfe, mais seulement une partie, et le choix de la zone géographique est fonction de l'objectif de recherche de la campagne, tel qu'il apparaît dans les documents de proposition des campagnes:

DAAG 90, 91 et 92 - étude de la distribution et de l'abondance de l'anchois, réalisées toujours au mois d'avril, entre l'île d'Yeu et la côte basque (Massé, 1989, 1991, 1991).

ERAG 93 - écologie et répartition de l'anchois, mois de mai, même zone géographique que DAAG (Massé, 1992).

AURA 90 et 91 - abondance et utilisation des ressources aux accores, août 90 et octobre 91, aux accores dans le nord du golfe (Massé, 1989, 1990).

METEVAC 89 et ETAP 90, 91, 92 et 93 - expérimentation en technologie acoustique et pêche; ces campagnes, n'ayant pas un impératif d'ordre écologique, sont les plus souples quant à la position géographique et à la période de l'année. Elles ont couvert le plateau, entre la baie de Douarnenez au nord et l'estuaire de la Gironde au sud, à différentes périodes de l'année (Diner, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993).

TAB. 2.1 - Résumé des informations sur les campagnes d'acquisition: nom de la campagne, année, période de l'année, étendue géographique et bathymétrique de l'échantillonnage acoustique.

CAMPAGNE	ANNEE	DATE	ZONE GEOGRAPHIQUE (N) et (O)	SONDE (m)
METEVA	89	02/11 à 16/11	(48°30-45°30) et (5°00-1°30)	28-107
DAAG	90	13/04 à 24/04	(45°30-43°20) et (2°20-1°30)	32-150
AURA	90	11/08 à 27/08	(48°30-46°00) et (6°30-2°00)	42-450
ETAP	90	03/09 à 18/09	(48°00-45°30) et (6°00-1°30)	25-216
DAAG	91	10/04 à 26/04	(46°00-43°20) et (2°30-1°30)	44->400
ETAP	91	26/06 à 10/07	(48°30-45°30) et (6°00-1°30)	21-217
AURA	91	08/10 à 24/10	(48°00-46°45) et (6°00-2°00)	30-286
DAAG	92	14/04 à 29/04	(46°30-43°20) et (3°30-1°30)	34-138
ETAP	92	04/11 à 14/11	(48°30-45°30) et (5°00-1°20)	22-81
ETAP	93	21/05 à 31/05	(48°30-47°00) et (6°00-2°30)	19-157
ERAG	93	05/06 à 21/06	(46°30-44°00) et (3°00-1°20)	23-119
GLOBAL	89-93	avril-novembre	(48°30-43°20) et (6°30-1°30)	19-450

Les campagnes DAAG, ERAG et AURA ont été réalisées en appliquant une stratégie d'échantillonnage caractéristique des campagnes d'évaluation acoustique de stocks: la grille d'échantillonnage est définie avant le départ et constituée des parcours en prospection transversaux à la côte; espacés en général de 10 milles, permettant l'acquisition en continu de données acoustiques.

Les signaux acoustiques fournissent seulement une information sur la quantité d'énergie rétro-diffusée relative à la présence ou à l'absence de diffuseurs. Ainsi, des chalutages sont réalisés le long du parcours afin d'identifier les espèces de poissons susceptibles d'avoir été échantillonnées par le système acoustique et de mesurer leur abondance relative et leur taille moyenne par espèce. Ceci permet d'obtenir une valeur moyenne pour l'indice de rétro-diffusion de cible calculée à partir de l'expression 4.32 présentée dans le chapitre 4 sur la modélisation. Ces informations seront utilisées pour pondérer l'énergie totale rétro-diffusée afin d'évaluer la biomasse et la répartition géographique par espèce.

La méthodologie mise en œuvre au cours des campagnes METEVAC et ETAP est similaire à celle des campagnes DAAG, AURA et ERAG, à l'exception du besoin de suivre une grille d'échantillonnage spatiale pré-définie. Libérées de cette contrainte, ces campagnes peuvent privilégier l'acquisition de données dans les zones où la biomasse se regroupe en bancs.

Deux catégories de données sont donc disponibles: les données parcours-prospection, acquises en continu pendant la campagne et pour lesquelles aucune information directe sur l'identification de l'espèce n'est disponible; et les données parcours-chalutage, acquises pendant la réalisation d'un chalutage et pour lesquelles une information sur les espèces de poissons pélagiques présentes au moment de l'acquisition est possible (Figure 2.5).

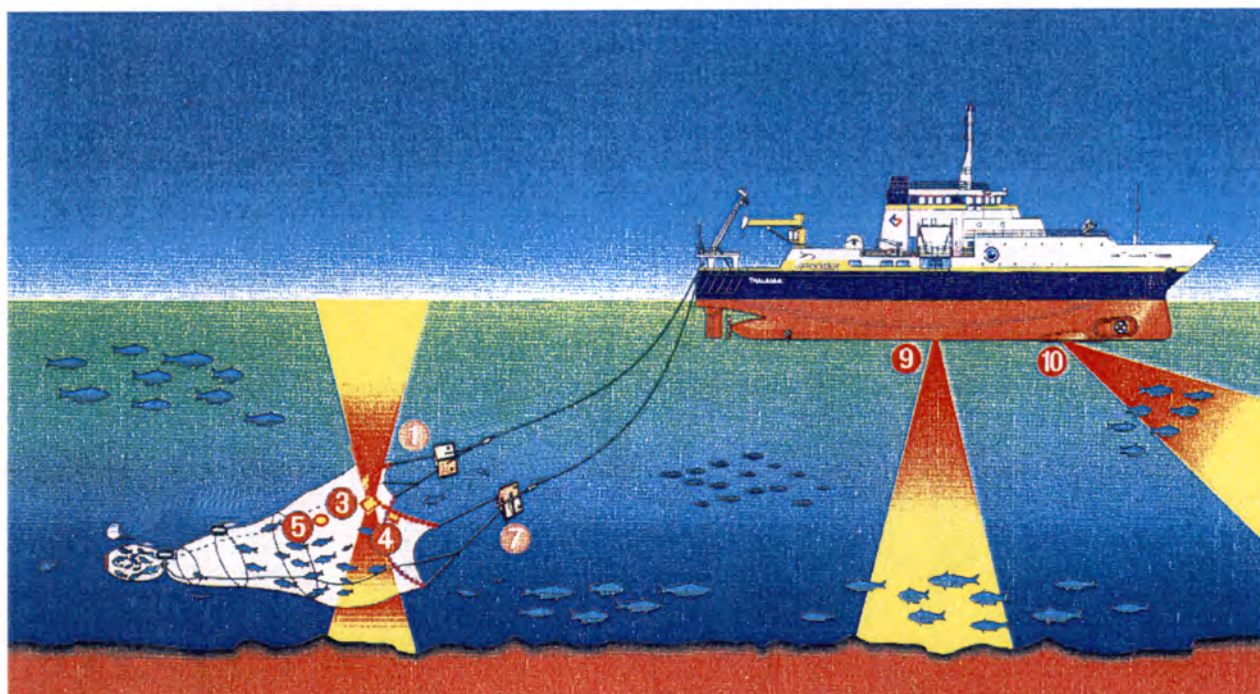


FIG. 2.5 - Représentation de l'acquisition de données pendant un chalutage. (10) sonar omnidirectionnel, (9) sondeur vertical, (1) et (7) panneaux du chalut, (3) sondeur de corde de dos, (4) capteur de pression et (5) capteur de température. Les bancs de poissons insonifiés par le sondeur vertical sont normalement rabattus par les panneaux du chalut et capturés. Les images fournies par le sondeur de corde de dos permettent de contrôler l'entrée des bancs dans le chalut. ©IFREMER.

Le contrôle de la capture des bancs de poissons est réalisé à l'aide du sondeur de corde de dos placé à l'entrée du chalut. Etant donnée la distance qui sépare le navire de l'entrée du chalut (~ 350 m pour une sonde de 100 m), il est difficile d'associer avec certitude l'image d'un banc de poissons détecté par le sondeur placé sous la coque du navire et l'image fournie par le sondeur de corde de dos. Autrement dit, le poids total capturé par espèce reflète avec une exactitude limitée l'abondance relative des espèces détectées.

Seules les données acquises pendant le jour et lorsque les poissons se regroupent en bancs seront sélectionnées pour ce mémoire. Les données acquises pendant la nuit sont plus difficilement utilisables. En effet, les poissons se regroupent en bancs pendant le jour et se dispersent pendant la nuit, changement de structure qui se réalise en quelques minutes à la tombée de la nuit et au lever du jour.

2.4 Protocole expérimental

Le processus de discrimination, nécessaire à l'identification acoustique automatique des espèces pélagiques, peut être défini à partir de deux démarches qui se différencient par l'utilisation ou non de connaissances *a priori* sur les espèces associées aux détections des bancs de poissons.

La première démarche consiste à ne pas utiliser de connaissances *a priori* sur l'identification lors de l'étude d'un ensemble de détections de bancs de poissons, autrement dit, le nom des espèces ne peut pas être associé individuellement à chaque détection. Dans ce cas, la discrimination est un processus non-supervisé qui consiste à regrouper les détections qui se ressemblent le plus, en fonction de certains attributs discriminants, et chaque nouvelle détection sera attribuée à un groupe à partir de ces mêmes attributs.

L'avantage de cette démarche, pour l'étude des images acoustiques de bancs, est la possibilité d'utiliser la majorité des données parcours-prospection acquises pendant les campagnes, ce qui représente un volume important de données (plus de 60 000 bancs), mais pour lequel aucune information directe sur l'identification des espèces n'est disponible. L'étude de cet ensemble de données peut permettre de mieux saisir l'importance de la variabilité associée à la structure statistique des données (Scalabrin *et al.*, 1992). L'inconvénient de cette démarche, pour l'identification acoustique des espèces, réside, précisément, dans l'impossibilité d'associer le nom des espèces aux groupes ainsi discriminés.

La deuxième démarche consiste à n'étudier que les données pour lesquelles une connaissance *a priori* sur l'identification des espèces est disponible, permettant d'étiqueter chaque image avec le nom de l'espèce correspondante. Dans ce cas, la discrimination est considérée comme un processus supervisé qui consiste, à l'instar de la démarche précédente, à regrouper les détections qui se ressemblent le plus, en fonction de certains attributs discriminants. La différence réside dans la capacité du processus supervisé d'associer à chaque groupe le nom de l'espèce dont les détections y sont plus fortement représentées, ainsi que de fournir les probabilités de succès ou d'erreur d'identification pour une nouvelle détection dont le nom de l'espèce est inconnu.

L'inconvénient de cette démarche est lié à la réduction importante des données disponibles, puisque seules les données acquises pendant les parcours en chalutage peuvent y être utiles. L'avantage majeur est de permettre le contrôle d'une des sources de variabilité de la structure statistique des données, représentée par la variabilité liée à la nature spécifique de détections. En contrepartie de la réduction des données, la démarche gagne en efficacité grâce au contrôle du facteur responsable de la variance inter-spécifique. Ce processus de discrimination supervisé s'avère le plus utile pour la suite de cette étude.

Par la suite, seules les données acquises pendant les parcours en chalutage doivent être considérées. Ce choix permet d'adapter les sources d'information et de données acoustiques aux besoins d'un processus supervisé, tout en éliminant l'influence des stratégies d'échantillonnage diverses appliquées par les campagnes.

Les chalutages peuvent être multispécifiques ou monospécifiques, c.a.d., la capture totale d'un chalutage peut être composée, respectivement, de plusieurs espèces ou d'une seule espèce. Dans le cas des chalutages multispécifiques, la gestion de la connaissance sur les espèces capturées et l'étiquetage des détections de bancs à partir de l'analyse visuelle de l'échogramme intègrent une grande part d'arbitraire. En effet, l'étiquetage d'une détection serait réalisé par un opérateur, qui devrait décider, parmi les noms des espèces capturées, lequel il attribuerait à la détection. Afin d'éliminer toute subjectivité et d'éviter les erreurs d'étiquetage, seules les données acquises pendant les chalutages monospécifiques ont été retenues.

Un chalutage a été considéré comme monospécifique lorsque la capture était composée à plus de 95% d'une seule espèce. Dans ce cas, il est possible d'associer le nom de l'espèce à tous les bancs détectés et *a priori* capturés pendant le chalutage. Les bancs *a priori* capturés sont ceux qui se trouvent dans les tranches d'eau échantillonnées par le chalut. Celles-ci ont pu être déterminées précisément grâce au tracé sur l'échogramme du trajet et de l'ouverture du chalut correspondant à chaque chalutage monospécifique. Les bancs détectés qui se trouvent en dehors de cette tranche d'eau échantillonnée ne sont pas pris en compte. Cette procédure permet de mieux isoler les détections correspondant vraiment à la capture et de minimiser autant que possible la probabilité d'une erreur d'étiquetage.

En l'absence d'autres méthodes d'identification et d'observation des bancs de poissons permettant d'accéder à la vérité-terrain, le protocole expérimental, décrit ci-dessus, constitue la seule procédure disponible et envisageable dans le cadre de ce travail. En outre, ce protocole permet de respecter, autant que possible, l'hypothèse que les bancs utilisés par le processus de discrimination supervisé sont monospécifiques et peuvent être associés à une espèce à partir de l'information obtenue par la seule vérité-terrain disponible.

Le Tableau 2.2 résume les informations sur les chalutages réalisés par campagne et le nombre de chalutages monospécifiques par espèce. Ces chalutages représentent seulement 22% du nombre total de chalutages réalisés pendant toutes les campagnes. Le nombre de bancs détectés, pendant ces chalutages, représente environ 5% du nombre total de bancs associés aux données-parcours de toutes les campagnes, confirmant la réduction importante du volume de données inhérente au processus supervisé.

Les trois chalutages monospécifiques de maquereau, *Scomber scombrus* (Linné, 1758), réalisés à la tombée de la nuit, et le seul chalutage de sprat, *Sprattus sprattus* (Linné, 1758), n'ont pas pu être retenus pour cette étude à cause de leur manque de représentativité, malgré l'importance de ces espèces dans l'écosystème pélagique du golfe de Gascogne.

Le travail d'extraction de descripteurs discriminants sera réalisé sur les détections acoustiques des bancs de poissons appartenant aux espèces suivantes⁶:

- sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792).
- anchois, *Engraulis encrasicolus* (Linné, 1758).
- chinchard, *Trachurus trachurus* (Linné, 1758).
- merlan bleu, *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826).

TAB. 2.2 - Résumé des informations sur les chalutages réalisés par campagne: nombre total de chalutages, nombre total de chalutages monospécifiques et nombre par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.

CAMPAGNE	Nb. de CHALUTAGES	CHALUTAGES MONOSPÉCIFIQUES						
		Nb.	SA	AN	CH	MB	SP	MQ
METEVAAC 89	22	1		1				
DAAG 90	28	2		1				1
AURA 90	26	13	1	2	7	3		
ETAP 90	24	6		2	4			
DAAG 91	33	3		1		1		1
ETAP 91	23	9	8		1			
AURA 91	24	6	1		3	2		
DAAG 92	38	7	1	4	2			
ETAP 92	20	3	2		1			
ETAP 93	16	7	5		1		1	
ERAG 93	27	7		3	3			1
TOTAL	281	64	18	14	22	6	1	3

6. Une description de la biologie et de la répartition de ces espèces est disponible dans l'Annexe A.

Chapitre 3

Identification acoustique des espèces

L'hypothèse de base de cette étude est que les signaux acoustiques produits par les bancs de poissons sont porteurs d'une information sur l'espèce des poissons responsables de la rétro-diffusion. Afin de vérifier cette hypothèse et de contrôler la pertinence de l'information disponible pour la réalisation d'un système automatique d'identification acoustique des espèces, la démarche suivante a été retenue:

1. extraction d'attributs descriptifs d'espèces.
2. sélection des attributs présentant un pouvoir discriminant suffisant.
3. spécification de la méthode de classification.
4. validation du système d'identification.

L'ensemble de ces étapes, inhérent à tous les problèmes de reconnaissance ou d'identification automatique, constitue le processus d'identification acoustique des espèces. L'extraction d'attributs descriptifs consiste à affecter aux bancs de poissons détectés un ensemble descriptif de valeurs numériques. Ces attributs numériques seront désormais désignés comme les descripteurs de détections. La taille de l'image acoustique d'un banc, la position bathymétrique ou la quantité d'énergie rétro-diffusée sont des exemples de descripteurs.

Les distributions de valeurs des descripteurs peuvent fournir deux types de variance conditionnelle: d'abord la variance intra-spécifique correspondant à la variabilité des descripteurs à l'intérieur de l'ensemble formé par les détections d'une même espèce; et ensuite, la variance inter-spécifique correspondant à la variabilité des descripteurs entre les ensembles associés à chaque espèce. Un descripteur présentant le plus fort pouvoir discriminant sera celui qui présente la plus faible variance intra-spécifique et la plus forte variance inter-spécifique. Si la variance inter-spécifique n'est pas supérieure à la variance intra-spécifique de la distribution de valeurs des descripteurs, aucun résultat ne pourra être satisfaisant au moment de la validation du système, et ceci indépendamment

de la méthode de classification choisie.

L'extraction et le choix des descripteurs doivent permettre de quantifier l'information utile pour la discrimination et de vérifier si elle est suffisante pour l'identification acoustique des espèces, selon des critères à définir et dont l'optimalité dépend des méthodes de classification ou de discrimination utilisées. Ces deux premières étapes sont fondamentales pour l'accomplissement du processus d'identification acoustique des espèces.

La faisabilité de l'identification acoustique des espèces, à partir des signaux à bande étroite rétro-diffusés par des bancs de poissons, a été étudiée par deux approches différentes. La première consiste à utiliser exclusivement l'information contenue dans les signaux acoustiques de chaque banc détecté. L'image ou les signaux associés à un banc sont analysés individuellement et indépendamment de l'occurrence d'autres bancs dans son voisinage. Le sous-chapitre 3.1 consacré à l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs et le sous-chapitre 3.2 consacré à l'analyse des signaux rétro-diffusés abordent l'identification acoustique selon cette démarche.

La deuxième approche utilise l'information disponible sur la façon dont les bancs de chaque espèce occupent l'espace échantillonné. Dans ce cas la description n'est plus associée à un seul banc, mais associée globalement à une série de bancs détectés, par l'introduction des descripteurs de voisinage. Cette manière d'aborder l'identification acoustique est présentée dans le sous-chapitre 3.3 consacré à l'analyse de la distribution spatiale des bancs.

Le processus d'identification acoustique des espèces sera illustré à partir de deux exemples. Le premier, présenté dans le paragraphe 3.1.3, utilise les résultats obtenus par l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs. Dans cet exemple, la discrimination et la classification sont réalisées à partir du vecteur de descripteurs caractérisant les bancs individuellement. Le deuxième exemple, présenté dans le paragraphe 3.3.3, illustre la prise en compte simultanée des descripteurs de l'image individuelle des bancs avec ceux obtenus par l'analyse de la distribution spatiale, afin d'identifier l'espèce des poissons dans les séquences homogènes des bancs.

3.1 Analyse individuelle de l'image acoustique des bancs

C'est l'approche la plus ancienne utilisée pour l'identification acoustique des espèces. Chaque image acoustique associée à un banc est analysée individuellement et les distributions de valeurs des descripteurs pour l'ensemble des bancs sont utilisées pour identifier les différences de groupement observées.

Initialement, cette description numérique des images était réalisée manuellement (cf. Chapitre 1)), ce qui entraînait une forte limitation dans le nombre des bancs traités, mais aussi l'introduction d'erreurs de mesure et de manipulation des échogrammes sur papier. Il a fallu attendre la généralisation des moyens de numérisation des signaux de sondeurs (Diner *et al.*, 1989) pour que la description des détectations acoustiques puisse être réalisée directement à partir des signaux numérisés et sauvegardés.

Dans un souci d'automatisation, le logiciel MOVIES-B (Weill *et al.*, 1993) a été développé, à partir du concept d'acquisition et de traitement des signaux associé au système INES-MOVIES (cf. Chapitres 1 et 2) et du travail précurseur de Souid (1988). Outre la possibilité d'une description numérique automatique des détections, MOVIES-B est encore aujourd'hui le seul logiciel capable de le faire en temps réel.

La disponibilité d'une information en temps réel sur les espèces détectées constitue une amélioration importante dans un environnement de travail caractérisé par un taux élevé d'incertitude. En effet, cette connaissance permet une interactivité dans le processus de décision à bord des navires de recherche halieutique ou de pêche. C'est la raison pour laquelle la validation des algorithmes d'extraction et le traitement de descripteurs obtenus à partir de MOVIES-B constituent une voie d'approfondissement rapportée dans ce mémoire (Scalabrin, 1993; Scalabrin *et al.*, 1994).

Le paragraphe 3.1.1 aboutit à la définition de la notion de "banc acoustique" pour faire la distinction entre le banc de poissons, tel qu'il existe comme entité biologique, et l'image acoustique correspondante.

Le paragraphe 3.1.2 est consacré à la méthode d'extraction de descripteurs de l'image acoustique des bancs individuels réalisée par MOVIES-B, ainsi qu'à l'analyse préliminaire des données.

Le paragraphe 3.1.3 présente les résultats de la discrimination et de la classification de bancs réalisées à partir des descripteurs obtenus par l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs.

3.1.1 Définition d'un banc acoustique

L'image représentant la détection d'un banc avec un sondeur vertical monofaisceau ne correspond pas à l'intégralité du banc de poissons réel, mais à une section du banc échantillonné par les émissions acoustiques successives. Cette section de banc est visualisée comme une trace acoustique sur l'échogramme.

L'échogramme est une représentation graphique des signaux rétro-diffusés. Il peut être assimilé à une matrice de valeurs d'amplitude, où les lignes correspondent à la profondeur échantillonnée et les colonnes aux émissions acoustiques. Parmi l'ensemble des valeurs d'amplitude de l'échogramme, certaines correspondent aux échos des poissons, plus précisément aux sections des bancs échantillonnés. L'objectif d'un algorithme de reconnaissance automatique des échos des bancs est de regrouper les valeurs d'amplitude qui appartiennent à chaque banc selon une loi de contiguïté dépendante de la résolution du système d'acquisition (cf. Chapitre 4). Chaque ensemble des valeurs d'amplitude ainsi défini correspond à un "banc acoustique", c.a.d la signature acoustique d'un banc de poissons.

Afin d'associer une trace acoustique visualisée sur l'échogramme à un banc acoustique, l'algorithme de MOVIES-B recherche les valeurs contiguës d'amplitude au long du signal reçu (contiguïté verticale) et les valeurs contiguës d'amplitude entre le signal reçu et celui de l'émission précédente (contiguïté horizontale). Cette procédure, équivalente

à la détection de contours en traitement d'image, est facile lorsque réalisée comme un post-traitement sur des signaux déjà sauvegardés. La difficulté consiste à réaliser la reconnaissance automatique d'un banc acoustique en temps réel, puisqu'il est impossible d'anticiper les positions de valeurs d'amplitude pour les émissions ultérieures.

L'algorithme de MOVIES-B pallie cette difficulté en délimitant, au moment de la réception du signal, des segments verticaux composés de valeurs d'amplitude au-dessus du seuil d'intégration défini par l'opérateur (cf. Chapitre 2). Chaque segment présente des valeurs contiguës d'amplitude, mais il est possible d'accepter des discontinuités inférieures à la moitié de la durée d'impulsion. Ainsi, en fonction du nombre de valeurs d'amplitude par mètre, défini par la fréquence d'échantillonnage du signal, et de la durée d'impulsion utilisée, un segment vertical parsemé de valeurs nulles d'amplitude sera encore accepté par la loi de contiguïté verticale, dans la mesure où la suite de valeurs nulles est inférieure à $(c\tau\eta/2)$. En ce qui concerne les données utilisées pour cette étude, cette suite est limitée à huit valeurs nulles (c est la célérité du son, en moyenne égale à 1500 ms^{-1} , τ est la durée d'impulsion égale à 1 ms et η correspond au nombre de valeurs d'amplitude par mètre, ici égal à 10), (Figure 3.1).

Afin de vérifier la contiguïté horizontale entre le signal rétro-diffusé et le signal précédent, une recherche est effectuée sur toutes les valeurs d'amplitude du segment vertical traité pour trouver au moins une valeur qui se situe à la même profondeur qu'une autre valeur d'amplitude d'un segment appartenant au signal précédent. Si cette recherche est positive, les deux segments sont regroupés et considérés comme appartenant à un même banc acoustique. Cette procédure est répétée jusqu'au moment où le nombre des valeurs d'amplitude associé au banc acoustique n'est pas incrémenté lors du traitement d'un nouveau signal (Figure 3.1). Dans ce cas, la détection du banc est considérée comme terminée et il est possible d'achever le calcul des descripteurs pour ce banc.

Les critères de contiguïté décrits ci-dessus correspondent à la capacité maximale de résolution du système d'acquisition (cf. Chapitre 4): la contiguïté verticale est limitée par une suite nulle de valeurs d'amplitude correspondant à la hauteur du volume de confusion et la contiguïté horizontale est limitée par une suite nulle de valeurs d'amplitude du signal rétro-diffusé à la profondeur considérée et cela pour toutes les profondeurs auxquelles la contiguïté verticale est assurée. Ainsi, il est possible de regrouper les valeurs d'amplitude en bancs acoustiques distincts lorsque les bancs de poissons détectés sont séparés verticalement par une distance supérieure à la distance correspondant à la moitié de la durée d'impulsion utilisée, et horizontalement par une distance supérieure au diamètre du faisceau acoustique utilisé à la profondeur où se situent ces bancs.

Il est évidemment possible de relâcher la contrainte représentée par la capacité maximale de résolution du système d'acquisition dans la définition du banc acoustique. Dans ce cas, une analyse de sensibilité doit être effectuée afin d'obtenir les critères de contiguïté optimaux en fonction de l'échelle d'observation du phénomène, telle que réalisée par Nero et Magnuson (1989) pour étudier les agrégations planctoniques. Néanmoins, les critères de contiguïté utilisés par l'algorithme de MOVIES-B présentent l'avantage d'être une référence fixe et maximale correspondant aux ordres de grandeur des bancs de poissons.

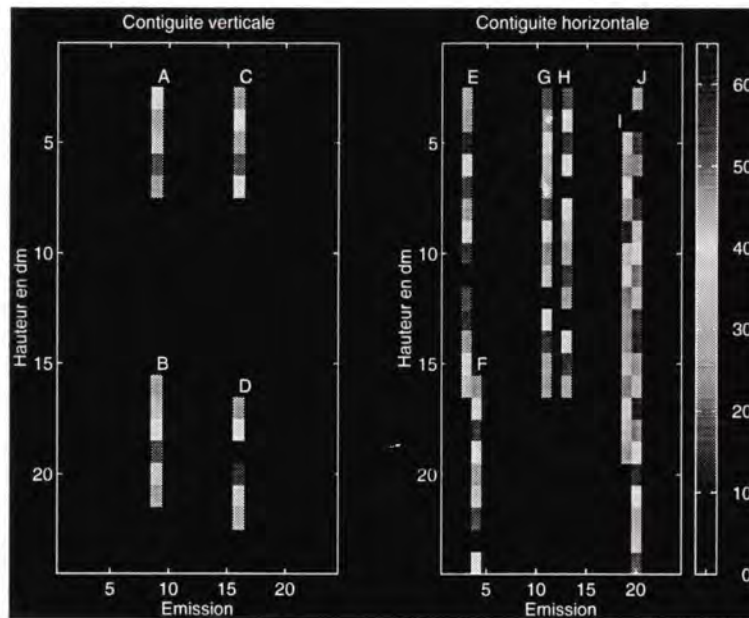


FIG. 3.1 - Illustration des lois de contiguïté verticale et horizontale utilisées pour la définition d'un banc acoustique. Les segments A et B, séparés verticalement par moins de huit valeurs d'amplitude, seront intégrés à un seul banc, alors que les segments C et D peuvent constituer, par la suite, deux bancs distincts. Les segments E et F seront intégrés à un seul banc, dans la mesure où la contiguïté horizontale est vérifiée par la présence respective d'au moins une valeur d'amplitude contiguë localisée à la même profondeur. Bien que situés à la même profondeur, ce ne sera pas le cas pour les segments G et H, puisque toutes les valeurs d'amplitude sont séparées horizontalement par la réception d'un signal nul. Les segments I et J illustrent le début d'un banc acoustique.

3.1.2 Extraction de descripteurs et analyse préliminaire de données

La notion de banc acoustique permet de définir l'objet pour lequel un ensemble de descripteurs va être calculé. Ces descripteurs peuvent être groupés en fonction de la nature de l'information qu'ils apportent: taille, morphologie, énergie acoustique, bathymétrie etc. La rubrique consacrée au post-traitement de la base de données porte sur une méthode de correction des valeurs de descripteurs pour les biais provoqués par l'ouverture du faisceau et par la durée d'impulsion, et sur une méthode de filtrage des bancs pour lesquels les valeurs de descripteurs sont dépourvues de signification.

Extraction de descripteurs

Le choix des descripteurs de bancs de poissons, tels que retenus dans la première version du logiciel MOVIES-B, a été étudié (Scalabrin, 1991; Scalabrin *et al.*, 1992; Weill *et al.*, 1993). Les résultats obtenus ont démontré le besoin de renforcer la description des bancs acoustiques en fonction de l'énergie rétro-diffusée et de supprimer certains descripteurs morphologiques porteurs d'information redondante. Le besoin de réaliser une nouvelle version de MOVIES-B a permis une révision approfondie de certains algorithmes et la validation des mesures effectuées (Scalabrin, 1993).

Finalement, pour chaque banc acoustique, l'ensemble suivant des paramètres et descripteurs est calculé et sauvegardé en temps réel. Ces descripteurs peuvent être classés en fonction de la nature de leur information. Le Tableau 3.1 fournit une liste qui semble indispensable pour le processus d'identification des espèces (Scalabrin *et al.*, 1994).

TAB. 3.1 - Liste non-exhaustive des paramètres et descripteurs de bancs calculés par le logiciel MOVIES-B.

SYMBOLE	DEFINITION	UNITE
Paramètres temporels et géographiques		
<i>Annee</i>	année de la détection	
<i>Jour</i>	jour Julian	
<i>Heure</i>	heure de la détection	
<i>Lati</i>	latitude	degrés décimaux
<i>Long</i>	longitude	degrés décimaux
Paramètres acoustiques		
<i>f</i>	fréquence du sondeur	<i>kHz</i>
<i>N_{SR}</i>	nombre de signaux rétro-diffusés	
<i>S_{int}</i>	seuil d'intégration	<i>mV</i>
<i>N_{S_{int}}</i>	nombre de valeurs d'amplitude > <i>S_{int}</i>	
<i>N_T</i>	nombre total de valeurs d'amplitude ^a	
<i>η</i>	nombre de valeurs d'amplitude par mètre vertical	
Descripteurs énergétiques		
<i>IR_V</i>	indice de rétro-diffusion de volume	<i>dB m⁻³</i>
<i>E_G</i>	énergie globale rétro-diffusée	<i>mV²</i>
<i>A_{max}</i>	valeur maximale d'amplitude	<i>mV</i>
\bar{A}	moyenne des valeurs d'amplitude	<i>mV</i>
<i>A_σ</i>	écart-type des valeurs d'amplitude	<i>mV</i>
<i>A_{cv}</i>	coefficient de variation des valeurs d'amplitude	
Descripteurs de taille et de morphologie		
<i>L_b</i>	longueur	<i>m</i>
<i>H_b</i>	hauteur maximale	<i>m</i>
<i>P_b</i>	périmètre	<i>m</i>
<i>A_b</i>	aire	<i>m²</i>
<i>E_b</i>	élongation	
<i>F_b</i>	dimension fractale	
Descripteurs bathymétriques		
<i>P_s</i>	sonde	<i>m</i>
<i>PR_b</i>	profondeur du banc	<i>m</i>
<i>AL_b</i>	altitude du banc	<i>m</i>
<i>AL_r</i>	indice d'altitude	%

^a Additionne les suites de valeurs d'amplitude nulles acceptées par le critère de contiguïté verticale

Deux groupes de descripteurs associés à l'énergie rétro-diffusée par un banc sont calculés. Le premier est formé par des descripteurs naturels en acoustique halieutique: l'indice de rétro-diffusion de volume et l'énergie globale. Ces descripteurs expriment différemment l'énergie rétro-diffusée par les poissons insonifiés et leur valeur est directement liée à la densité des poissons dans le volume échantillonné (cf. Chapitre 4). Les valeurs d'énergie doivent être indépendantes de la vitesse du navire et de la cadence d'émission, donc de la distance entre les émissions, *d_S* (cf. l'expression 4.27). L'indice de rétro-diffusion de volume, exprimé en *dB m⁻³*, est calculé par:

$$IR_V = 10 \log \left(\frac{1}{A_b \eta} \sum_{j=1}^{N_{SR}} d_{S_j} \sum_{i=1}^{n_j} A_{ij}^2 \right) + C_S \quad (3.1)$$

où

A_b est l'aire du banc acoustique.

η est le nombre de valeurs échantillonnées d'amplitude par mètre.

N_{SR} est le nombre total de signaux rétro-diffusés par le banc.

d_{S_j} est la distance parcourue par le navire entre la réception des signaux j et $j - 1$.

n_j est le nombre de valeurs d'amplitude du signal j appartenant au banc acoustique.

A_{ij} est la valeur d'amplitude i du signal j rétro-diffusé par un banc. $A_{ij} = 0$ si $A_{ij} < S_{int}$.

C_S est la constante-sondeur.

L'énergie globale rétro-diffusée par un banc, exprimée en mV^2 , est calculée par:

$$E_G = \frac{1}{\eta} \sum_{j=1}^{N_{SR}} d_{S_j} \sum_{i=1}^{n_j} A_{ij}^2 \cdot 10^6 \cdot 10^{(0,1C_S)} \quad (3.2)$$

Le deuxième groupe de descripteurs, associé à l'énergie, a été introduit afin de permettre une meilleure description de la distribution de l'énergie à l'intérieur du banc (Scalabrin, 1993). Il est composé par les deux premiers moments de la distribution de valeurs d'amplitude et par la valeur maximale d'amplitude renvoyée par le banc (Scalabrin *et al.*, 1994). Leurs valeurs sont corrigées par la constante instrumentale, mais ne sont pas pondérées par la distance parcourue par le navire entre la réception de deux signaux consécutifs. La moyenne des valeurs d'amplitude, exprimée en mV , est calculée par:

$$\bar{A} = \frac{1}{N_T} \sum_{j=1}^{N_{SR}} \sum_{i=1}^{n_j} A_{ij} \cdot 10^3 \sqrt{10^{(0,1C_S)}} \quad (3.3)$$

et l'écart-type des valeurs d'amplitude, exprimé en mV , par (car N_T est grand):

$$A_\sigma = \frac{1}{N_T} \sqrt{\sum_{j=1}^{N_{SR}} \sum_{i=1}^{n_j} (A_{ij} \cdot 10^3 \sqrt{10^{(0,1C_S)}} - \bar{A})^2} \quad (3.4)$$

L'aire d'un banc acoustique est obtenue simplement en associant à chacune de ses valeurs d'amplitude, l'aire d'un rectangle calculée comme le produit de la distance parcourue par le navire, depuis la réception du signal précédent, par la distance verticale séparant les valeurs d'amplitude (Figure 3.2). L'aire du banc est le résultat de la somme de l'aire de tous ces rectangles élémentaires:

$$A_b = \frac{1}{\eta} \sum_{j=1}^{N_{SR}} \sum_{i=1}^{n_j} d_{S_{ij}} \quad (3.5)$$

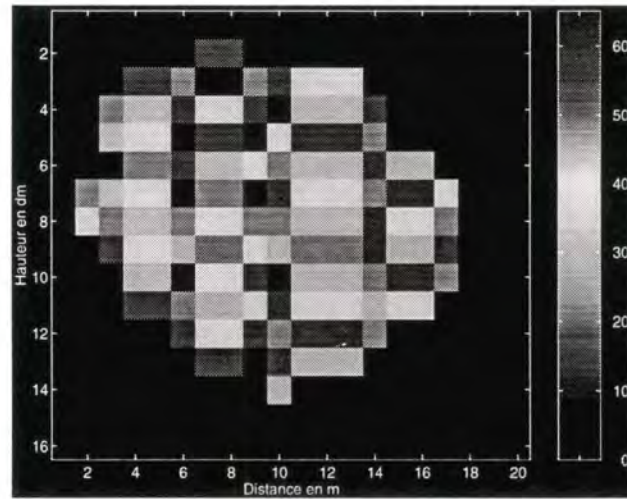


FIG. 3.2 - Rectangles élémentaires utilisés pour le calcul des descripteurs de taille et de morphologie. La hauteur de chaque rectangle correspond au pas d'échantillonnage du signal et sa longueur à la distance parcourue par le navire depuis l'émission précédente.

Le périmètre est calculé comme la somme des faces externes des rectangles situés sur le contour du banc (Figure 3.2). Si le banc présente des vacuoles produits par une discontinuité verticale supérieure à $(c\tau\eta/2)$ valeurs ou par des signaux adjacents couvrant de manière incomplète le banc, le périmètre du banc sera augmenté et l'aire du banc sera diminuée, respectivement, du périmètre et de l'aire de ces vacuoles.

Certaines valeurs d'amplitude du banc acoustique sont utilisées comme points de référence pour le calcul des descripteurs caractérisant sa taille, sa morphologie et sa position bathymétrique (Figure 3.3).

La dimension fractale (Mandelbrot, 1983) est un descripteur utilisé pour caractériser l'irrégularité du contour et de la forme d'un banc acoustique. Elle exprime la relation entre l'aire du carré ayant un périmètre équivalent à celui du banc et l'aire du banc (Nero et Magnuson, 1989):

$$F_b = 2 \frac{\ln(P_b/4)}{\ln A_b} \quad (3.6)$$

Une valeur égale à 1 pour la dimension fractale peut être associée à un banc présentant un contour régulier ou proche de la forme d'un carré, une valeur égale à 2 sera associée à un banc présentant un contour très irrégulier définissant une morphologie fortement complexe. Le sens biologique de ce descripteur peut être associé au degré de cohésion liant les poissons qui constituent le banc proprement dit et ceux qui forment sa frontière ou bordure extérieure, ou encore, au nombre de degrés de liberté caractérisant le comportement dynamique des bancs. Les bancs acoustiques de sardine présentent des valeurs voisines de 1,3 alors que la dimension fractale de ceux d'anchois, de chinchard et de merlan bleu est

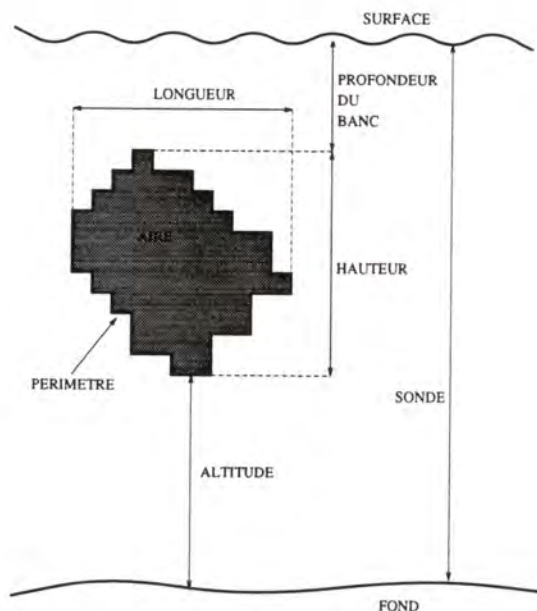


FIG. 3.3 - Points de référence du banc acoustique pour le calcul des descripteurs de taille, de morphologie et de position bathymétrique.

de l'ordre de 1,5 (Tableaux B.5 et B.6). Néanmoins, la possibilité d'associer la valeur de ce descripteur à la structure des poissons à l'intérieur d'un banc et à leur comportement dynamique est conditionnée par le pouvoir de résolution du système d'acquisition.

L'élongation est un descripteur utile pour caractériser la forme générale d'un banc. Elle est déterminée à partir du rapport entre la longueur et la hauteur maximale du banc acoustique. Les fortes valeurs seront associées à des bancs se présentant en forme de couche ou d'ellipse allongée, et les faibles valeurs à des bancs plus circulaires:

$$E_b = \frac{L_b}{H_b} \quad (3.7)$$

Ainsi, les bancs acoustiques de sardine, d'anchois, de chinchard et de merlan bleu, présentent, respectivement, une élongation moyenne de l'ordre de 4, 6, 8 et 12 (Tableaux B.5 et B.6).

L'indice d'altitude exprime la position relative du banc dans la colonne d'eau et peut fournir plus d'information sur le comportement et les préférences spatiales des espèces que les valeurs absolues d'altitude. Comme il s'exprime en pourcentage, les valeurs proches de 100 correspondent aux bancs près de la surface, et les valeurs proches de 0 aux bancs près du fond. Cet indice est calculé par le rapport entre l'altitude du banc et la sonde:

$$AL_r = 100 \frac{AL_b + H_b/2}{P_s} \quad (3.8)$$

Dans le cas des bancs acoustiques de sardine, la valeur moyenne de cet indice est de l'ordre de 40%, et pour les bancs acoustiques de merlan bleu elle est de l'ordre de 15%.

Construction de la base de données

Après l'analyse préliminaire des campagnes et des chalutages disponibles (Scalabrin, 1993), seuls les chalutages monospécifiques réalisés pendant le jour ont été retenus pour la construction de la base de données (cf. Chapitre 2). Chaque parcours en chalutage a été repéré géographiquement, ainsi que les parcours en prospection qui le précèdent ou qui le suivent. Dans le cas de bancs détectés en prospection, l'identification de l'espèce est indirecte et l'étiquetage est réalisé en fonction des résultats du chalutage auquel est rattaché le parcours-prospection. Ces bancs détectés immédiatement avant ou après un chalutage peuvent être utilisés comme un ensemble de données de test pour l'étape de validation d'un système d'identification automatique.

Les fichiers des descripteurs de bancs¹ ont été ensuite traités par un logiciel utilitaire² afin de permettre l'obtention d'une matrice où chaque ligne correspond à un banc acoustique et les colonnes aux descripteurs. Cet utilitaire a été modifié (Scalabrin, 1993) pour inclure les informations suivantes: le nom de l'espèce, la taille moyenne et le poids moyen des poissons capturés; le secteur géographique et le numéro du chalutage; la campagne; l'origine de la détection (parcours-chalutage ou parcours-prospection associés). Les informations qualitatives ont été transformées en paramètres numériques par un codage afin d'être intégrées dans les méthodes d'analyse de données.

La taille moyenne des poissons d'un banc peut être considérée comme une variable explicative importante du comportement de la réponse acoustique des bancs (cf. Chapitre 4). Cependant, en fonction de la disponibilité de l'information, la taille moyenne des poissons attribuée à chaque banc, détecté et potentiellement capturé pendant le chalutage, ne correspond pas à la vraie valeur de chaque banc mais à la moyenne obtenue, après mensuration à bord du navire, de l'ensemble de poissons capturés au cours d'un chalutage. Ainsi, cette valeur moyenne est attribuée à tous les bancs d'un même chalutage. Malgré la représentativité limitée de cette procédure, elle représente la seule gestion possible de l'information sur la taille moyenne des poissons, en l'absence d'autres méthodes d'obtention de la vérité-terrain.

La Figure 3.4 présente l'organigramme de construction de la base de données et le Tableau 3.2 résume les informations sur les chalutages et le nombre de bancs acoustiques par espèce disponible pour la suite de cette étude. Les Tableaux B.1, B.2, B.3 et B.4 regroupés dans l'Annexe B fournissent des informations plus détaillées sur les chalutages par espèce.

Finalement, 57 chalutages ont pu être retenus. Le nombre total de bancs de la base de données est alors de 7 270, dont 3 359 bancs détectés pendant les parcours-chalutages. Les espèces les mieux représentées sont le chinchard et l'anchois avec, respectivement, 44% et 38% de bancs détectés et potentiellement capturés.

1. Le choix des paramètres MOVIES-B pour le traitement en différé a permis d'appliquer la procédure de correction du niveau de détection et de sélectionner les données brutes situées exclusivement sur le trajet du chalut (cf. Chapitre 2). Le seuil de détection a été fixé à -57 dB (cf. Chapitre 2) et un ensemble des valeurs contiguës a été accepté comme un banc acoustique lorsque $N_{SR} > 3$, $N_{S,n_i} \geq 50$ et $E_G \geq 0,2$ (cf. la liste des symboles du Tableau 3.1).

2. Utilitaire MBC2DAT. Il permet d'extraire les valeurs numériques du fichier texte généré et de les organiser sous le format d'une matrice ASCII, qui peut être facilement traitée par d'autres logiciels.

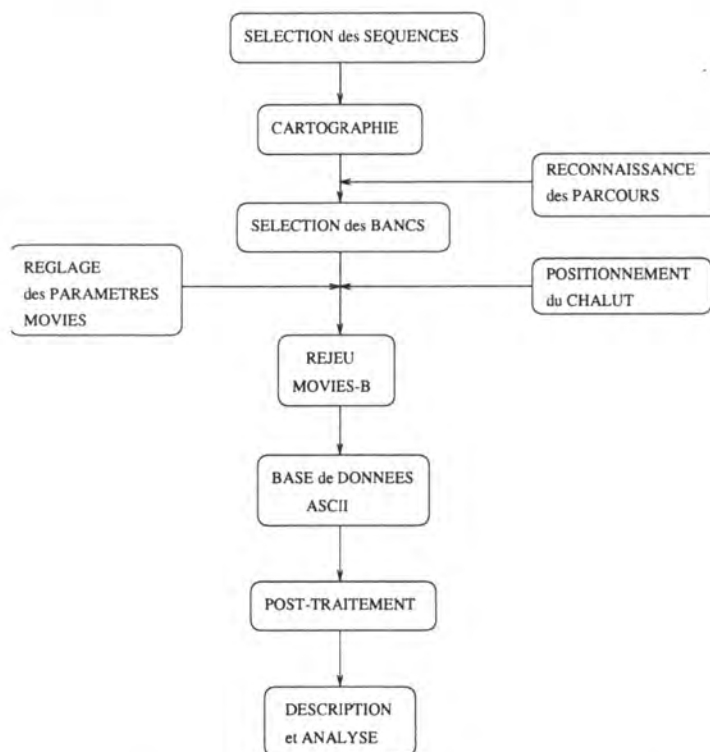


FIG. 3.4 - Organigramme de construction de la base de données pour l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs.

Post-traitement de la base de données

Le calcul des descripteurs caractérisant la taille et la morphologie des bancs acoustiques comporte des biais provoqués par l'ouverture du faisceau acoustique et par la durée d'impulsion. En effet, la longueur d'un banc acoustique, telle que calculée (cf. §3.1.2), correspond à la longueur de la section du banc réel augmentée d'un biais positif égal au diamètre de l'ouverture du faisceau à la profondeur du banc (Johannesson et Losse, 1973). Ce biais, dépendant de la profondeur, est corrigé par un post-traitement de la base de données, afin de permettre la comparaison des mesures effectuées sur des détections situées à des profondeurs différentes.

La hauteur d'un banc acoustique correspond à la hauteur de la section du banc réel augmentée d'un biais positif égal à la distance associée à la demi-durée d'impulsion (MacLennan et Simmonds, 1991). Ce biais est invariant avec la profondeur et peut être assimilé à une erreur systématique, affectant de façon égale tous les bancs, lorsque la durée d'impulsion utilisée pour l'acquisition des données est constante.

La correction de ces biais paraît donc simple, cependant, son application directe sur les valeurs de la base de données conduit souvent à l'obtention de valeurs négatives pour les descripteurs de taille et de morphologie des bancs. Ceci est dû à la présence d'un grand nombre de bancs, dont la longueur et/ou la hauteur mesurées sont, respectivement, inférieure au diamètre du faisceau ou à la hauteur correspondant à la demi-durée d'impulsion.

Le Chapitre 4 consacré à la modélisation va montrer que la validité du processus d'échantillonnage acoustique, dans le cas des cibles multiples, est fortement influencée par ces facteurs. En effet, il semble impossible de faire la différence entre la détection d'un petit banc ou la détection partielle d'un grand banc. Les bancs acoustiques, représentant ces deux réalités, peuvent être parfaitement identiques en fonction du pouvoir de résolution du système d'acquisition. En outre, les caractéristiques énergétiques des bancs trop petits par rapport aux paramètres de l'échantillonnage acoustique peuvent ne pas être significatives. En ce qui concerne l'identification acoustique des espèces, les petits bancs acoustiques présents dans la base de données peuvent être assimilés à un bruit, responsable de difficultés lors de la mise au point d'un modèle de discrimination.

En complément de la correction des biais provoqués par l'ouverture du faisceau et par la durée d'impulsion, une méthode de filtrage a été développée afin de permettre la sélection des bancs représentant le mieux les caractéristiques de chaque espèce (Scalabrin et Massé, 1993; Scalabrin, 1993).

Le biais dû à l'ouverture angulaire du faisceau, $2\theta_{3dB}$, à une distance R de la source est calculé comme le diamètre du faisceau (cf. l'expression 4.26), par:

$$D_F = 2R \tan \theta_{3dB} \quad (3.9)$$

et le biais dû à la durée d'impulsion est donné par:

$$D_I = \frac{c\tau}{2} \quad (3.10)$$

Les paramètres d'acquisition n'ayant pas été modifiés au long des campagnes (cf. Chapitre 2), θ_{3dB} est constant et voisin de 4° et D_I est de l'ordre de $0,75 \text{ m}$. Les descripteurs de taille et de morphologie ont été corrigés en fonction de D_F et de D_I , et les bancs représentatifs sélectionnés par la procédure suivante:

1. la longueur corrigée du banc, L_{bc} , est simplement calculée par:

$$L_{bc} = \kappa_1 (L_b - D_F) \quad (3.11)$$

où κ_1 est une indicatrice de décision qui permet de ne prendre en considération que les bancs dont la longueur non corrigée est au moins égale à deux fois le diamètre du faisceau:

$$\kappa_1 = \begin{cases} 0 & \text{si } L_b < 2D_F \\ 1 & \text{si } L_b \geq 2D_F \end{cases}$$

2. comme D_I est constante, la hauteur maximale du banc n'est pas corrigée. Cependant, les bancs seront sélectionnés en fonction de D_I à partir de leur hauteur moyenne, H_{moy} , calculée par:

$$H_{moy} = \frac{N_T}{\eta N_{SR}} \quad (3.12)$$

et la hauteur moyenne corrigée du banc, H_{moyc} , par:

$$H_{moyc} = \kappa_2(H_{moy} - D_I) \quad (3.13)$$

où κ_2 est l'indicatrice de décision qui permet de ne prendre en considération que les bancs dont la hauteur moyenne non corrigée est supérieure à D_I . Pour la base de données $D_I = 0,75$ m:

$$\kappa_2 = \begin{cases} 0 & \text{si } H_{moy} \leq 0,75 \text{ m} \\ 1 & \text{si } H_{moy} > 0,75 \text{ m} \end{cases}$$

Si $L_{bc} > 0$ et $H_{moyc} > 0$, le banc est retenu pour l'analyse de données et les descripteurs de morphologie seront corrigés comme suit:

3. le périmètre corrigé P_{bc} :

$$P_{bc} = P_b - 2D_F \quad (3.14)$$

4. l'aire corrigée A_{bc} :

$$A_{bc} = A_b - \frac{\pi H_{moy} D_F}{4} \quad (3.15)$$

où le deuxième terme à droite de l'expression (3.15) correspond à la surface d'une ellipse ayant comme axe majeur le demi-diamètre du faisceau et comme axe mineur la demi-hauteur moyenne du banc.

5. la dimension fractale corrigée est calculée simplement en utilisant dans l'expression (3.6) les valeurs corrigées des autres descripteurs:

$$F_{bc} = 2 \frac{\ln(P_{bc}/4)}{\ln A_{bc}} \quad (3.16)$$

6. l'élongation corrigée, E_{bc} , est calculée à partir de la hauteur moyenne corrigée du banc et non plus à partir de la hauteur maximale:

$$E_{bc} = \frac{L_{bc}}{H_{moyc}} \quad (3.17)$$

Les résultats sur le nombre de bancs sélectionnés après filtrage de la base de données, selon (3.11) et (3.13), sont présentés dans le Tableau 3.2. Le nombre de bancs disponibles pour l'analyse de données a été réduit de plus de 50%. Les bancs éliminés correspondent à des images acoustiques potentiellement dégradées par un taux variable d'occupation du faisceau acoustique par le banc et pour lesquelles la valeur des descripteurs est dépourvue de signification (cf. Chapitre 4). En théorie, dans la direction de déplacement du navire, toutes les émissions interceptées par ces bancs présentent une intersection partielle, autrement dit, aucune cellule de résolution n'est entièrement remplie par des cibles.

TAB. 3.2 - Composition de la base de données, pour l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs de poissons, en fonction des espèces, du nombre de chalutages monospécifiques sélectionnés, de la capture totale et du nombre de bancs disponibles dans chaque catégorie: avant ou après filtrage par les méthodes de post-traitement de la base; pendant le chalutage ou pendant les parcours associés. Le nombre de bancs disponibles pour la suite de ce travail a été réduit de plus de 50%.

ESPECE	Nb. de CHALUT.	CAPTURE TOTALE (kg)	NOMBRE DE BANCS					
			Avant filtrage			Après filtrage		
			Chalutage	Parcours	Total	Chalutage	Parcours	Total
Sardine	18	32 388	277	343	620	179	223	402
Anchois	14	17 180	1 278	1 943	3 221	478	916	1 394
Chinchard	20	32 549	1 461	1 495	2 956	667	512	1 179
Merlan bleu	5	1 366	343	130	473	95	36	131
Total	57	83 483	3 359	3 911	7270	1 419	1 687	3 106

Afin de démontrer la pertinence de l'élimination de ces bancs, il suffit de comparer le nombre des signaux rétro-diffusés par un banc avec le nombre théorique d'émissions nécessaire pour couvrir au moins deux fois la longueur équivalente au diamètre du faisceau à la profondeur considérée. Ce nombre théorique correspond au nombre minimal d'émissions nécessaires pour qu'au moins une émission puisse, en théorie, présenter une intersection banc-faisceau complètement remplie par des cibles. Il est calculé en fonction de la distance correspondant au déplacement du navire entre les émissions, d_S , et du diamètre du faisceau à la profondeur considérée:

$$N_{SR_{min}} = \frac{2D_F}{d_S} \quad (3.18)$$

Ainsi, pour un diamètre de 14 m (ouverture d'un faisceau de 8° à 100 m de profondeur) et une distance moyenne parcourue par le navire entre chaque émission de 1 m (4 noeuds et 2 émissions par seconde), il faut que le nombre de signaux rétro-diffusés par un banc soit supérieur à 28 afin de considérer qu'au moins le signal central a été formé à partir des cellules de résolution entièrement occupées par les poissons.

La Figure 3.5 est une représentation du nombre de signaux rétro-diffusés pour chaque banc de la base de données en fonction du diamètre du faisceau à la profondeur où se situe le banc. La droite tracée représente le nombre minimal théorique d'émissions en fonction du diamètre du faisceau. Les points situés à gauche de cette droite sont les bancs potentiellement constitués par des signaux formés à partir d'intersections banc-faisceau partielles. Les bancs situés à droite, sont globalement ceux qui répondent aux critères (3.11) et (3.13) de la méthode de filtrage développée ci-dessus et pour lesquels la valeur des descripteurs est significative.

Pour les bancs de sardine, d'anchois et de chinchard, le filtrage effectué semble assez

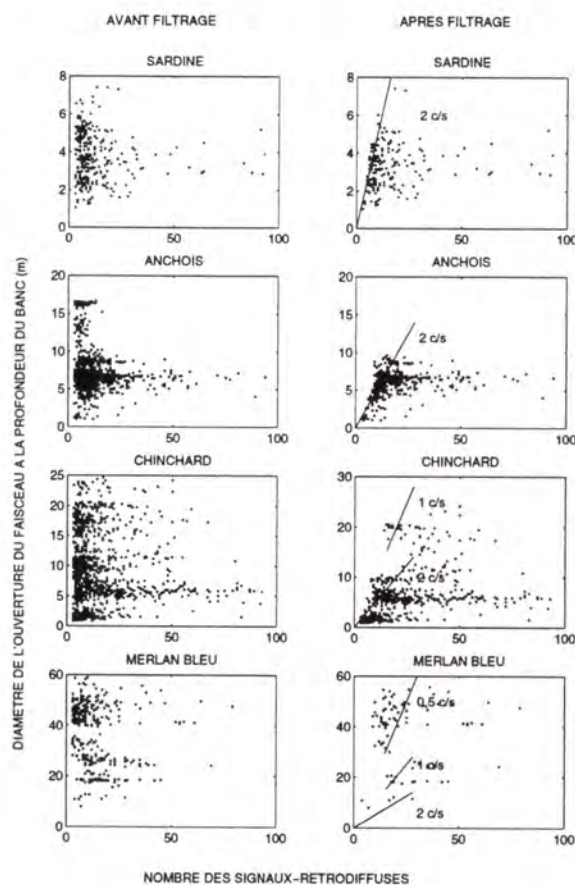


FIG. 3.5 - Représentation, par espèce, du nombre de signaux rétro-diffusés pour chaque banc de la base de données en fonction du diamètre du faisceau à la profondeur où se situe le banc. Les droites tracées représentent le nombre minimal théorique d'émissions nécessaire pour couvrir au moins deux fois le diamètre du faisceau, en fonction de la vitesse et de la cadence d'émission. Paramètres: $\theta_{3dB} = 4^\circ$, vitesse=4 noeuds, cadence d'émission= n coups par seconde.

satisfaisant, puisque les bancs sélectionnés se trouvent à droite de la droite représentant le nombre théorique d'émissions. Cependant, le filtrage n'est pas efficace pour certains bancs de merlan bleu, puisque la valeur de la vitesse utilisée pour le calcul de leurs descripteurs a été fixée par l'opérateur, au moment de l'acquisition, comme supérieure à la vitesse réelle du navire de 4 noeuds. Dans ce cas, les droites tracées surestiment le nombre théorique d'émissions.

Le post-traitement de la base de données rend les valeurs de certains descripteurs encore plus indépendantes des paramètres de l'échantillonnage acoustique. Cette étape est utile dans la mesure où elle permet d'augmenter la robustesse d'un modèle de discrimination/identification des espèces qui pourrait être réalisé à partir de tels descripteurs. En outre, les bancs éliminés par le post-traitement de la base de données, plus de 50% du nombre total, représentent une faible proportion de la biomasse totale détectée, seulement 5,2% de l'énergie totale rétro-diffusée.

L'analyse de données présentée par la suite a été réalisée uniquement à partir de l'ensemble des bancs sélectionnés par le post-traitement de la base de données.

Analyse factorielle des données

L'analyse en composantes principales (Hotelling, 1933, *in* Lebart *et al.*, 1984) a été utilisée afin de résumer l'information présente dans la matrice de données et de permettre une représentation visuelle ou géométrique de cette information. Cette analyse a été réalisée en mode R, ce qui permet l'étude de la relation entre les descripteurs pour l'ensemble des bancs de la base de données. L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique d'ordination métrique (Laurec, 1979; Legendre et Legendre, 1984), dont l'objectif est de trouver le sous-espace q , avec un nombre réduit de dimensions, capable de s'ajuster au mieux aux observations et variables, tout en préservant la qualité de l'information de départ. Dans ce cas, les distances entre les points du sous-espace fournissent une mesure précise des distances de la matrice de données originelle.

Ceci est réalisé en trouvant le groupe de vecteurs propres de la matrice de corrélation correspondant aux q plus fortes valeurs propres, ordonnées selon un ordre décroissant. Le premier vecteur propre est un vecteur unidimensionnel, comme une ligne droite passant par l'origine des points, correspondant à la direction de la plus grande dispersion du nuage de points. Le deuxième vecteur propre correspond à la direction de la plus grande dispersion des points orthogonale à celle du premier. Les vecteurs propres sont les facteurs de l'ACP et représentent des variables artificielles créées à partir de la combinaison linéaire des variables initiales. Chaque vecteur propre est associé à une valeur propre qui représente la proportion de la variance totale expliquée par chaque facteur, exprimée en pourcentage. Les coordonnées des points-variables sont les coefficients de corrélation entre les variables et le facteur.

L'ACP a été réalisée à partir des 1 419 bancs détectés pendant les parcours-chalutage et sur les variables continues, centrées et réduites, suivantes:

- longueur, hauteur, aire, périmètre, élongation et dimension fractale (valeurs corrigées sauf pour la hauteur).
- sonde, profondeur et altitude du banc, indice d'altitude.
- indice de rétro-diffusion de volume, énergie globale, amplitude maximale, moyenne et écart-type des valeurs d'amplitude.

Les résultats de l'analyse des variables dans l'espace des observations, révèlent que 80% de la variance de la base de données, toutes espèces confondues, est expliquée par les quatre premiers facteurs. Le premier plan factoriel (Figure 3.6) est formé par le premier et le deuxième facteur, dont les valeurs propres représentent, respectivement, 32% et 29% de la variance. Trois groupes de variables, fortement corrélées, sont bien représentées sur ce premier plan: la sonde, P_s , et la profondeur du banc, PR_b , (contribution relative $\cos^2 > 0,7$); les descripteurs de l'énergie, IR_V , \bar{A} , A_σ et A_{max} , ($\cos^2 > 0,7$); et les descripteurs de la taille, H_b , L_b , A_b et P_b , ($\cos^2 > 0,6$). Le premier facteur caractérise

l'opposition, ou la corrélation négative, entre les descripteurs de l'énergie et les descripteurs de la profondeur et de la taille des bancs. Ainsi, les grands bancs se situent à des profondeurs plus élevées et présentent des faibles valeurs pour l'indice de rétro-diffusion de volume et pour les descripteurs associés à l'amplitude. Le deuxième facteur est caractérisé par l'énergie globale, E_G , dont la variance est associée à la présence de petits et de grands bancs présentant, respectivement, des valeurs élevées et faibles pour l'indice de rétro-diffusion de volume.

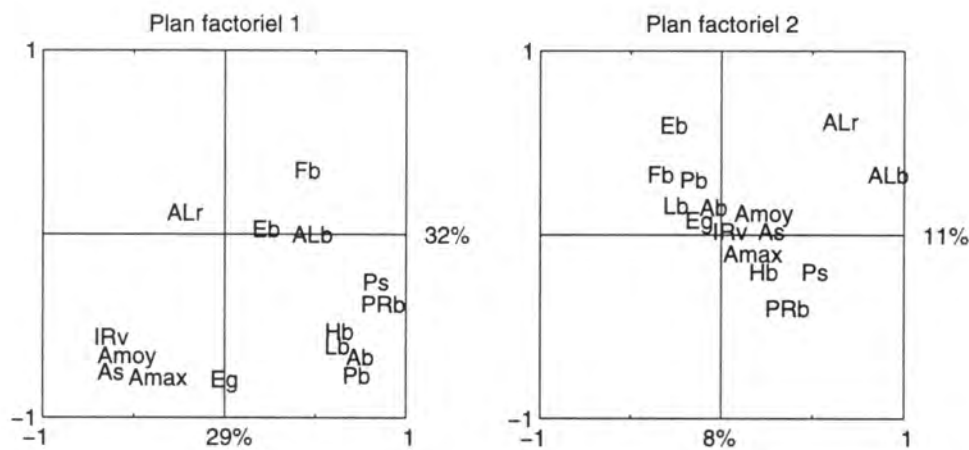


FIG. 3.6 - Projection des descripteurs de taille, morphologie, énergie rétro-diffusée et bathymétrie des bancs sur les plans factoriels 1 et 2 de l'analyse en composantes principales. 80% de la variance de la base de données, toutes espèces confondues, est expliquée par les quatre premiers facteurs formant ces deux plans. Les symboles sont explicités dans le Tableau 3.1.

Le deuxième plan factoriel (Figure 3.6) est formé par le troisième et le quatrième facteurs, dont les valeurs propres représentent, respectivement, 11% et 8% de la variance. Trois variables seulement sont bien représentées sur ce plan: l'altitude du banc, AL_b , ($\cos^2 = 0,8$); l'indice d'altitude, AL_r , ($\cos^2 = 0,62$); et l'élongation, E_b , ($\cos^2 = 0,6$). Le troisième facteur peut être caractérisé par l'altitude du banc. Cependant, aucun groupe de variables ou variable isolée ne semblent caractériser le quatrième facteur.

Ces résultats indiquent que la matrice de données actuelle est moins structurée que celles analysées lors d'autres études (Scalabrin *et al.*, 1992; Scalabrin et Massé, 1993), où le nombre de bancs était plus important et où chaque facteur était caractérisé par un groupe bien défini des variables de nature différente. La dispersion des valeurs de l'actuelle matrice ne semble pas être associée à des directions privilégiées et ceci limite la réduction du nombre de dimensions, sauf pour les descripteurs de la taille et pour ceux de l'amplitude. Ce constat n'est pas surprenant, dans la mesure où la variabilité liée aux biais de mesure a été en grande partie éliminée par le post-traitement de la matrice de données, méthode qui a été appliquée partiellement aux matrices précédentes.

La Figure 3.7 montre la position du barycentre des nuages de points, représentant les bancs de chaque espèce, dans l'espace des variables. Sur le premier plan factoriel, les deux espèces les plus éloignées de l'origine sont le merlan bleu et la sardine. Les bancs

de ces espèces sont donc responsables de la variance associée à ces facteurs. Les bancs de merlan bleu peuvent être caractérisés par des valeurs élevées pour la profondeur et pour les descripteurs de la taille, et, inversement, par des faibles valeurs pour l'indice de rétro-diffusion de volume. Les bancs de sardine se trouvent, à l'opposé, caractérisés par des fortes valeurs pour l'indice de rétro-diffusion de volume et représentent des bancs moins profonds et de plus petite taille.

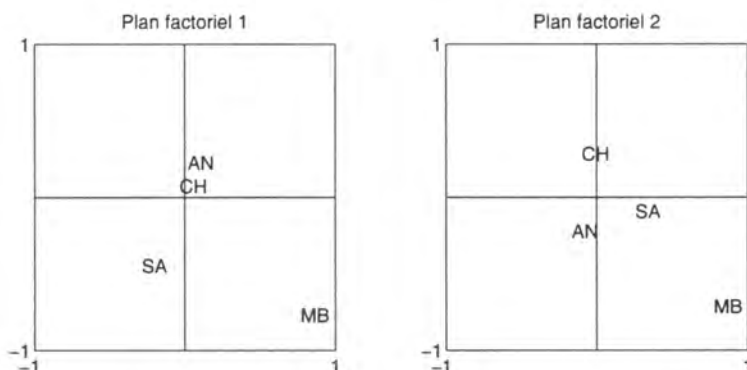


FIG. 3.7 - Illustration de la position du barycentre des nuages de points, représentant les bancs de chaque espèce, sur les plans factoriels 1 et 2 de l'ACP. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.

Sur le deuxième plan factoriel, seul le merlan bleu s'isole nettement de l'origine, et peut être responsable de la variance expliquée par ces facteurs. Les bancs de merlan bleu sont caractérisés, conjointement, par des fortes valeurs d'altitude et de profondeur.

En conclusion de l'analyse factorielle, l'analyse en composantes principales a permis de décrire la structure globale de la base de données, cependant aucune réduction importante du nombre des dimensions ne semble possible. Une description statistique plus détaillée du comportement des descripteurs en fonction des espèces s'avère nécessaire afin de mieux définir leur potentiel de discrimination.

Analyse inter-quartiles des données

Cette description a été réalisée à partir de la construction des diagrammes *box plot* (Tukey, 1972) et de plusieurs résultats présentés dans l'Annexe B. Le *box plot* illustre graphiquement le comportement statistique d'une distribution de valeurs en donnant des indications sur une mesure de tendance centrale (en principe la médiane), sur la variabilité et la symétrie de la distribution considérée. Il permet ainsi de comparer rapidement plusieurs ensembles d'observations. Les Figures 3.8, 3.9 et 3.10 montrent les *box plots* de la distribution des valeurs de plusieurs descripteurs par espèce.

Le rectangle central correspond à l'intervalle inter-quartile et représente 50% des observations. La limite inférieure est fixée au premier quartile et la limite supérieure au troisième quartile. La ligne qui coupe le rectangle donne la position de la médiane. Lorsque

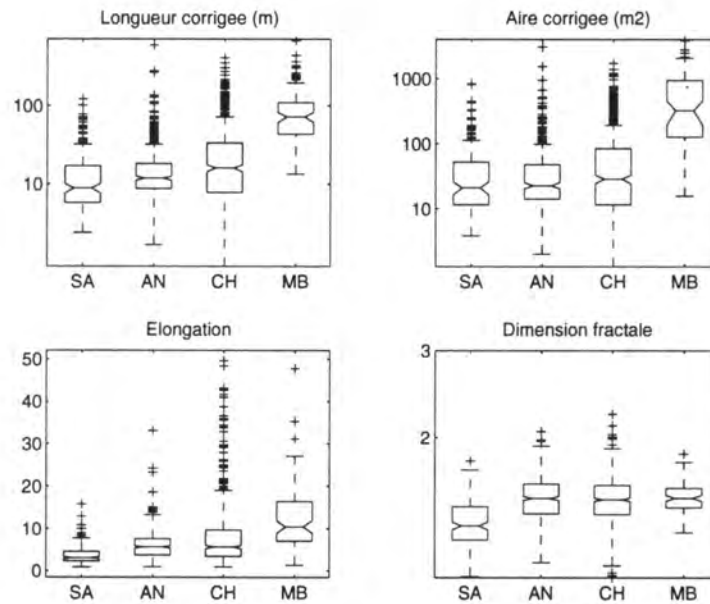


FIG. 3.8 - *Box plots de la distribution des valeurs de la longueur, de l'aire, de l'élongation et de la dimension fractale des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.*

les valeurs sont très dispersées, les observations aberrantes sont traitées d'une manière particulière. Ainsi, deux bornes ont été définies par:

- borne inférieure = premier quartile - (1,5 intervalle inter-quartile).
- borne supérieure = troisième quartile + (1,5 intervalle inter-quartile).

Les segments de droite (- -), de chaque côté du rectangle, relient alors les quartiles aux valeurs observées les plus proches de ces bornes, mais à l'intérieur de l'intervalle déterminé. Les points (+) à l'extrémité du *box plot* indiquent les observations à l'extérieur de l'intervalle déterminé.

En ce qui concerne la taille, les espèces peuvent être ordonnées selon un ordre croissant: sardine, anchois, chinchard et merlan bleu. Les bancs de merlan bleu sont beaucoup plus grands que ceux des autres espèces. Les bancs de sardine présentent les plus faibles valeurs d'élongation et de dimension fractale, signifiant que leur forme est plus proche d'un cercle et leur contour plus lisse que ceux des autres espèces (Figure 3.8 et Annexe B).

Quant à la bathymétrie, les bancs de sardine se trouvent près des côtes sur des fonds inférieurs à 100 m, alors que les bancs de merlan bleu se trouvent sur des sondes entre 100 et 600 m. Ainsi, les bancs de sardine et de merlan bleu peuvent facilement être discriminés par la valeur de la profondeur du banc, ce qui n'est pas le cas des bancs d'anchois et de chinchard. Les bancs de sardine se trouvent relativement plus proches de la surface que ceux des autres espèces, mais certains bancs peuvent parfois toucher le fond lorsque la sonde est faible (Figure 3.9 et Annexe B).

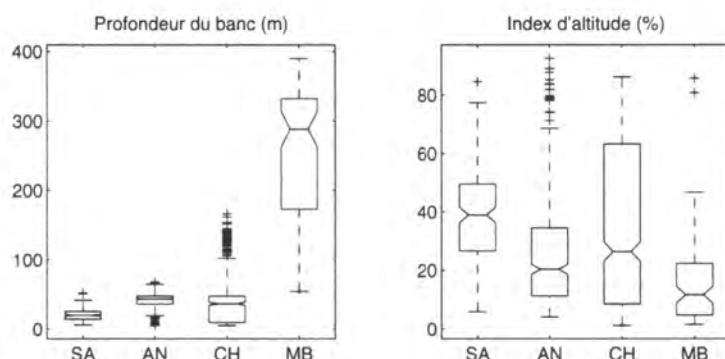


FIG. 3.9 - *Box plots de la distribution des valeurs de la profondeur et de l'indice d'altitude des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.*

Par rapport aux descripteurs d'énergie et d'amplitude, la sardine se démarque des autres espèces. Les bancs de sardine présentent toujours les valeurs les plus élevées pour ces descripteurs. La distribution des valeurs pour le descripteur écart-type des valeurs d'amplitude indique que les bancs de sardine sont les moins homogènes, laissant supposer une forte variabilité de la densité des poissons à l'intérieur de ces bancs. Aucune différence notable n'existe entre les bancs d'anchois et de chinchard (Figure 3.10 et Annexe B).

Les remarques suivantes résument les tendances les plus importantes observées à partir de l'analyse de ces résultats:

1. Les moyennes des distributions peuvent être assez distinctes en fonction des espèces, ce qui est conforme à l'hypothèse d'un comportement grégaire dépendant de l'espèce et capable d'être révélé par la description acoustique des bancs.
2. Il est possible d'envisager la discrimination entre les bancs de merlan bleu et ceux des autres espèces, à partir des descripteurs de bathymétrie et de taille.
3. La discrimination entre les bancs de sardine et d'anchois semble également possible à partir des descripteurs d'énergie, d'amplitude et de bathymétrie.
4. La difficulté majeure est liée à la discrimination entre les bancs de chinchard et les bancs d'anchois et de sardine. En effet, les distributions des valeurs pour les descripteurs du chinchard recouvrent souvent les distributions associées à ces deux espèces.
5. Aucun descripteur, considéré de façon isolée, ne présente un potentiel discriminant capable de satisfaire les besoins d'un système de classification/identification des quatre espèces étudiées. Ce manque de pouvoir discriminant est provoqué par l'importance de la variabilité intra et interspécifique observée dans les distributions des valeurs pour tous les descripteurs. Ainsi, lorsque les moyennes des distributions sont nettement

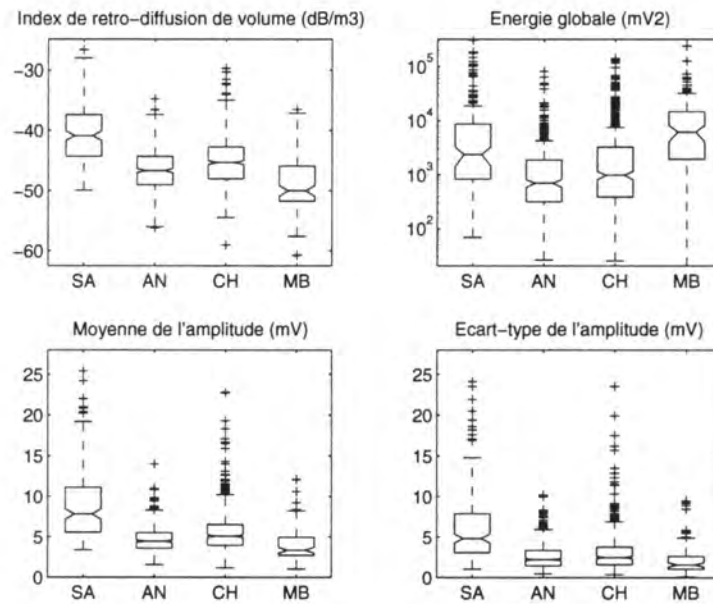


FIG. 3.10 - *Box plots de la distribution des valeurs de l'indice de rétro-diffusion de volume, de l'énergie globale, de la moyenne et de l'écart-type des valeurs d'amplitude des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.*

séparées, la dispersion des valeurs produit des zones de confusion assez importantes où toutes les espèces se recouvrent.

6. Néanmoins, la prise en compte simultanée de plusieurs descripteurs par une méthode de discrimination multidimensionnelle peut accroître de façon significative le pouvoir discriminant, renforçant la perspective de l'identification acoustique des quatre espèces étudiées.

3.1.3 Discrimination et classification des bancs acoustiques

Deux méthodes ont été utilisées afin d'illustrer le processus d'identification acoustique des espèces pélagiques du golfe de Gascogne à partir des résultats obtenus par l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs. D'abord la discrimination linéaire et ensuite la classification hiérarchique.

La discrimination linéaire est une méthode de classification supervisée, autrement dit, les classes d'appartenance des observations sont établies au départ de l'analyse, en général par la vérité terrain. Les observations peuvent alors être réparties en deux sous-ensembles: un ensemble d'apprentissage pour la construction du modèle et le calcul des surfaces discriminantes capables d'isoler au mieux les nuages de points associés aux classes d'observations; et un ensemble de test pour la validation de ce modèle simplificateur. Ainsi, à partir de la position d'une nouvelle observation dans l'espace discriminant, il est possible de lui attribuer une classe d'appartenance ou, dans le cas présent, d'identifier l'espèce à laquelle le nouveau banc détecté a le plus de chance d'appartenir.

La classification hiérarchique est une méthode de classification non supervisée où les classes d'appartenance des observations peuvent être inconnues. Dans ce cas, le nuage de points dans l'espace des descripteurs est découpé en nuages disjoints et homogènes, ce qui permet le groupement des observations similaires entre elles dans des classes distinctes. Elle diffère de l'analyse discriminante, dont l'objectif est d'affecter une nouvelle observation à des classes connues au départ, justement par le fait qu'aucune classe n'est définie avant l'analyse. Les classes seront formées exclusivement suivant un critère de similarité entre les observations, qui fait l'objet de la discussion.

Discrimination et validation des résultats

Un modèle linéaire discriminant dérivé des travaux de Fisher (1933) a été développé afin de réaliser un système d'identification acoustique des espèces à partir de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs.

L'analyse discriminante est une méthode qui permet de trouver la meilleure combinaison linéaire des descripteurs capable de maximiser la différence entre groupes tout en minimisant la variance à l'intérieur de chaque groupe. Cette combinaison optimale des descripteurs produit une fonction discriminante qui peut ainsi être utilisée comme un outil de classement afin d'affecter une nouvelle observation à l'une des classes définies au départ de l'analyse (Tomassone *et al.*, 1988). En effet, cette fonction divise l'espace des observations en deux ou plusieurs régions disjointes de telle façon que les observations peuvent être affectées à l'une ou à l'autre région en fonction de la valeur prise par la fonction. Dans le cas présent, chaque groupe ou classe défini au préalable est formé par les bancs acoustiques appartenant à une même espèce.

La méthode de régression linéaire pas à pas a été utilisée pour réduire la dimension de l'espace des descripteurs et le coefficient de corrélation multiple utilisé comme critère de sélection pour le choix de l'ensemble des descripteurs présentant le plus grand pouvoir discriminant (Lebart *et al.*, 1984).

Finalement, un ensemble de neuf descripteurs a été retenu pour la réalisation du modèle linéaire de discrimination (MLD). La sonde et la profondeur du banc pour décrire la position bathymétrique, la longueur et l'aire comme descripteurs de la taille du banc, l'élongation et la dimension fractale comme descripteurs de la forme du banc, l'indice de rétro-diffusion de volume pour caractériser l'énergie rétro-diffusée mais en plus la moyenne et l'écart-type des valeurs d'amplitude pour décrire l'hétérogénéité (localisation et dispersion) de l'énergie à l'intérieur du banc:

$$MLD = f(P_S, PR_b, L_{bc}, A_{bc}, E_{bc}, F_{bc}, IR_V, \bar{A}, A_\sigma) \quad (3.19)$$

Le niveau de corrélation entre les descripteurs, spécialement pour les descripteurs d'énergie, donne une redondance d'information. Toutefois, le sens physique de ces descripteurs est suffisamment différent pour les garder et améliorer la qualité de la discrimination.

Ce modèle unique a été utilisé afin de calculer les coefficients des fonctions linéaires discriminantes de Fisher capables de séparer les espèces ou les groupes d'espèces en deux

classes (Fisher, 1933, *in* Tomassone *et al.*, 1988)³. Ainsi, les bancs ont été regroupés en plusieurs sous-ensembles composés de deux espèces ou des groupes composites d'espèces (Tableau 3.3).

TAB. 3.3 - Résultats de l'analyse discriminante pour chaque sous-ensemble des bancs. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.

SOUS-ENSEMBLE	CLASSE	TAUX DE CLASSIFICATION (%)		
		bien classés	mal classés	global
1	1 (SA)	91	9	96
	2 (AN)	98	2	
2	1 (SA)	64	36	76
	2 (CH)	79	21	
3	1 (SA)	100	0	100
	2 (MB)	100	0	
4	1 (AN)	84	16	64
	2 (CH)	50	50	
5	1 (AN)	100	0	97
	2 (MB)	82	18	
6	1 (CH)	100	0	96
	2 (MB)	71	29	
7	1 (SA-AN)	78	22	62
	2 (CH-MB)	48	52	
8	1 (SA-AN-CH)	100	0	98
	2 (MB)	71	29	
9	1 (SA-AN)	73	27	63
	2 (CH)	52	48	
10	1 (SA-CH)	58	42	66
	2 (AN)	80	20	
11	1 (SA)	68	32	82
	2 (AN-CH)	85	15	

Pour chaque sous-ensemble des bancs défini dans le Tableau 3.3, les coefficients de la fonction linéaire discriminante respective ont été calculés à partir d'un échantillon d'apprentissage de bancs tirés au hasard, les bancs restants formant l'échantillon de test. L'échantillon de test, indépendant de celui utilisé pour la construction du modèle, sera utilisé pour la procédure de validation des résultats. Le nombre de bancs par espèce com-

3. La contrainte d'une discrimination des observations en deux classes a été imposée par l'utilisation du logiciel d'analyse de données SPAD-N (Lebart *et al.*, 1988). Le nombre de fonctions discriminantes nécessaire pour classer les observations en n classes étant égal à $n - 1$, trois fonctions seraient nécessaires pour discriminer les bancs des quatre espèces de la base de données. Cependant, la méthode d'analyse discriminante disponible permettait l'ajustement d'une seule fonction discriminante capable donc de séparer l'ensemble des observations en seulement deux classes. Evidemment, d'un point de vue opérationnel, un système d'identification acoustique des espèces en deux classes n'est pas utile, mais, considérant l'objectif d'exploration préliminaire et d'illustration de l'analyse, cette limitation a été compensée par la disponibilité immédiate des résultats.

posant à chaque fois l'échantillon de test (30% de l'effectif total) est le suivant: sardine = 53, anchois = 135, chinchard = 193 et merlan bleu = 28.

Les taux de classification, résultant de l'affectation des bancs de l'échantillon de test à une des deux classes par la fonction linéaire discriminante respective, sont présentés dans le Tableau 3.3. Le taux global de classification, TGC , pour chaque sous-ensemble est calculé par:

$$TGC = 1 - (\pi_1 e_1 + \pi_2 e_2) \quad (3.20)$$

où:

π_1 est la fréquence de la classe 1.

π_2 est la fréquence de la classe 2.

e_1 est le taux de mauvais classement de la classe 1.

e_2 est le taux de mauvais classement de la classe 2.

Les résultats présentés dans le Tableau 3.3 indiquent la faisabilité de la discrimination entre les bancs de sardine et les bancs de merlan bleu (sous-ensemble 3, $TGC = 100\%$). La discrimination entre les bancs de sardine, d'anchois et de chinchard, et les bancs de merlan bleu est aussi très intéressante (sous-ensemble 8, $TGC = 98\%$), malgré une mauvaise affectation de certains bancs de merlan bleu qui peuvent probablement être confondus avec des bancs d'anchois (sous-ensemble 5, $TGC = 97\%$) ou de chinchard (sous-ensemble 6, $TGC = 96\%$). En effet, les bancs de merlan bleu semblent être discriminés plutôt en fonction de leur bathymétrie que par leur apparence. A profondeur égale, les bancs de merlan bleu peuvent être associés quant à l'apparence aux bancs typiques de chinchard ou à certains bancs d'anchois.

Un bon résultat a été obtenu pour la discrimination entre les bancs de sardine et ceux d'anchois (sous-ensemble 1, $TGC = 96\%$), où les différences sont notamment liées aux descripteurs de bathymétrie et d'énergie (Figure 3.11). Le problème majeur concerne la discrimination entre les bancs de chinchard et les bancs de sardine et d'anchois (sous-ensembles 2, 4, 7, 9 et 10), dont les résultats indiquent les plus faibles taux globaux de classification. Ces résultats sont en accord avec les remarques du paragraphe 3.1.2 où le chinchard semble être représenté par une large gamme de bancs acoustiques en rapport avec la taille, la morphologie, la bathymétrie et l'énergie.

Une seule analyse discriminante multiple, avec les mêmes descripteurs, a été réalisée sur l'ensemble complet des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.4 et illustrés par la Figure 3.12. Presque 70% des bancs de sardine et d'anchois ont été bien classés par les deux fonctions discriminantes, mais les bancs de chinchard ont été souvent mal classés. Le taux global de classification est de 57%, résultat assez médiocre puisqu'il concerne l'ensemble des bancs et non plus la validation du modèle par un échantillon de test.

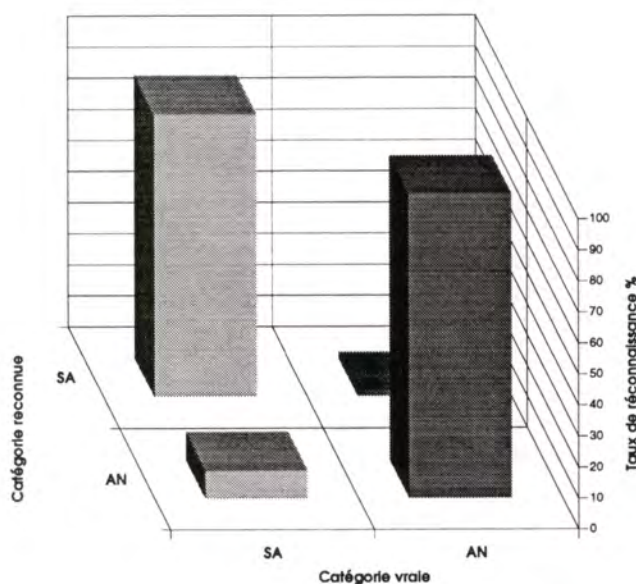


FIG. 3.11 - Matrice de confusion de l'analyse discriminante simple pour l'échantillon de test des bancs de sardine (SA) et d'anchois (AN), sous-ensemble 1 du Tableau 3.3. Le taux global de classification est de 96% et seulement 2% des bancs d'anchois sont reconnus comme des bancs de sardine et 9% des bancs de sardine sont reconnus comme des bancs d'anchois.

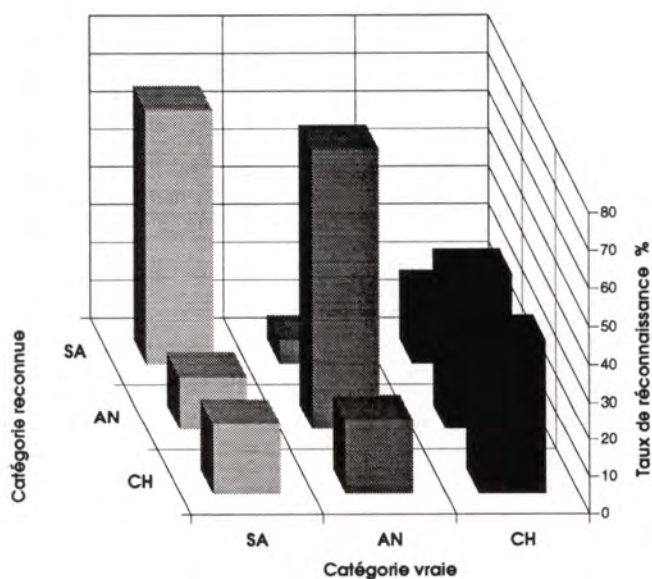


FIG. 3.12 - Matrice de confusion de l'analyse discriminante multiple pour l'ensemble des bancs de sardine (SA), d'anchois (AN) et de chinchard (CH). Les bancs de sardine et d'anchois sont bien discriminés par l'analyse, par contre 41% et 18% des bancs de chinchard sont reconnus, respectivement, comme des bancs d'anchois et de sardine. Le taux global de classification est de 57%.

TAB. 3.4 - Matrice de confusion de l'analyse discriminante multiple pour l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque espèce (vraie classe) selon les classes reconnues, en fonction des règles de décision calculées par l'analyse discriminante. Les valeurs de la diagonale principale de la matrice représentent le pourcentage des bancs bien classés de chaque espèce.

CLASSE VRAIE	CLASSE RECONNUE			
	Sardine	Anchois	Chinchard	Total
Sardine	67	14	19	100
Anchois	6	74	20	100
Chinchard	18	41	41	100

Le constat le plus important de la discrimination concerne la dégradation des résultats de l'analyse avec la prise en compte d'un nombre croissant d'espèces. Ainsi, lorsque les espèces sont discriminées deux à deux (sardine et anchois, sardine et merlan bleu, anchois et merlan bleu ou chinchard et merlan bleu) le taux global de classification est supérieur à 95%. Ce résultat se dégrade très vite avec l'introduction de bancs d'une troisième espèce (chinchard le plus souvent) où alors les taux de classification sont voisins de 60%. Ainsi, il serait intéressant d'envisager l'introduction d'une information *a priori* qui doit probablement améliorer la qualité de la discrimination.

Classification des bancs acoustiques

Afin de mieux cerner les similitudes et les différences entre les bancs de ces trois espèces et de comprendre les raisons de l'échec relatif de leur discrimination, une méthode de classification hiérarchique a été appliquée sur le même ensemble de données. La classification est une démarche qui permet le groupement des observations similaires entre elles dans des classes distinctes (Hartigan, 1975). Elle diffère de l'analyse discriminante, dont l'objectif est d'affecter une nouvelle observation à des classes connues au départ, justement par le fait qu'aucune classe n'est définie avant l'analyse. Les classes seront formées exclusivement par la similarité entre les observations, sans égard à leur appartenance d'origine.

Le groupement des observations à partir d'un continuum peut être utilisé afin de définir une typologie, puisque le groupement ne fait qu'établir des types d'observations qui permettent de décrire la structure de ce continuum. Dans ce cas, l'hypothèse selon laquelle le groupement est naturel comme en taxonomie n'est pas vérifiée (Legendre et Legendre, 1984). En ce que concerne la classification des bancs acoustiques, l'hypothèse retenue dans le présent travail prévoit l'existence d'un groupement naturel des bancs en fonction de l'espèce, les données alors ne devant pas former un continuum et les discontinuités étant assez importantes pour permettre le groupement. Les résultats obtenus (cf. §3.1.3) semblent plutôt indiquer que le groupement absolu en fonction de l'espèce n'est pas possible, néanmoins, la typologie des bancs à partir de leur ressemblance peut aider à comprendre la difficulté de discriminer les bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Cette approche a été utilisée par Gerlotto et Marchal (1985) pour la définition et l'identification des "populations acoustiques" en milieu tropical où le nombre d'espèces est très élevé.

La méthode de classification utilisée est celle de la **classification hiérarchique à liens simples** (Lebart *et al.*, 1984). Cette méthode est caractérisée par une série hiérarchisée de partitions qui optimise les routes hiérarchiques entre observations et grands groupes. Elle est constituée par les étapes suivantes (Legendre et Legendre, 1984): le calcul de la matrice d'association entre toutes les paires d'observations (similarités ou distances); la réécriture de la matrice d'association en ordre de similarités décroissantes ou de distances croissantes, mettant en tête de liste les deux observations les plus semblables de la matrice d'association; enfin la formation des groupes de façon hiérarchique, en commençant par les observations les plus semblables puis en laissant les observations s'agglomérer aux groupes et les groupes s'agglutiner entre eux à mesure que le critère de similarité est relâché. C'est une méthode utilisée normalement comme complément d'une ordination.

La classification hiérarchique a été réalisée à partir de l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Les descripteurs sont ceux utilisés par l'analyse discriminante (cf. §3.1.3), cependant ce sont les coordonnées factorielles des bancs sur les quatre premiers axes de l'analyse en composantes principales, réalisée avec ces descripteurs, qui ont été utilisées pour la classification. La partition finale de cet ensemble de bancs a été définie pour trois classes, dont le rapport entre l'inertie interclasses et l'inertie totale est de 0,4. Le Tableau 3.5 présente la composition des trois classes en fonction des espèces afin de caractériser chaque classe par son contenu. Le Tableau 3.6 présente la répartition des espèces en fonction des classes.

TAB. 3.5 - Résultats de la classification hiérarchique sur l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard pour une partition en trois classes. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque classe selon l'espèce. Exemple: 48% des bancs de la classe 1 sont des bancs de chinchard. Les nombres entre parenthèses indiquent l'effectif de la classe en nombre et en pourcentage du total des bancs.

CLASSE	ESPECE			Total
	Sardine	Anchois	Chinchard	
1	6	46	48	100 (895, 70%)
2	1	6	93	100 (90, 7%)
3	42	11	47	100 (287, 23%)

TAB. 3.6 - Résultats de la classification hiérarchique. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque espèce selon les classes. Exemple: 92% de l'effectif de bancs d'anchois de la base de données se trouvent dans la classe 1.

CLASSE	ESPECE		
	Sardine	Anchois	Chinchard
1	32	92	66
2	1	1	13
3	67	7	21
Total	100	100	100

Les Tableaux 3.7, 3.8 et 3.9 présentent la caractérisation statistique de chaque classe en fonction des descripteurs. Ainsi, à partir de l'analyse de ces résultats il est possible de définir une typologie des bancs détectés en fonction de la taille, de la morphologie, de la position bathymétrique et des caractéristiques énergétiques. Comme, dans le cadre exclusif de cette analyse, la nature spécifique du banc est connue, il est aussi possible d'associer à chaque classe le nom de l'espèce prépondérante.

La première classe est celle qui regroupe le plus grand nombre des bancs utilisés par cette analyse (70%), se situant ainsi près du centre de gravité du nuage des points (Tableau 3.5). Elle est composée principalement par les bancs de chinchard (48%) et d'anchois (46%). La valeur moyenne des descripteurs de cette classe est caractérisée par des valeurs significativement plus faibles que la moyenne générale pour l'indice de rétro-diffusion de volume, la moyenne des amplitudes, l'écart-type des amplitudes, l'aire et la longueur; des valeurs similaires à la moyenne pour la profondeur du banc, la sonde et l'élongation; et une valeur significativement supérieure à la moyenne générale pour la dimension fractale (Tableau 3.7).

TAB. 3.7 - Caractérisation statistique de la classe 1 en fonction de descripteurs. Les variables continues sont rangées, par ordre d'importance, à partir de l'évaluation des écarts entre la moyenne de la classe et la moyenne générale selon un test non paramétrique de comparaison de moyennes (Lebart et al., 1988). Plus l'écart est significatif, plus la valeur-test associée sera élevée et la probabilité sera faible. Une valeur-test positive représente une moyenne supérieure à la moyenne générale et, inversement, une valeur négative une moyenne inférieure à la moyenne générale.

VALEUR TEST	PROBA	MOYENNES		ECARTS-TYPES		DESCRIPTEUR
		classe	générale	classe	générale	
Classe 1, effectif = 895						
13,6	0,000	1,54	1,50	0,13	0,15	Dimension fractale
1,88	0,030	30,73	28,23	84,97	73,14	Elongation corrigée
1,13	0,130	53,59	53,08	17,20	24,75	Sonde
-0,03	0,489	36,25	36,26	16,48	25,43	Profondeur du banc
-8,99	0,000	18,09	24,64	17,56	39,98	Longueur corrigée
-10,04	0,000	41,50	73,25	54,08	173,64	Aire corrigée
-21,18	0,000	2,25	3,38	1,02	2,94	Ecart-type des valeurs d'amplitude
-22,04	0,000	4,53	5,79	1,22	3,14	Moyenne des valeurs d'amplitude
-23,15	0,000	-46,86	-45,00	2,90	4,41	Indice de rétro-diffusion de volume

Le banc statistique moyen caractérisant la typologie de la première classe est un banc de faible dimension, présentant un contour irrégulier, peu réverbérant, homogène quant à la répartition de l'amplitude et localisé dans la partie inférieure de la colonne d'eau. Comme 92% des bancs d'anchois se trouvent dans cette classe, cette typologie peut s'appliquer aux bancs d'anchois, cependant, elle s'applique aussi à 66% des bancs de chinchard et à 32% des bancs de sardine (Tableau 3.6).

La deuxième classe regroupe seulement 7% du total des bancs analysés (Tableau 3.5). Elle est presque exclusivement composée des bancs de chinchard (93%). La valeur moyenne de cette classe pour la longueur, l'aire, la profondeur du banc et la sonde est significative-

ment plus élevée que la moyenne générale. Quant aux descripteurs restants, les moyennes sont similaires à la moyenne générale (Tableau 3.8).

TAB. 3.8 - Caractérisation statistique de la classe 2 en fonction de descripteurs. La valeur-test et la probabilité associée sont expliquées dans la légende du Tableau 3.7.

VALEUR TEST	PROBA	MOYENNES		ECARTS-TYPES		DESCRIPTEUR
		classe	générale	classe	générale	
Classe 2, effectif = 90						
21,57	0,000	112,31	24,64	99,67	39,98	Longueur corrigée
20,86	0,000	90,19	36,26	46,43	25,43	Profondeur du banc
20,08	0,000	427,72	73,25	475,30	173,64	Aire corrigée
19,66	0,000	102,54	53,08	44,27	24,75	Sonde
3,28	0,001	52,62	28,23	43,48	73,14	Elongation corrigée
2,53	0,006	1,54	1,50	0,10	0,15	Dimension fractale
-1,23	0,109	-45,55	-45,00	3,22	4,41	Indice de rétro-diffusion de volume
-1,34	0,089	2,98	3,38	1,43	2,94	Ecart-type des valeurs d'amplitude
-1,70	0,045	5,25	5,79	1,68	3,14	Moyenne des valeurs d'amplitude

Le banc statistique moyen caractérisant la typologie de la deuxième classe est un banc de taille importante, en forme de couche, détecté sur des sondes élevées et localisé près du fond. Cette typologie peut s'appliquer à 13% des bancs de chinchard, mais pratiquement pas aux bancs d'anchois (1%) ni aux bancs de sardine (1%) (Tableau 3.6).

La troisième classe regroupe 23% des bancs analysés (Tableau 3.5). Elle est composée par un mélange des bancs de chinchard (47%), de sardine (42%) et d'anchois (11%). Cette classe présente des valeurs moyennes significativement supérieures à la moyenne générale pour l'indice de rétro-diffusion de volume, la moyenne des amplitudes et l'écart-type des amplitudes, ainsi que des valeurs significativement inférieures à la moyenne générale pour les autres descripteurs, à l'exception de l'aire du banc (Tableau 3.9).

TAB. 3.9 - Caractérisation statistique de la classe 3 en fonction de descripteurs. La valeur-test et la probabilité associée sont expliquées dans la légende du Tableau 3.7.

VALEUR TEST	PROBA	MOYENNES		ECARTS-TYPES		DESCRIPTEUR
		classe	générale	classe	générale	
Classe 3, effectif = 287						
26,05	0,000	-39,03	-45,00	3,18	4,41	Indice de rétro-diffusion de volume
25,12	0,000	9,89	5,79	4,04	3,14	Moyenne des valeurs d'amplitude
23,96	0,000	7,05	3,38	4,13	2,94	Ecart-type des valeurs d'amplitude
-1,35	0,089	61,11	73,25	104,78	173,64	Aire corrigée
-3,41	0,000	17,54	24,64	20,33	39,98	Longueur corrigée
-4,07	0,000	12,77	28,23	12,49	73,14	Elongation corrigée
-12,77	0,000	19,39	36,26	12,11	25,43	Profondeur du banc
-13,29	0,000	35,99	53,08	10,85	24,75	Sonde
-16,40	0,000	1,38	1,50	0,13	0,15	Dimension fractale

Le banc statistique moyen caractérisant la typologie de la troisième classe est un banc de faible dimension, plus circulaire et présentant un contour plus lisse, très réverbérant et hétérogène quant à la répartition de l'amplitude, détecté sur des faibles sondes et localisé au milieu de la colonne d'eau. Comme 67% des bancs de sardine se trouvent groupés dans cette classe, cette typologie peut caractériser les bancs de sardine, mais également 21% des bancs de chinchard et seulement 7% des bancs d'anchois (Tableau 3.6).

D'autres essais de partition de l'ensemble des bancs dans un nombre supérieur de classes ont été réalisés. L'analyse de la partition en six classes (Diner *et al.*, 1994) a montré que cette typologie est globalement préservée, ainsi que la dispersion des bancs de chinchard dans toutes les classes.

La classification hiérarchique des bancs acoustiques a confirmé les tendances observées dans les analyses précédentes sur la difficulté de discriminer les bancs de chinchard des bancs de sardine et d'anchois (cf. §3.1.2 et 3.1.3). En effet, l'espèce chinchard est représentée par une gamme très étendue des types de bancs différents, dont seulement 13% peuvent être associés typiquement à cette espèce. **Par conséquent, l'identification des bancs de sardine ou d'anchois est soumise à une forte probabilité d'erreur de classement lorsque réalisée dans un environnement multispécifique en présence de chinchards.**

La typologie des bancs acoustiques qui a été établie à partir de cette classification s'avère utile. D'abord, elle a permis de vérifier l'adéquation entre la description numérique des bancs et les attributs utilisés par les experts en acoustique halieutique ou les pêcheurs pour l'identification empirique des bancs de sardine et d'anchois, à partir de l'analyse visuelle des échogrammes.

Empiriquement, les petits bancs irréguliers, peu réverbérants, situés dans la partie inférieure de la colonne d'eau, ont été souvent associés à l'anchois; également, les bancs fortement réverbérants et proches de la surface ont été souvent associés à la sardine. Cette identification empirique correspond aux typologies des première et troisième classes, associées respectivement à l'anchois et à la sardine. Ainsi, l'extraction des descripteurs reproduit sans difficulté le schéma de référence de l'approche visuelle empirique.

Ensuite, la typologie des bancs acoustiques a montré que différentes catégories des bancs peuvent correspondre à une même espèce et, réciproquement, que des bancs présentant des caractéristiques similaires peuvent correspondre à des espèces différentes.

Cette dernière remarque limite sérieusement l'interprétation des résultats qui peuvent être obtenus à partir des méthodes de classification appliquées sur des ensembles de bancs lorsque leur appartenance spécifique n'est pas disponible.

3.1.4 Synthèse

La définition d'un banc acoustique, notion formalisée dans le cadre de ce travail, permet de faire la distinction entre la structure biologique correspondant aux bancs de poissons réels et l'image acoustique de cette réalité, telle que définie par le processus d'échantillonnage acoustique et le pouvoir de résolution du système d'acquisition. En effet, c'est le banc acoustique qui est décrit numériquement et qui constitue une observation selon le sens statistique du terme.

La démarche pour la construction de la base de données (bancs et descripteurs) a été explicitée. L'ensemble de 281 chalutages, réalisés durant les campagnes d'acquisition, a été examiné afin de sélectionner ceux correspondant à l'objectif de l'étude. Finalement, 57 chalutages monospécifiques ont été retenus. La base de données est composée par 7 270 bancs, dont 3 359 bancs détectés pendant les parcours-chalutage, représentant les quatre espèces suivantes: sardine, anchois, chinchard et merlan bleu. Au total, 36 descripteurs, entre variables qualitatives et quantitatives, ont été calculés ou associés à chaque banc acoustique.

Le post-traitement de la base de données constitue une étape importante du travail effectué, avec comme objectif de rendre le vecteur des descripteurs de chaque banc indépendant des paramètres de l'échantillonnage acoustique et du pouvoir de résolution du système d'acquisition. Le post-traitement permet ainsi de prendre en compte les biais provoqués par l'ouverture du faisceau et par la durée d'impulsion sur la valeur des descripteurs. La méthode développée ici permet en outre d'éliminer de la base de données les bancs pour lesquels la valeur des descripteurs n'est pas significative (plus de 50% des bancs). L'énergie totale rétro-diffusée par les bancs éliminés représente seulement 5,2% de la somme de l'énergie de tous les bancs de la base de données.

Plusieurs méthodes de description et d'analyse statistique ont été utilisées, en fonction d'objectifs prédéterminés:

- l'analyse en composantes principales normée afin de résumer l'information contenue dans la matrice de données.
- l'analyse inter-quartiles afin d'offrir un aperçu plus détaillé du comportement statistique des descripteurs en fonction des espèces.
- l'analyse discriminante pour réaliser un système d'identification acoustique des quatre espèces étudiées.
- la classification hiérarchique afin d'établir une typologie des bancs acoustiques.

La réalisation d'un système d'identification acoustique des espèces, à partir de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs, dépend nécessairement de l'existence d'un comportement grégaire dépendant de l'espèce, autrement dit, l'espèce doit être vraiment un facteur déterminant du rassemblement des poissons en bancs présentant des caractéristiques distinctes. En plus, il faut que la description numérique des bancs acoustiques, à partir des signaux acquis par un sondeur vertical monofaisceau à bande de fréquence

étroite, soit suffisante pour permettre la discrimination des espèces.

Dans le cas des espèces pélagiques du golfe de Gascogne, l'identification empirique réalisée par les experts (chercheurs en halieutique et pêcheurs) à partir de l'analyse visuelle des échogrammes de bancs, a permis d'émettre l'hypothèse que l'espèce peut être un déterminant majeur de l'apparence générale des bancs. Les résultats présentés ici confirment globalement l'importance du facteur spécifique, surtout en ce qui concerne la sardine, l'anchois et le merlan bleu.

Ainsi, le taux global de classification de l'analyse discriminante, pour les espèces prises deux à deux, varie entre 100% pour la discrimination des bancs de sardine et de merlan bleu, et 64% pour la discrimination des bancs d'anchois et de chinchard (Tableau 3.3). Ce taux est de l'ordre de 57% lorsque l'analyse est réalisée à partir de l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard.

La typologie de bancs acoustiques révèle que seulement 13% des bancs de chinchard correspondent au comportement typique de cette espèce, tel que défini par les experts. Les bancs restants présentent des caractéristiques très variées et sont donc confondus avec les bancs des autres espèces. Ainsi, le facteur spécifique semble être un critère déterminant plus important des caractéristiques de bancs dans le cas de la sardine, de l'anchois et du merlan bleu que dans le cas du chinchard.

De ce fait, la description des bancs telle que réalisée, ne semble pas être encore suffisante pour la réalisation d'un système d'identification automatique fiable. Si la tendance vers un comportement grégaire spécifique a été vérifiée, surtout en ce qui concerne les bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu, la superposition des ellipsoïdes de probabilité, associés à la distribution des bancs de chaque espèce dans l'espace multidimensionnel des descripteurs, ne permet pas leur discrimination sans équivoque.

Une remarque peut être faite sur les limites de validité des méthodes d'analyse statistique multidimensionnelle utilisées. En effet, ces méthodes linéaires exigent que l'ensemble de données présente une distribution multinormale (Legendre et Legendre, 1984), même si des écarts à la normalité ne faussent pas nécessairement l'analyse comme par exemple dans le cas de l'analyse en composantes principales (Ibanez, 1971). Aucun test n'a été réalisé sur la normalité, mais les valeurs du coefficient d'asymétrie et du coefficient d'aplatissement des distributions obtenues après la transformation logarithmique des valeurs de descripteurs (Tableau B.6) indiquent que cette condition peut difficilement être vérifiée. Des méthodes non-linéaires, comme les réseaux des neurones, pourraient sembler plus adaptées, néanmoins le gain en terme de discrimination ne devrait pas être significatif vu l'importance du recouvrement des nuages des espèces dans l'espace multidimensionnel.

Ces imperfections notables du degré de certitude recherché pour l'identification acoustique des espèces a donc imposé le choix de l'utilisation de méthodes de classification plus complexes et notamment par le renforcement de la description de bancs à partir d'attributs supplémentaires.

Cette option a été retenue pour les raisons suivantes: la qualité des résultats semble

encore insuffisante, la représentativité de la base de données est assez limitée eu égard à la mosaïque spatio-temporelle de la distribution des espèces dans le golfe de Gascogne, et finalement l'objectif premier de ce travail était d'analyser le contenu en information discriminante des signaux acoustiques de bancs.

La méthode d'extraction des descripteurs a donc été complétée par l'étude des signaux rétro-diffusés, pouvant donner une information complémentaire.

3.2 Analyse des signaux rétro-diffusés

L'identification acoustique des espèces, à partir d'un sondeur vertical monofréquence et monofaisceau, a été considérée jusqu'à présent suivant deux approches. La première est celle présentée précédemment et qui consiste à utiliser des descripteurs caractérisant l'apparence générale de l'image acoustique individuelle des bancs de poissons, ainsi que leur position bathymétrique. La deuxième approche consiste à caractériser les agrégations de diffuseurs par une analyse plus approfondie du comportement des signaux rétro-diffusés.

Cette deuxième approche repose sur l'hypothèse émise par Giryn *et al.* (1979) d'une possible conservation de l'information utile sur la nature des diffuseurs dans les moments statistiques d'ordre supérieur de la distribution des amplitudes des signaux. Cette approche a été utilisée par Stanton (1985a, 1985b) afin de caractériser des différences de densité observées dans les agrégations d'origine biologique à partir de l'analyse de la distribution des valeurs maximales de l'amplitude des signaux ou par Vray *et al.* (1990) afin d'identifier deux espèces de poissons dans le lac Léman à partir de l'analyse spectrale des signaux.

Si les résultats de ces études sont intéressants, ils concernent surtout les signaux rétro-diffusés par des agrégations continues de diffuseurs (couches planctoniques par exemple) ou par des poissons isolés. Ainsi, aucune de ces méthodes n'a encore été appliquée directement sur les signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons en milieu naturel. L'analyse de ce type de signal présente en effet un certain degré de difficulté lié aux contraintes de l'acquisition en mer et à la taille des bancs détectés: série temporelle de signaux limitée, signaux individuels de courte durée, et par conséquent faible nombre des valeurs d'amplitude pour l'enveloppe du signal.

L'objet de ce sous-chapitre est donc d'adapter cette approche à l'étude des signaux rétro-diffusés par les bancs de poissons et de présenter les deux méthodes ici développées afin d'extraire le maximum d'information disponible dans les signaux rétro-diffusés par un banc: l'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle et l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude.

3.2.1 Pré-traitement de données

Le logiciel MOVIES-B permet la sauvegarde de données brutes de l'enveloppe des signaux rétro-diffusés (cf. Chapitre 2). Cependant, la reconnaissance automatique des échos appartenant à un banc acoustique ainsi que le calcul des descripteurs respectifs sont réalisés pas à pas, sans sauvegarde indépendante de la matrice de valeurs correspondant au banc. De ce fait, il était impossible d'accéder directement à l'enveloppe temporelle et à

l'intégralité des valeurs d'amplitude de chaque banc acoustique.

Le développement d'un outil informatique capable de lire et de décoder les fichiers de données brutes sauvegardés par MOVIES-B s'est avéré nécessaire afin d'obtenir une plus grande souplesse pour le calcul de nouveaux descripteurs. L'annexe C présente la structure et les fonctionnalités de cet outil nommé VENTANA, développé dans le cadre de cette étude (Scalabrin, 1993).

Sélection des bancs représentatifs

La première précaution prise en compte concerne la sélection des bancs acoustiques les plus représentatifs de chaque espèce, de façon à éliminer les bancs présentant des valeurs atypiques pour les descripteurs de leur aspect énergétique. Quatre descripteurs ont été choisis afin de sélectionner les bancs: l'indice de rétro-diffusion de volume, IR_V , la moyenne des valeurs d'amplitude, \bar{A} , l'écart-type des valeurs d'amplitude, A_σ , et l'énergie globale rétro-diffusée, E_G . La sélection est réalisée en prenant en compte les bancs pour lesquels la valeur de chaque descripteur se trouve à l'intérieur d'un intervalle autour de la valeur moyenne de la distribution associée à chaque espèce. L'étendue de l'intervalle pour chaque espèce a été définie de la façon suivante:

$$\textit{Sardine} : [\bar{x} - 0,5\sqrt{S_x}, \bar{x} + 4\sqrt{S_x}] \quad (3.21)$$

$$\textit{Anchois} : [\bar{x} - 0,5\sqrt{S_x}, \bar{x} + 2\sqrt{S_x}] \quad (3.22)$$

$$\textit{Chinchard} : [\bar{x}, \bar{x} + 4\sqrt{S_x}] \quad (3.23)$$

$$\textit{Merlan bleu} : [\bar{x} - 0,5\sqrt{S_x}, \bar{x} + 4\sqrt{S_x}] \quad (3.24)$$

où \bar{x} et $\sqrt{S_x}$ sont, respectivement, la moyenne et l'écart-type de la distribution des valeurs de chaque descripteur. L'inégalité de l'étendue des intervalles était nécessaire afin d'éliminer d'une part des bancs de chinchard trop petits et d'autre part des bancs d'anchois se présentant sous la forme des couches continues, où les poissons sont probablement mélangés avec le plancton. Dans le cas des distributions associées au chinchard, la moyenne ne semble pas être un paramètre représentatif de ces distributions très asymétriques et probablement exponentielles. L'examen *a posteriori* des caractéristiques des bancs ainsi sélectionnés permet de justifier le choix quelque peu arbitraire des intervalles définis par (3.21) à (3.24).

Finalement, 296 bancs ont été sélectionnés pour l'analyse spectrale de l'enveloppe des signaux et pour l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude. Ce nombre est réparti selon les espèces de la manière suivante: 80 bancs de sardine, 91 bancs d'anchois, 84 bancs de chinchard et 41 bancs de merlan bleu.

Sélection des signaux rétro-diffusés

Le deuxième facteur à prendre en compte concerne la dégradation de l'information contenue dans les signaux en fonction du processus d'échantillonnage acoustique, autrement dit, le fait que le comportement des signaux rétro-diffusés est tributaire du taux d'occupation du faisceau acoustique par le banc (cf. Chapitre 4). Ce taux d'occupation

peut être variable tant dans la direction transversale à celle du déplacement du navire que dans la direction du déplacement. Pour les signaux acquis par un sondeur monofaisceau, il est impossible de savoir si le banc occupe entièrement le volume de confusion dans la direction transversale; il est cependant possible d'apporter une correction pour les émissions insonifiant partiellement les bords d'attaque et de fin d'un banc dans la direction de déplacement du navire.

Le post-traitement de la base de données, décrit auparavant (cf. §3.1.2), présente une méthode capable de corriger la valeur des descripteurs de la taille et de la morphologie du biais provoqué par l'ouverture du faisceau et d'éliminer les bancs pour lesquels tous les signaux sont *a priori* produits par des intersections partielles dans la direction du déplacement. Toutefois, cette méthode n'est pas suffisante pour les analyses qui seront développées maintenant, dans la mesure où elle permet seulement de sélectionner les bancs pour lesquels l'impact de ce phénomène est moins important, mais ne l'élimine pas. Pour que les descripteurs obtenus à partir de l'analyse des signaux puissent être représentatifs des différences de comportement en fonction des espèces, il est nécessaire d'éliminer, pour chaque banc acoustique, les signaux dégradés et de traiter seulement les signaux produits *a priori* par des intersections banc-faisceau complètes.

Le nombre théorique de signaux dégradés associés au début et à la fin du banc correspond au nombre de signaux nécessaires pour couvrir la distance équivalente au diamètre du faisceau acoustique à la profondeur où se situe le banc (selon la procédure décrite dans le §3.1.2). Ainsi, pour chaque banc traité, il est possible de calculer et d'enlever de la matrice de valeurs d'amplitude du banc les signaux dégradés pour lesquels le taux d'occupation du faisceau par le banc est variable (Figure 3.13).

TAB. 3.10 - Moyenne et écart-type de la distribution des valeurs de densité en nombre de poissons m^{-3} . La densité non corrigée, ρ_{nc} , est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant à l'ensemble des signaux de chaque banc, alors que la densité corrigée, ρ_c , est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant seulement aux signaux non dégradés.

ESPECE	$\bar{\rho}_{nc}$	$\bar{\rho}_c$	$\sqrt{S_{\rho_{nc}}}$	$\sqrt{S_{\rho_c}}$
Sardine	10.80	12.54	11.26	12.88
Anchois	3.83	4.66	2.08	2.74
Chincharde	1.86	1.97	1.42	1.51
Merlan bleu	0.98	1.26	0.97	1.51

Cette opération permet aussi de comparer les valeurs de densité calculées à partir de ces deux sous-ensembles de données différents. La densité est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume, IR_V , et de l'indice de rétro-diffusion de la cible, IC_{rd} , aussi fonction de l'espèce et de la taille, (Clay et Medwin, 1977; Urick, 1983) par l'expression:

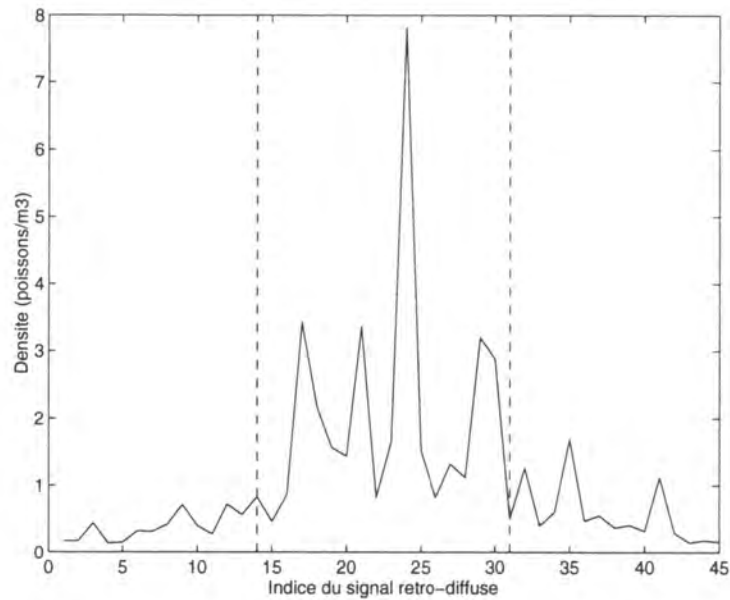


FIG. 3.13 - Densité de poissons en fonction du signal rétro-diffusé pour un banc de merlan bleu (n° 43). Le banc se situe à 175 m de profondeur, le diamètre du faisceau est égal à 25 m et la distance moyenne parcourue entre la réception de deux signaux consécutifs est égale à 1,7 m. Ainsi, le nombre des signaux dégradés au début et à la fin du banc, pour lesquels le taux d'occupation du faisceau par le banc est variable, est égal à 14. Les lignes (- -) délimitent la partie centrale du banc et les seuls signaux pris en compte pour l'analyse spectrale et pour l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude. Il est intéressant d'observer, à l'intérieur de ces limites, l'importante variabilité de la densité qui peut être le reflet d'une réelle hétérogénéité de la densité des poissons dans le banc, ou la conséquence des intersections variables dans le sens transversal au déplacement dues au mouvement de roulis du navire.

$$\rho = 10^{0,1(IR_V - IC_{rd})} \quad (3.25)$$

Le Tableau 3.10 présente la moyenne et l'écart-type de la distribution des valeurs de densité en fonction des espèces. La densité non corrigée est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant à l'ensemble des signaux de chaque banc (tel que calculé par MOVIES-B), alors que la densité corrigée est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant seulement aux signaux non dégradés (tel que calculé par VENTANA). Pour toutes les espèces, la densité moyenne corrigée est plus élevée que la densité moyenne non corrigée. Néanmoins, le coefficient de variation est proche de 1, ce qui tend à montrer que la correction est d'un ordre très faible par rapport au caractère dispersif de la densité entre les bancs.

Ces résultats montrent d'une part, que la biomasse des bancs est faiblement sous-estimée lorsque le phénomène d'interaction banc-faisceau n'est pas pris en compte, et d'autre part, que l'impact de ce phénomène doit être minimisé pour l'étude approfondie du comportement des signaux rétro-diffusés par les bancs.

où les valeurs calculées de r en fonction de N et du seuil de signification α peuvent être obtenues à partir d'une table (*run test* table, page 532 de Bendat et Piersol (1986)). Dans l'exemple ci-dessus et pour $\alpha = 0.02$, $r_{20;0.99} = 13$ et $r_{20;0.01} = 28$, l'hypothèse d'indépendance doit être rejetée puisque $r = 9$ ne se trouve pas dans la région d'acceptation déterminée par l'intervalle [13, 28].

Ce test a été appliqué sur huit bancs, deux de chaque espèce sélectionnés au hasard, d'abord sur les enveloppes sur-échantillonnées et ensuite sur des enveloppes où chaque observation est le résultat de la moyenne de huit valeurs consécutives d'amplitude, ce qui correspond à un pas d'échantillonnage de 1 ms égal à la durée du signal. Pour tous les bancs analysés, l'hypothèse d'indépendance des valeurs d'amplitude a été rejetée pour les enveloppes sur-échantillonnées et acceptée pour les enveloppes reconstruites, avec un seuil de signification α égal à 0,02.

Ainsi, l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude a été réalisée à partir des enveloppes reconstruites où les valeurs correspondent à la moyenne de huit valeurs consécutives d'amplitude.

3.2.2 Analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux

L'enveloppe temporelle de signaux rétro-diffusés par les bancs est souvent caractérisée par des fluctuations qui varient en fréquence. L'observation visuelle des enveloppes semble indiquer que les caractéristiques de cette fluctuation de l'amplitude pourraient être utilisées pour identifier les espèces. Afin de tester cette hypothèse, la méthode développée pour l'identification de la nature des fonds marins (Pace et Gao, 1988) a été adaptée aux signaux acoustiques de bancs (Scalabrin et Lurton, 1994; Scalabrin *et al.*, 1996).

La Figure 3.14a montre l'évolution des valeurs d'amplitude d'un signal qui traverse verticalement un banc de poissons. Ce graphe, amplitude en fonction du temps (ou distance) est l'enveloppe temporelle du signal reçu après chaque émission du sondeur. L'étude des fluctuations d'amplitude du signal peut être réalisée par une méthode classique de traitement du signal de type analyseur de Fourier (Oppenheim *et al.*, 1983). Si le signal est caractérisé par des fluctuations de longue période, le résultat de l'analyse spectrale montrera une concentration d'énergie (ou d'information) dans les basses fréquences, à l'opposé, l'énergie sera concentrée dans la zone de haute fréquence du spectre si les fluctuations sont de courte période. Le graphe suivant (Figure 3.14b), représente la courbe du spectre de puissance résultant de l'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle.

Pace et Gao (1988) proposent une méthode d'analyse du spectre sous la forme de descripteurs traduisant le rapport des énergies contenues dans diverses bandes de fréquence. Cette méthode, utilisée pour l'analyse des signaux rétro-diffusés par le fond et acquis avec un sonar latéral, a permis d'obtenir des résultats intéressants quant à l'identification de la nature du fond marin. Malgré la nature empirique de la méthode proposée et l'absence d'une démonstration théorique, il paraît évident que le succès de cette méthode est dû à l'existence d'une corrélation entre les caractéristiques spatiales du microrelief du fond, la nature de celui-ci et la structure temporelle des échos rétro-diffusés.

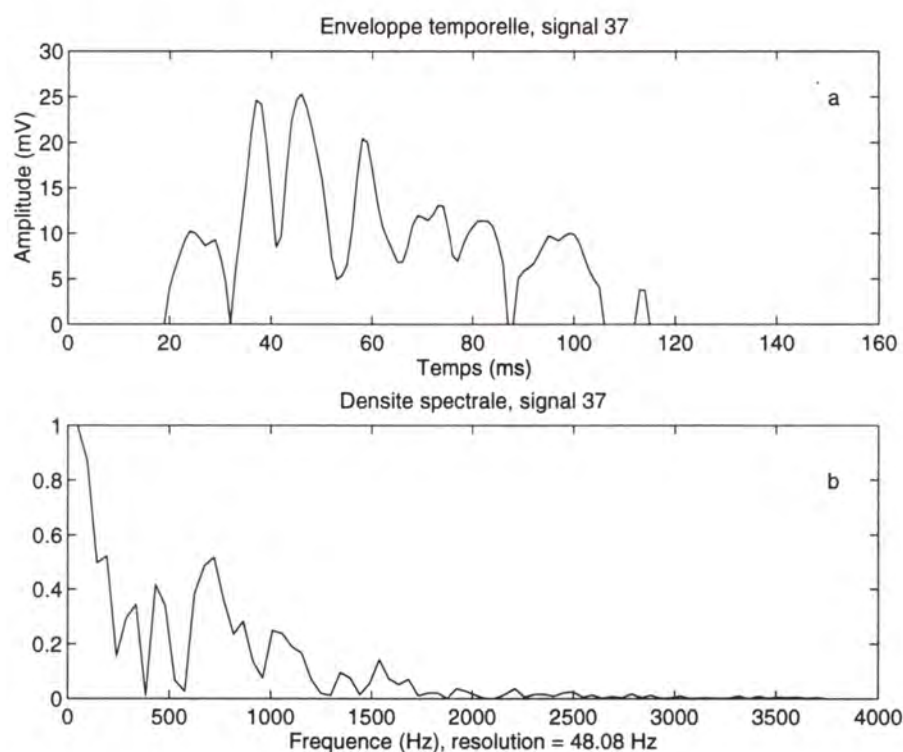


FIG. 3.14 - (a) Enveloppe temporelle du signal n° 37 d'un banc de sardines (nombre total de signaux rétro-diffusés par le banc égal à 106), le temps entre les extrémités de la courbe représente la hauteur du banc. (b) Densité spectrale résultante de l'analyse spectrale sur le même signal.

Cependant, le problème est nettement plus complexe dans le cas des signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons. D'abord la résolution d'un sonar latéral est meilleure que celle des sondeurs verticaux utilisés en halieutique, de par l'ouverture du faisceau ($2\theta_{3dB}$ égal à 1° pour le sonar contre typiquement 10° pour les sondeurs) et la durée d'impulsion (τ égale à $0,1\text{ ms}$ pour le sonar contre 1 ms pour les sondeurs). Ensuite, la structure des échos n'est pas comparable: dans le cas du sonar, la bande de fond marin insonifiée est virtuellement constante d'une émission à l'autre et définie uniquement en fonction de la configuration géométrique et des caractéristiques du sonar alors que, dans le cas de l'insonification d'un banc par un sondeur vertical, la dimension de l'écho du banc de poissons est fondamentalement définie par la taille du banc elle-même.

Donc, seulement les bancs les plus grands, représentés par un nombre élevé de signaux rétro-diffusés et surtout une hauteur importante capable de produire un écho de durée raisonnable, peuvent être traités par cette méthode. Ce facteur constitue certainement la contrainte majeure pour l'analyse spectrale des signaux de bancs. La procédure décrite ci-dessous a été développée afin d'adapter les signaux de bancs à la méthode d'analyse spectrale utilisée par Pace et Gao (1988).

La méthode de sélection, basée sur les descripteurs de l'aspect énergétique des bancs et présentée dans la section 3.2.1, a permis de traiter les bancs les plus représentatifs en

ce qui concerne la taille et le nombre de signaux rétro-diffusés. Quant à la durée du signal, correspondant à la hauteur du banc au moment de l'émission, chaque enveloppe temporelle a été analysée et rejetée lorsque le nombre de valeurs d'amplitude était inférieur à 50. Cette hauteur minimale de 5 m, pour une fréquence d'échantillonnage égale à 7 500 Hz, correspond à une enveloppe temporelle d'une durée de 6,7 ms

Si l'enveloppe d'un signal de courte durée (6,7 ms) est associée à une distribution gaussienne (pour un seuil de signification α de 5%), alors la durée moyenne correspondant à une diminution de 6 dB par rapport au maximum est de 3,2 ms et la largeur de bande spectrale correspondant est de 300 Hz centrée à 0 Hz. Ceci signifie que la partie du spectre en dessous de la limite de 150 Hz produit seulement de l'information concernant la durée et la forme générale de l'écho, donc liées à la géométrie du banc, et ne doit pas être retenue dans l'analyse spectrale, dont l'objet est d'accéder aux caractéristiques des fluctuations fines et rapides du signal, supposées représenter le comportement relatif aux diffuseurs individuels. Afin d'avoir une marge de sécurité plus importante, cette limite de 150 Hz a été portée à 300 Hz, correspondant à une diminution de 26 dB et une hauteur minimale de 5 m. Cette contrainte a provoqué l'élimination d'un grand nombre de bancs et seulement 23 bancs de sardine, 14 bancs d'anchois et 19 bancs de chinchard ont pu être étudiés.

Finalement, pour un banc donné, les enveloppes temporelles des signaux retenus pour l'analyse sont celles correspondant à la partie centrale du banc et présentant plus de 50 valeurs d'amplitude. Pour chaque enveloppe temporelle S_t , le spectre de puissance S_f est calculé à partir d'un algorithme de transformée rapide de Fourier⁴. Le spectre de puissance est ensuite modifié par une transformation logarithmique, selon l'expression proposée par Pace et Gao (1988):

$$S_{\log}(f) = \log\left(\frac{\Lambda S(f)}{S_{\max}(f)} + 1\right) / \log(\Lambda + 1) \quad (3.26)$$

où Λ est un paramètre d'échelle, ici égal à 10^3 . Le spectre de puissance $S_{\log}(f)$ (Figure 3.14b) de chaque enveloppe temporelle est finalement utilisée afin de calculer les descripteurs spectraux.

Pour comparer le spectre de puissance des signaux de différentes espèces, l'énergie contenue dans plusieurs bandes de fréquence a été calculée et normalisée par l'énergie contenue dans la moitié supérieure du spectre, pour former neuf descripteurs selon l'expression suivante:

$$DF_i = \int_{f_{i,\min}}^{f_{i,\max}} S_{\log}(f) df / \int_{f_{NYQ/2}}^{f_{NYQ}} S_{\log}(f) df \quad (3.27)$$

où $f_{i,\min}$ et $f_{i,\max}$ sont, respectivement, les bornes inférieure et supérieure de la bande de fréquence analysée et f_{NYQ} est la fréquence de Nyquist, ici égale à 3 750 Hz. Le Tableau 3.11 fournit la liste de descripteurs spectraux et les bandes de fréquence correspondantes et la Figure 3.15 illustre la position de ces bornes dans la courbe de densité spectrale pour un signal rétro-diffusé.

4. L'algorithme FFT de Matlab.

Le choix des bandes de fréquence est empirique et ne découle que d'une analyse préliminaire de la forme de la densité spectrale, permettant de les définir selon les conditions les plus favorables pour la méthode.

TAB. 3.11 - Bornes inférieure et supérieure utilisées afin de définir la bande de fréquence du spectre de puissance correspondant à chaque descripteur spectral.

DESCRIPTEUR	f_{min} Hz	f_{max} Hz
DF_1	300	750
DF_2	300	1 313
DF_3	300	1 875
DF_4	750	1 313
DF_5	750	1 875
DF_6	1 313	1 875
DF_7	1 313	2 437
DF_8	1 875	2 437
DF_9	1 625	2 125

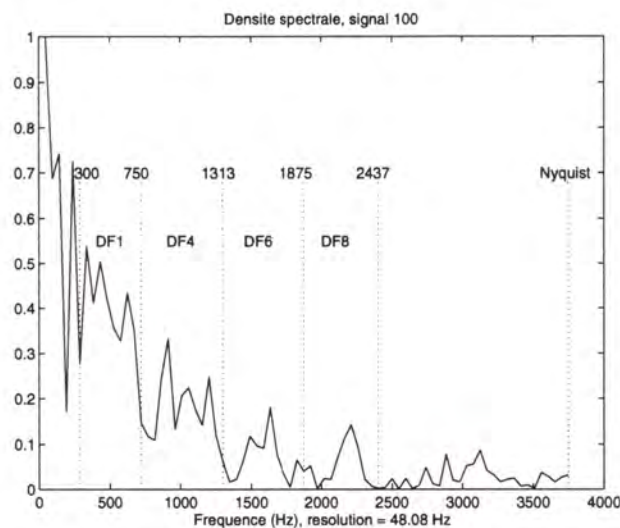


FIG. 3.15 - Représentation de la position des bornes de fréquence dans la courbe de densité spectrale pour le calcul de descripteurs.

Pace et Gao (1988) utilisent un spectre de puissance résultant de la moyenne de plusieurs signaux afin de calculer les descripteurs spectraux. Cependant cette opération n'est pas possible dans le cas présent, puisque le nombre de signaux rétro-diffusés par un banc peut être très limité. Par ailleurs, la variabilité des spectres individuels est beaucoup plus importante que dans le cas des échos de fond. La solution adoptée consiste à calculer les descripteurs spectraux correspondant à chaque enveloppe temporelle, puis à déterminer la valeur moyenne de chaque descripteur lorsque l'analyse du banc est finie.

Si les fluctuations observées dans l'enveloppe temporelle des signaux des différentes espèces présentent une structure déterminée par l'organisation des poissons dans le banc, et si, comme il est possible de le supposer, cette organisation est fonction de l'espèce, alors l'énergie contenue dans les diverses bandes de fréquence devrait permettre de caractériser les espèces.

La Figure 3.16 présente les *box plot* de la distribution des valeurs de neuf descripteurs spectraux calculés à partir des signaux de bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Les bancs de merlan bleu ont été écartés de l'analyse puisque l'observation préliminaire des résultats a montré une dispersion trop élevée de la valeur de leurs descripteurs.

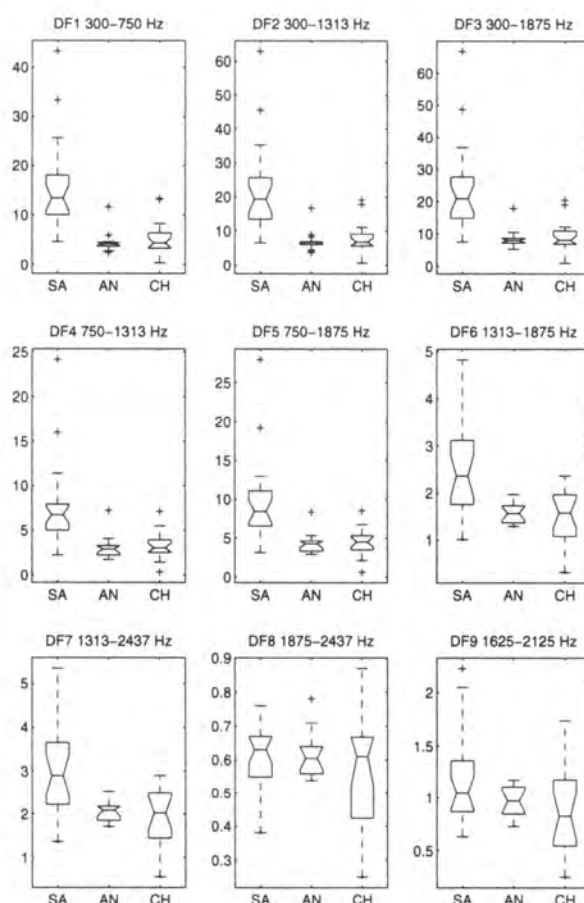


FIG. 3.16 - *Box plot* de la distribution des valeurs de neuf descripteurs spectraux de l'enveloppe temporelle des signaux de bancs par espèce. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard.

La Figure 3.17 présente la distribution des bancs analysés dans le plan formé par les descripteurs DF_3 et DF_6 correspondant, respectivement, à l'énergie moyenne relative contenue dans les intervalles de fréquence [300, 1875] et [1313, 1875] des spectres de puissance. Ainsi, DF_3 exprime le ratio de puissance entre les basses et les hautes fréquences de la première moitié du spectre, alors que DF_6 caractérise l'influence de la bande de fréquence centrale.

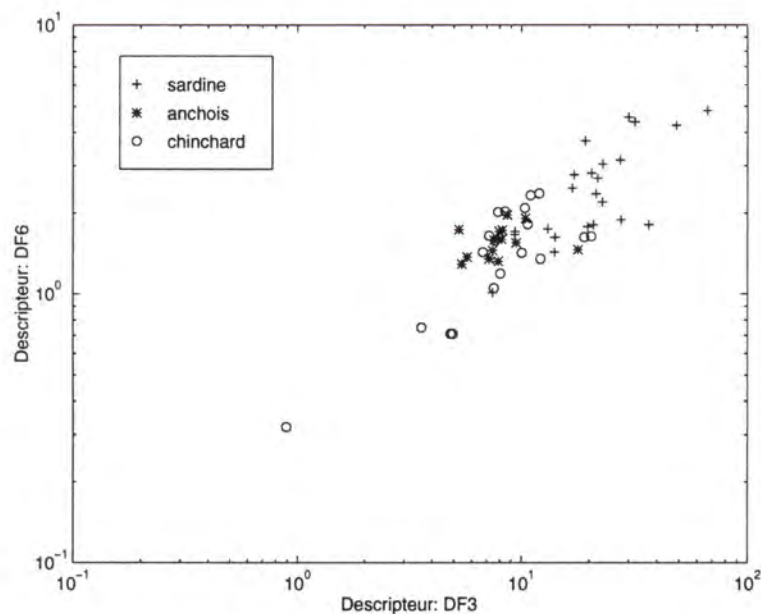


FIG. 3.17 - Distribution des bancs analysés dans le plan formé par les descripteurs spectraux DF_3 et DF_6 correspondant, respectivement à l'énergie moyenne contenue dans les bandes de fréquence 300-1875 Hz et 1313-1875 Hz des spectres de puissance. Sardine: (+). Anchois: (o). Chinchard: (*). Les bancs de merlan bleu n'y s'ont pas représentés puisque leurs valeurs se trouvent dispersées tout au long du nuage de points.

Les résultats obtenus par l'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés peuvent être ainsi résumés:

1. L'enveloppe temporelle des signaux de bancs de merlan bleu ne présente pas une structure caractéristique, puisque l'étendue de la distribution des valeurs des descripteurs spectraux pour cette espèce est plus importante et recouvre celles des autres espèces.
2. Il est possible de considérer l'espèce comme un déterminant important de la structure de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par les bancs dans le cas de la sardine, de l'anchois et du chinchard. Cette tendance peut être vérifiée par l'analyse de la Figure 3.17, où les bancs de sardine sont associés aux valeurs élevées des descripteurs spectraux, tandis que les bancs de chinchard le sont aux faibles valeurs. Les bancs d'anchois se trouvent dans une plage intermédiaire où se superposent aussi les distributions de deux autres espèces.
3. La dispersion intra-spécifique de la distribution des valeurs de descripteurs est assez importante en ce qui concerne le chinchard et la sardine, mais plus limitée pour l'anchois. Néanmoins, la discrimination entre les bancs de sardine et de chinchard semble intéressante.
4. Pour les trois espèces, la plus importante concentration d'énergie se trouve dans les basses fréquences entre 300 Hz et 1 875 Hz soit la moitié de la

fréquence de Nyquist. Elle est particulièrement présente dans la bande de fréquence correspondant au descripteur DF_1 (300-750 Hz). Globalement, les bancs de sardine présentent les valeurs les plus élevées pour les descripteurs de cette première moitié du spectre. Cette tendance commence à s'inverser à partir de la deuxième moitié du spectre (entre 1 875 Hz et la fréquence de Nyquist), où le niveau d'énergie est plus élevé pour les bancs de chinchard, suivis des bancs d'anchois, que pour les bancs de sardine (Figure 3.16). Ceci explique la discrimination entre les bancs de chinchard et les bancs de sardine, mais aussi la position intermédiaire des bancs d'anchois.

L'information discriminante sur les espèces obtenue par cette méthode est plus limitée que celle obtenue par Pace et Gao (1988) pour caractériser la nature du fond. Malgré les précautions prises pour l'adaptation et la validité de l'analyse des enveloppes temporelles, il semble y avoir une incompatibilité entre le processus d'acquisition et les ordres de grandeur caractérisant le comportement grégaire des poissons.

Le nombre de signaux représentatifs et qui peuvent être utilisés pour l'identification de la nature du fond est très supérieur à celui des bancs de poissons. De même, la durée des signaux du fond est plus importante que celle des signaux de bancs, favorisant l'utilisation des méthodes de traitement du signal pour l'analyse des caractéristiques du fond. Un autre aspect plus favorable aux travaux sur la nature et l'identification des fonds marins concerne la vérité terrain. Les bancs de poissons sont des phénomènes éphémères et dynamiques, pour lesquels la vérité terrain est tributaire d'un grand nombre d'aléas (cf. Chapitres 2 et 4), alors que le fond est stable et immobile permettant une connaissance plus riche et certaine de ses caractéristiques. En outre, la nature biologique des bancs de poissons est plus complexe que la nature physique des sédiments.

Si la structure des fluctuations de l'enveloppe temporelle est en partie déterminée par le facteur spécifique, comme le démontrent les résultats obtenus, le recouvrement important de la distribution des valeurs des descripteurs spectraux limite les perspectives d'utilisation de cette méthode pour l'identification acoustique des espèces.

3.2.3 Analyse de la distribution des valeurs d'amplitude

Empiriquement, les chercheurs et les pêcheurs se sont aperçus que la noirceur du trait associée à une détection de banc, ou, de nos jours, les couleurs utilisées pour créer les images et les échogrammes, semblent contenir une d'information discriminante sur les espèces. Cet attribut est associé à l'énergie acoustique rétro-diffusée par un groupe de poissons.

Théoriquement, il est aisé de justifier le potentiel discriminant de cet attribut puisque l'énergie rétro-diffusée est fonction de l'indice de rétro-diffusion des poissons insonifiés et de la densité de poissons à l'intérieur du banc (Dragesund et Olsen, 1965; Midttun et Nakken, 1968, Clay et Medwin, 1977; Urick, 1983). Or, l'espèce peut être un déterminant important du comportement de ces deux facteurs. D'abord, la distribution des valeurs de l'indice de rétro-diffusion dépend de certaines caractéristiques anatomiques, du comportement et de la taille des poissons insonifiés (cf. Chapitre 4). Ensuite, la densité de poissons

à l'intérieur d'un banc peut aussi être fonction de l'espèce, conformément aux études réalisées en laboratoire avec des bancs de poissons (Pitcher et Partridge, 1979).

Si les bancs peuvent être caractérisés par des valeurs de densité et d'indice de rétro-diffusion différents selon les espèces, la distribution des valeurs de l'énergie rétro-diffusée reflète alors l'ensemble des combinaisons possibles de ces deux facteurs. Ainsi, pour un banc donné, l'énergie moyenne seule est insuffisante pour décrire de façon isolée l'influence de chacun des facteurs. Par contre, l'hypothèse émise par Giryn *et al.* (1979) d'une possible conservation de l'information utile sur la nature des diffuseurs dans les moments statistiques d'ordre supérieur de la distribution des amplitudes des signaux est très plausible.

Cette hypothèse a été partiellement vérifiée par les résultats présentés dans le sous-chapitre 3.1 sur l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs. En effet, certaines espèces comme la sardine et l'anchois montrent des différences significatives quant à la valeur de la moyenne et de l'écart-type de la distribution des valeurs d'amplitude des enveloppes temporelles. Cependant, ces descripteurs sont insuffisants pour discriminer les bancs de chinchard et de merlan bleu de bancs des autres espèces. Trois facteurs liés à la méthodologie utilisée peuvent être évoqués afin d'expliquer cette insuffisance:

- le calcul de ces descripteurs, tel que réalisé, prend en compte l'ensemble des signaux rétro-diffusés par le banc, alors que les signaux dégradés sont une source importante de variabilité d'origine instrumentale, pouvant contribuer à des représentations inégales d'une même réalité ou à une représentation similaire de différentes réalités (cf. §3.2.1 et Chapitre 4). Ce phénomène est d'autant plus important que la profondeur où se situe le banc est importante, ce qui est bien souvent le cas pour les bancs de merlan bleu et de chinchard;
- l'indépendance statistique des valeurs d'amplitude n'est pas respectée puisque les enveloppes temporelles sont sur-échantillonnées (cf. §3.2.1);
- les deux seuls premiers moments de la distribution des valeurs d'amplitude peuvent ne pas refléter toute l'information discriminante conservée dans le signal.

Ces questions sont à la base du retraitement des fichiers de données brutes avec VENTANA (cf. §3.2.1 et Annexe C), pour envisager une analyse plus complète de la distribution des valeurs d'amplitude des enveloppes temporelles. Ainsi, il a été possible d'adopter partiellement, dans le cadre de cette analyse (Scalabrin et Lurton, 1994; Scalabrin *et al.*, 1996), la démarche utilisée par Delignon (1993) pour caractériser l'état de la surface de la mer à partir des images radar.

Cette démarche consiste d'abord à déterminer quelle loi statistique peut le mieux décrire la distribution empirique des valeurs d'amplitude des bancs, ensuite à estimer les paramètres de la fonction de répartition de cette loi à partir des distributions empiriques. Il suffirait alors de comparer une nouvelle fonction de répartition empirique, pour laquelle l'espèce n'est pas connue, avec les fonctions de répartition estimées de chaque espèce. Le nom de l'espèce correspondant à la fonction s'ajustant au mieux serait ainsi attribué à cette nouvelle observation. La solution idéale, en ce qui concerne l'identification acoustique des espèces, serait de pouvoir associer à chaque espèce une loi de structure statistique très

différente, ou, à défaut de cela, si les distributions empiriques suivent une même loi, serait que les paramètres estimés caractérisant les fonctions de répartition soient différents en fonction des espèces.

Lorsque aucune hypothèse n'est faite sur la structure statistique d'une variable, l'utilisation du graphe de Pearson (Stuart et Ord, 1987) permet de déterminer rapidement quel type de loi statistique peut s'ajuster au mieux à la distribution empirique des valeurs de cette variable. Ce graphe permet de visualiser dans le plan formé par les coefficients d'asymétrie, $\sqrt{\beta_1}$, et d'aplatissement, β_2 , une famille des fonctions de densité nommée système de distribution de Pearson (Figure 3.18).

La majorité des fonctions de densité fréquemment utilisées sont des cas particuliers ou peuvent être approchées par cette grande famille. Ainsi, les lois de Laplace-Gauss et de Rayleigh sont représentées par des points dans le graphe de Pearson, puisque ces lois sont caractérisées par une unique valeur, tant pour le coefficient d'asymétrie que pour le coefficient d'aplatissement. La loi de Weibull et la loi lognormale y sont représentées par des courbes, alors que les lois du système de Pearson y sont représentées par des surfaces.

Les valeurs $\sqrt{\beta_1}$ et β_2 pour les lois représentées dans la Figure 3.18 ont été calculées par:

$$\text{Laplace - Gauss : } \sqrt{\beta_1} = 0 \text{ et } \beta_2 = 3 \quad (3.28)$$

$$\text{Rayleigh : } \sqrt{\beta_1} = 0,63 \text{ et } \beta_2 = 3,24 \quad (3.29)$$

$$\text{Lognormal : } \beta_2 = 3 + 1,78 (\sqrt{\beta_1})^2 \quad (3.30)$$

$$\text{Weibull : } \beta_2 = 2,7 + 1,5 (\sqrt{\beta_1})^2 \quad (3.31)$$

$$\text{Pearson type I limite inferieure : } \beta_2 = 1 + (\sqrt{\beta_1})^2 \quad (3.32)$$

$$\text{Pearson type I limite superieure : } \beta_2 = 3 + 1,5 (\sqrt{\beta_1})^2 \quad (3.33)$$

La distribution de Pearson de type I correspond à la loi bêta de première espèce. Cette loi étant caractérisée par deux paramètres de forme, p et q , un ensemble important de distributions peuvent lui être associées. Juste au dessus de sa limite inférieure, les distributions ne peuvent pas être unimodales, pouvant présenter plusieurs formes: celle d'un J, d'un L ou alors une forme en U. Juste au dessous de sa limite supérieure, les distributions sont unimodales présentant une forme en cloche comme la loi de Weibull, dont la loi de Rayleigh est un cas spécial. Lorsque $p = q = 1$ la loi bêta devient une loi uniforme et devient une loi normale lorsque $p \rightarrow \infty$ et $q \rightarrow \infty$. La courbe correspondant à sa limite supérieure est aussi celle de la distribution de Pearson de type III associée à la loi gamma, dont les lois exponentielle et normale sont des cas particuliers. La région VI, au dessus de la courbe de Pearson du type III, correspond à la loi bêta de deuxième espèce et la loi lognormale y est représentée puisque elle peut être approchée par cette loi.

Ainsi, le graphe de Pearson permet de caractériser un ensemble conséquent des lois statistiques les plus fréquemment utilisées, à partir de la valeur des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement. De la même manière, il est possible de rapporter sur ce graphe les valeurs des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement des distributions empiriques. Une analyse visuelle de la position des points empiriques sur le graphe permet d'indiquer quelle

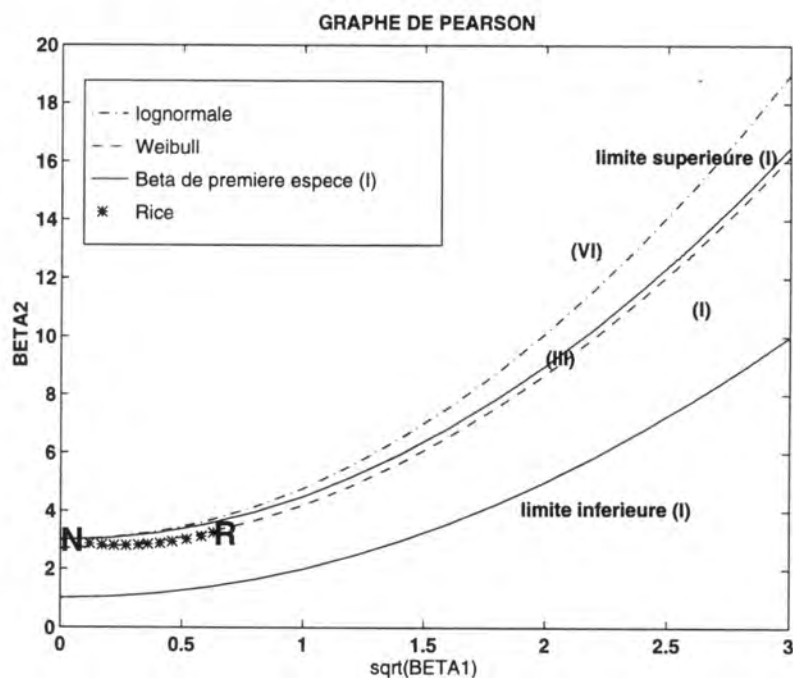


FIG. 3.18 - Le graphe de Pearson permet la visualisation d'une famille des fonctions de densité nommée système de distribution de Pearson sur le plan formé par le coefficient d'asymétrie (en abscisse) et par le coefficient d'aplatissement (en ordonnée). (I) et (VI) correspondent à des surfaces couvertes par quelques distributions du système de Pearson. Limites supérieure et inférieure de la distribution de Pearson de type I (-), loi lognormale (-.-), loi de Weibull (- -), loi de Rice (*), loi de Laplace-Gauss (N), loi de Rayleigh (R).

loi statistique pourrait le mieux s'ajuster à ces distributions.

Les coefficients d'asymétrie et d'aplatissement de la distribution empirique des valeurs d'amplitude de chaque banc, respectivement $\sqrt{b_1}$ et b_2 , sont calculés par:

$$\sqrt{b_1} = \frac{m_3}{(\sqrt{S})^3} \quad \text{et} \quad b_2 = \frac{m_4}{(\sqrt{S})^4} \quad (3.34)$$

où m_3 et m_4 sont, respectivement, les moments centrés d'ordre trois et quatre, et \sqrt{S} l'écart-type de la distribution empirique des valeurs d'amplitude.

La Figure 3.19 illustre la position de la distribution empirique des valeurs d'amplitude des bancs de chaque espèce sur le graphe de Pearson (80 bancs de sardine, 91 bancs d'anchois, 84 bancs de chinchard et 41 bancs de merlan bleu). L'analyse visuelle de résultats présentés dans la Figure 3.19 permet d'établir les remarques suivantes:

1. La répartition des bancs est très étendue allant de la limite inférieure de la distribution de Pearson de type I jusqu'à la courbe correspondant à la loi lognormale (région VI de Pearson), et ceci est valable pour toutes les espèces.
2. Aucune loi particulière ne semble caractériser les espèces individuellement, sauf la

loi bêta de première espèce qui couvre la répartition de tous les bancs. De plus, peu de distributions empiriques semblent correspondre à une loi de Rayleigh.

3. Les bancs localisés dans les extrêmes de leur répartition, autrement dit, ceux présentant des valeurs faibles ou élevées pour les deux coefficients, sont souvent des bancs où le nombre de valeurs d'amplitude utilisé pour les calculs est inférieur au nombre moyen de valeurs d'amplitude des bancs. Donc, le nombre de valeurs d'amplitude est un facteur conditionnant en partie la dispersion des bancs sur le graphe.
4. La discrimination des espèces basée seulement sur les quatre premiers moments de la distribution empirique des valeurs d'amplitude ne semble pas faisable puisque aucune classe n'est bien définie sur le graphe de Pearson.

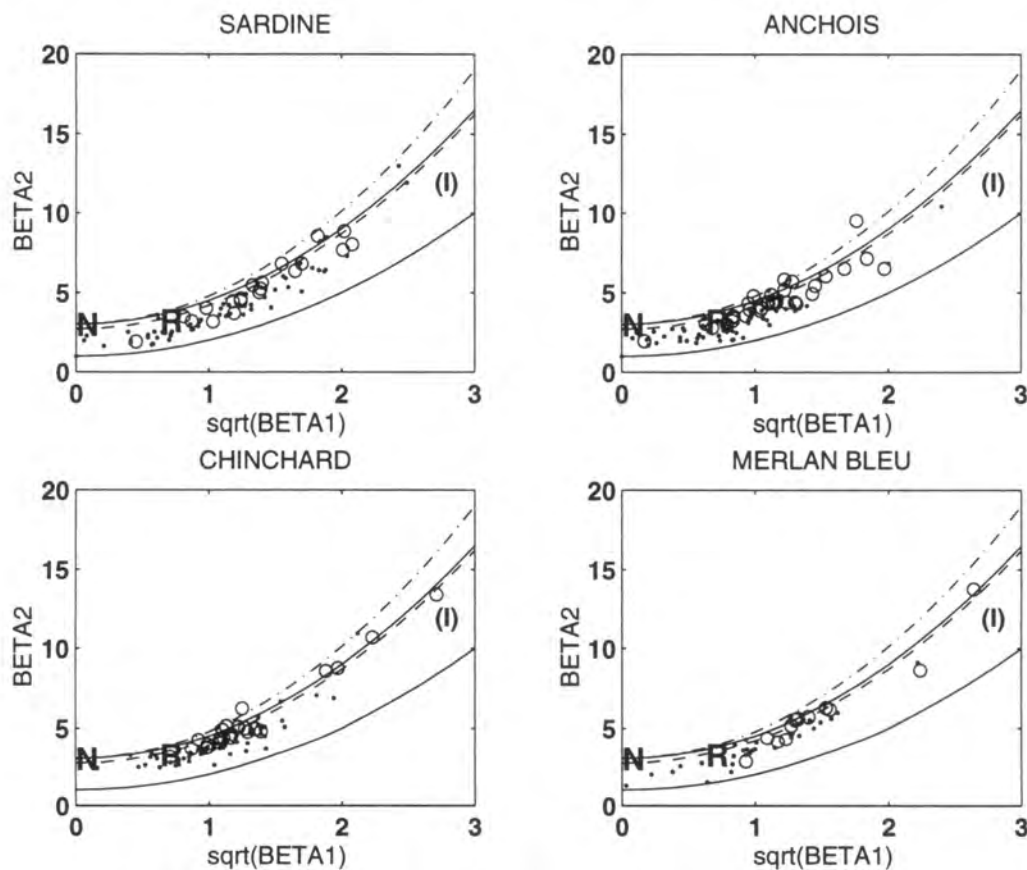


FIG. 3.19 - Répartition des bancs dans le graphe de Pearson en fonction de la valeur du coefficient d'asymétrie (en abscisse) et du coefficient d'aplatissement (en ordonnée). Les bancs présentant un nombre n_a inférieur au nombre moyen \bar{n}_a des valeurs d'amplitude, calculé à partir de l'ensemble des bancs de chaque espèce, sont signalés par (\cdot), lorsque $n_a \geq \bar{n}_a$ les bancs sont signalés par (\circ). (a) Sardine, $\bar{n}_a = 154$. (b) Anchois, $\bar{n}_a = 55$. (c) Chinchard, $\bar{n}_a = 312$. (d) Merlan bleu, $\bar{n}_a = 189$. Limites supérieure et inférieure de la distribution de Pearson de type I (-), loi lognormale (-.-), loi de Weibull (- -), loi de Laplace-Gauss (N), loi de Rayleigh (R).

Pour la suite de cette analyse, deux résultats sont importants. D'abord, le fait que peu de distributions empiriques correspondent à une loi de Rayleigh, alors que le modèle théorique utilisé comme référence pour l'évaluation acoustique de la biomasse repose sur cette hypothèse (cf. Chapitre 4). L'interprétation physique de ce résultat concerne la possibilité qu'une ou plusieurs hypothèses de base du modèle ne soient pas respectées. Ainsi, il est possible que le nombre de diffuseurs insonifiés à chaque instant ne soit pas suffisamment grand, que la densité moyenne de diffuseurs à l'intérieur du banc ne soit pas stable, ou alors que la taille de la cellule d'analyse ne soit pas assez constante.

Le deuxième résultat important pour la suite de cette analyse, concerne l'impossibilité d'associer les distributions empiriques à des lois de structure statistique différentes selon les espèces. Ainsi, seule la loi bêta de première espèce semble couvrir l'étendue de la répartition des bancs sur le graphe de Pearson pour toutes les espèces. Si les distributions empiriques suivent une loi du même type, il reste à espérer que les paramètres estimés caractérisant les fonctions de répartition soient différents en fonction de l'espèce.

Seules les distributions empiriques des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard ont été ajustées à la loi de Rayleigh et à la loi bêta de première espèce, puisque la difficulté majeure de l'identification est liée à la discrimination entre les bancs de chinchard et ceux de sardine et d'anchois. La qualité de cet ajustement a été vérifiée par un test d'adéquation du χ^2 , test mesurant la différence entre les fréquences observées et les fréquences espérées.

Cependant, des problèmes numériques peuvent apparaître avec l'utilisation de ce test lorsque la queue de la distribution empirique est éparse. Ainsi, le test du χ^2 a été appliqué sur les fonctions de distribution cumulées, tronquées au point de fréquence cumulée égale à 0,95, avec un seuil de signification α égal à 0,05 et un nombre de degrés de liberté correspondant au nombre de paramètres estimés de chaque ajustement et au nombre d'intervalles de fréquence utilisés.

La Figure 3.20 illustre l'ajustement de la distribution empirique des valeurs d'amplitude d'un banc de chacune des trois espèces à la loi bêta de première espèce et à la loi de Rayleigh, et le Tableau 3.12 présente les résultats pour l'ensemble des bancs analysés. La loi de Rayleigh ne semble pas être appropriée pour décrire les distributions empiriques. Ainsi pour 123 bancs analysés, sur un total de 136, l'hypothèse alternative ne peut pas être rejetée et ceci est valable pour toutes les espèces. La loi bêta de première espèce semble mieux adaptée puisque pour 100 bancs, sur un total de 136, l'hypothèse nulle peut être acceptée. Cette loi semble valable surtout pour les bancs de sardine et d'anchois.

Le point le plus important pour l'identification acoustique concerne la possibilité d'observer des différences entre les espèces à partir de la valeur estimée des paramètres obtenus par l'ajustement des fonctions de répartition. La loi bêta de première espèce est caractérisée par une fonction de répartition à quatre paramètres : p , q , a et b , où p et q sont associés à la forme et a et b à l'étendue de la distribution. Ainsi, en faisant l'ajustement statistique de chaque distribution empirique à une loi bêta, il a été possible de calculer un ensemble de paramètres p , q , a et b caractéristique de chaque espèce.

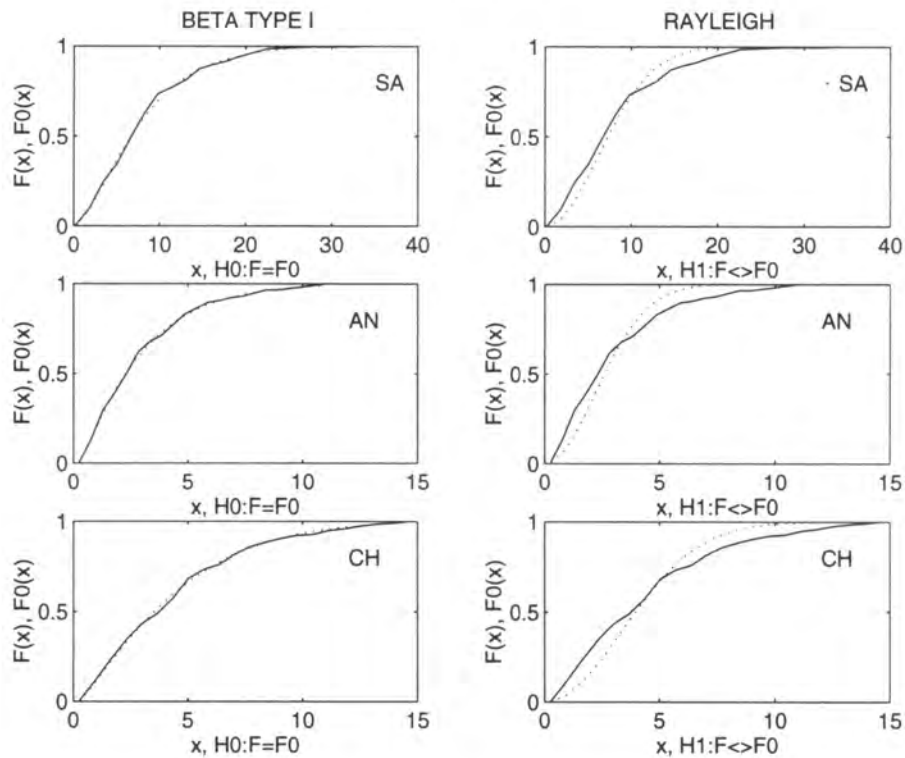


FIG. 3.20 - Exemples de résultat de l'ajustement de la fonction de répartition empirique des valeurs d'amplitude pour un banc de chaque espèce, $F_0(x)$ (—), à la fonction de répartition théorique, $F(x)$ (....), de la loi bêta de première espèce et de la loi de Rayleigh. ($H_0 : F = F_0$) signale les exemples où l'hypothèse nulle est acceptée; autrement dit, la différence entre les fréquences observées et les fréquences espérées ne sont alors pas significatives et la distribution empirique correspond à la loi testée. ($H_1 : F \neq F_0$) signale les exemples où l'hypothèse alternative ne peut pas être rejetée; la distribution empirique ne correspond alors pas à la loi testée. Résultats obtenus par un test d'adéquation du χ^2 avec un seuil de signification $\alpha = 0,05$. SA: sardine, AN: anchois et CH: chincharde.

La Figure 3.21 montre la moyenne et l'intervalle de confiance de l'estimation de ces paramètres pour la sardine, l'anchois et le chincharde. Aucune différence significative n'existe entre les espèces pour les paramètres \mathbf{b} et \mathbf{q} , néanmoins le paramètre \mathbf{p} peut être utile pour identifier les bancs de sardine et le paramètre \mathbf{a} les bancs d'anchois.

L'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude semble fournir des résultats intéressants dès l'instant où deux descripteurs peuvent être utilisés pour discriminer les trois espèces: le paramètre \mathbf{p} discrimine les bancs de sardine des bancs d'anchois et de chincharde, et le paramètre \mathbf{a} les bancs d'anchois des bancs de sardine et de chincharde. Ainsi, pour la première fois une réelle différence a été observée entre l'anchois et le chincharde.

La Figure 3.22 représente les rectangles formés par les intervalles de confiance de l'estimation de la valeur moyenne des paramètres \mathbf{a} et \mathbf{p} pour les trois espèces. **Il est possible d'observer que les espèces occupent des surfaces distinctes, avec des rectangles**

TAB. 3.12 - Résultats du test d'adéquation du χ^2 utilisé afin de vérifier la qualité de l'ajustement des distributions empiriques à la loi bêta de première espèce et à la loi de Rayleigh. N est le nombre de bancs analysés. Les résultats des colonnes ($H_0 : F = F_0$) représentent le nombre de bancs par espèce pour lesquels l'hypothèse nulle est acceptée avec un seuil de signification $\alpha = 0,05$. Les résultats des colonnes ($H_1 : F \ll F_0$) représentent le nombre de bancs par espèce pour lesquels l'hypothèse alternative ne peut pas être rejetée, autrement dit, la distribution des fréquences empiriques F_0 des valeurs d'amplitude ne peut pas y être ajustée par la distribution théorique F .

ESPECE	N	BETA TYPE I		RAYLEIGH	
		$H_0 : F = F_0$	$H_1 : F \ll F_0$	$H_0 : F = F_0$	$H_1 : F \ll F_0$
Sardine	39	32	7	2	37
Anchois	34	30	4	8	26
Chinchard	63	38	25	3	60
Total	136	100	36	13	123

qui ne se chevauchent pas à ce niveau d'incertitude. Ainsi, lorsque le nombre de valeurs d'amplitude d'un banc est suffisant pour l'ajustement et l'estimation des paramètres de la loi bêta de première espèce, l'utilisation du couple (a,p) permet d'envisager une discrimination efficace des trois espèces.

Le paramètre a représente la borne inférieure de la fonction de répartition des valeurs d'amplitude, et sa valeur est donc proche de la limite de détection du système. La limite de détection, concernant les données ici utilisées, correspond à une limite artificielle de l'ordre de -60 dB, niveau minimum de détection calculé afin de permettre la comparaison de données issues des différentes configurations instrumentales (cf. Chapitre 2). En réalité, lorsque cette limite peut être fixée à un niveau inférieur, il est possible que les valeurs du paramètre a pour les bancs d'anchois soient encore plus faibles, améliorant les perspectives de discrimination.

Le paramètre p , conjugué au paramètre q , indique la forme de la distribution des valeurs d'amplitude. Lorsque $0 < p < 1$ et $q > 1$, la distribution présente une forme en L et est probablement exponentielle. Cette configuration caractéristique des bancs de sardine est différente de celles des autres espèces où p est voisin ou supérieur à 1 (Figure 3.21).

Le nombre élevé de valeurs d'amplitude requis par cette analyse constitue sa faiblesse puisque seuls les plus grands bancs détectés peuvent s'y prêter. Néanmoins, lorsque ce nombre est suffisant, l'information additionnelle fournie par cette méthode peut être utilisée afin de confirmer ou de rejeter les résultats de l'identification obtenus par d'autres méthodes.

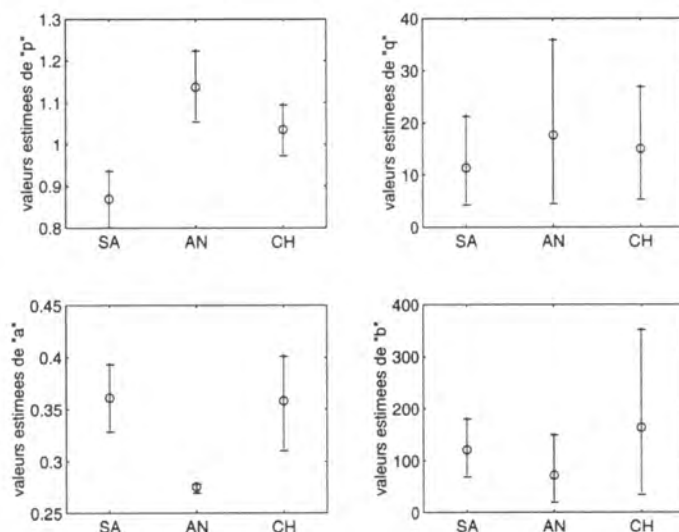


FIG. 3.21 - Valeur estimée de la moyenne (o) et intervalle de confiance, calculé avec un niveau de confiance de 90%, des paramètres p , q , a et b de la loi bêta de première espèce. L'estimation a été réalisée à partir de la valeur des paramètres correspondant aux fonctions de répartition ajustées lorsque l'hypothèse nulle était acceptée, conforme les résultats présentés dans le Tableau 3.12. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard.

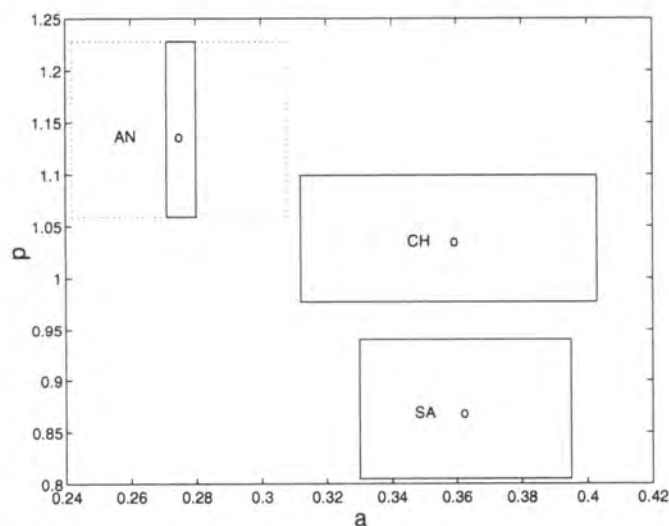


FIG. 3.22 - Représentation de la valeur estimée de la moyenne (o) et intervalle de confiance, calculé avec un niveau de confiance de 90%, sur le plan formé par les paramètres a et p de la loi bêta de première espèce pour les trois espèces considérées. Lorsque le nombre de valeurs d'amplitude d'un banc est suffisant pour l'ajustement et l'estimation des paramètres, le couple (a,p) permet d'envisager une discrimination efficace des trois espèces. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. (...) correspond à un intervalle d'estimation plus réaliste de la valeur du paramètre a pour l'anchois.

3.3 Analyse de la distribution spatiale des bancs

Trois méthodes d'extraction de descripteurs ont été présentées précédemment: l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs (cf. sous-chapitre 3.1), l'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc et l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude à l'intérieure d'un banc (cf. sous-chapitre 3.2). L'objectif de ces méthodes était de rechercher un ensemble de descripteurs discriminants qui puissent être calculés immédiatement après la détection d'un banc en temps réel, sans prendre en compte les événements passés ou futurs susceptibles d'influencer l'occurrence et le comportement de ce banc, autrement dit sans prendre en compte l'influence de la présence d'autres bancs dans son voisinage.

L'observation des échogrammes enregistrés pendant les chalutages monospécifiques semble indiquer que la façon dont les bancs occupent l'espace varie en fonction de l'espèce. La Figure 3.23 illustre un exemple de distribution spatiale caractéristique de chaque espèce où les points correspondent au barycentre des bancs acoustiques détectés. Une analyse visuelle rapide de cette figure montre que la distance entre les bancs acoustiques semble plus faible pour la séquence des bancs d'anchois que pour les séquences de sardine ou de chinchard. Par conséquent, il est possible que la densité des bancs ou l'importance de l'espace vide autour des bancs puissent aussi être des facteurs discriminants des espèces. Ces facteurs seraient capables d'exprimer des différences dans le comportement grégaire de chaque espèce.

La prise en compte du voisinage des bancs et de leur répartition dans l'espace échantillonné constitue l'objet de ce sous-chapitre consacré à l'analyse de la distribution spatiale des bancs. La méthode qui sera développée doit permettre de quantifier cette information et de vérifier son pouvoir discriminant (Scalabrin *et al.*, 1996).

3.3.1 Méthodologie

La connaissance précise de la position de chaque banc à l'intérieur d'une séquence-chalutage constitue le point clé de l'extraction de descripteurs permettant l'analyse de la distribution spatiale des bancs. Le logiciel MOVIES-B attribue à chaque banc une position géographique et une valeur de loch correspondant à la distance parcourue à partir d'un point initial choisi par l'utilisateur.

Cependant, les valeurs de la position géographique et du loch sont réinitialisées à chaque dixième de mille seulement, ainsi tous les bancs qui se trouvent à l'intérieur de cet intervalle de distance de 185,2 m ne peuvent pas être séparés ni par leur position ni par leur loch. Ce manque de précision en distance et en positionnement géographique limite toute perspective d'analyse de la distribution spatiale des bancs puisque la résolution est incompatible avec l'ordre de grandeur du phénomène à étudier (10^2 contre 10^0). En outre, il empêche le calcul exact des distances entre les bancs.

Afin de pallier cette difficulté, les fichiers de données de chaque chalutage monospécifique ont été traités par une version spéciale de l'utilitaire VENTANA (cf. Annexe C) permettant la création de deux fichiers. Le premier, binaire codé en huit bits, récupère

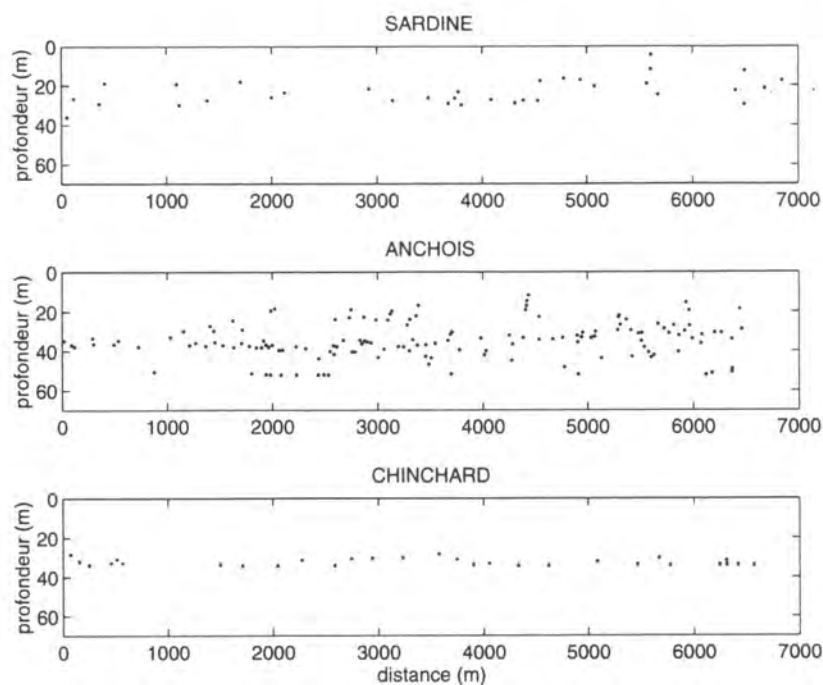


FIG. 3.23 - Distribution spatiale des coordonnées du barycentre des bancs pendant un chalutage monospécifique. La profondeur du fond est de 46 m pour la sardine, 68 m pour l'anchois et 48 m pour le chinchard. Ces bancs ont été potentiellement capturés par un chalut pélagique avec une ouverture verticale de 22 m. La distance moyenne entre les bancs et la densité de bancs semblent être corrélées avec l'espèce.

la matrice de valeurs d'amplitude où les lignes correspondent à la hauteur de la colonne d'eau, entre la surface et le fond, et les colonnes aux signaux rétro-diffusés entre le début et la fin de la séquence où se situe le chalutage. Ce fichier permet d'appliquer aux données des algorithmes de traitement d'image capables d'extraire des descripteurs caractérisant la distribution spatiale des bancs. Le deuxième fichier sauvegarde les valeurs de distance parcourue entre les émissions. Ces valeurs de distance en mètres permettent de recalculer les distances en pixels fournies par les algorithmes de traitement d'image.

La matrice des valeurs d'amplitude sauvegardée dans le fichier binaire a été traitée par un logiciel d'analyse d'images (OptilabTM/24 2.1) avec le protocole suivant:

- Filtrage non linéaire par deux itérations successives d'un filtre médian de taille 5 par 5. Cette opération permet d'éliminer le bruit et les échos parasites.
- Détection des objets, en l'occurrence les bancs ayant un nombre de pixels supérieur à trente⁵. Ceci permet d'homogénéiser la surface minimale des bancs qui seront retenus pour l'extraction des descripteurs avec celle utilisée pour l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs (cf. §3.1.2).

5. L'image est constituée d'objets (groupes de points ou pixels de niveau de gris égal ou supérieur à 1) et du fond (pixels à 0). Le critère de contiguïté entre les points est le 4-voisinage: un pixel à quatre voisins. On ne garde dans l'image que les objets ayant au moins 30 points.

- Mesure des objets. Cette opération permet d'extraire un ensemble de descripteurs tels que la taille, la morphologie et l'énergie des objets détectés, en particulier, la position en pixels du barycentre de chaque banc.
- Binarisation, par attribution de la valeur 1 à toutes les valeurs positives d'amplitude (celles correspondant aux bancs) et de la valeur 0 au fond de l'image.
- Etiquetage des bancs. Chaque banc d'une séquence se voit attribuer une valeur de 1 à 255 correspondant à son identifiant (étiquette).
- Segmentation. Consiste à dilater simultanément le contour des bancs étiquetés par des itérations successives jusqu'au moment où les contours des bancs voisins se touchent et les surfaces ainsi dilatées occupent toute la surface de l'image.

Le résultat de cet ensemble d'opérations a permis d'obtenir de nouveaux descripteurs (Figure 3.24), dont il est espéré qu'ils soient capables de quantifier les différences de distribution spatiale observées:

1. Les distances moyennes aux deux plus proches voisins jusqu'aux huit plus proches voisins (NND_2 à NND_8). Ces distances sont calculées à partir des coordonnées en pixels du barycentre de chaque banc et recalées à partir du vecteur des distances réelles entre les émissions.
2. La densité de bancs ou le nombre de bancs détectés par kilomètre pendant la séquence-chalutage étudiée.
3. La zone relative d'influence d'un banc (IAR). Ce dernier descripteur est en réalité un indice, résultat du rapport entre l'aire du banc, telle que mesurée au moment de la détection, et l'aire de la zone d'influence, telle que mesurée par la segmentation. Comme rappel, l'aire de la zone d'influence est obtenue par une série de dilatations successives de l'aire du banc, jusqu'au point où la frontière externe du banc dilaté est entièrement en contact avec les frontières des autres bancs dilatés simultanément. Le calcul de la zone d'influence permet la comparaison entre les espèces seulement lorsque la hauteur de la colonne d'eau considérée est similaire entre les matrices. Ce descripteur pourrait décrire le besoin d'espace vital associé au comportement dynamique des bancs de chaque espèce.



FIG. 3.24 - Schéma de calcul des descripteurs de la distribution spatiale des bancs obtenus par le traitement d'image. La figure à gauche correspond à l'image des bancs obtenue à partir des données acoustiques; la figure au centre montre, après étiquetage, le calcul de la distance moyenne aux deux plus proches voisins; et la figure à droite montre l'image obtenue pour le calcul de la zone d'influence de chaque banc.

3.3.2 Analyse des résultats

Du fait de la complexité de la méthodologie décrite ci-dessus, seules les séquences présentant un faible niveau de bruit et un nombre des bancs supérieur à cinq ont été sélectionnées pour cette analyse. Ainsi, cette méthodologie a été appliquée à 34 séquences correspondant à des chalutages monospécifiques, dont 12 de sardine, 11 d'anchois et 11 de chinchard.

Les résultats obtenus à partir de l'analyse de ces 34 séquences sont présentés dans le Tableau 3.13 et visualisés dans la Figure 3.25. Afin de faciliter la comparaison avec le descripteur de la densité de bancs, les valeurs des descripteurs NND_2 et IAR utilisées correspondent à la valeur moyenne caractérisant chaque séquence. Dans leur cas, la moyenne d'une séquence est obtenue à partir des valeurs calculées individuellement pour chaque banc, alors que la densité exprime simplement le nombre moyen de bancs par kilomètre, calculé à partir du nombre total de bancs en fonction de la longueur de la séquence.

TAB. 3.13 - Moyenne et écart-type de la distribution des valeurs de descripteurs de voisinage. N correspond au nombre de séquences monospécifiques analysées. La distance moyenne aux deux plus proches voisins, NND_2 , est exprimée en m . La densité est exprimée en nombre de bancs par kilomètre. L'indice de la zone d'influence, IAR , est exprimée en pourcentage. Une valeur faible de cet indice signifie que l'aire du banc est relativement petite comparée à l'espace vide qui l'entoure. Ce descripteur est seulement calculé lorsque la hauteur de la colonne d'eau est similaire entre les séquences, ce qui explique la réduction du nombre de chalutages analysés.

ESPECE	NND_2 (m)			DENSITE (nb.b. km ⁻¹)			IAR (%)		
	N	\bar{x}	$\sqrt{S_x}$	N	\bar{x}	$\sqrt{S_x}$	N	\bar{x}	$\sqrt{S_x}$
Sardine	12	160	80	12	11	4	12	1,3	0,9
Anchois	11	69	67	11	47	32	3	4,5	3,8
Chinchard	11	95	51	11	20	9	6	3,4	1,9
Total	34	109	77	34	26	24	21	2,4	2,3

Etant donné le comportement similaire des sept descripteurs de la distance moyenne aux plus proches voisins, seuls les résultats concernant la distance moyenne aux deux plus proches voisins, NND_2 , seront présentés. Les valeurs élevées de la distance moyenne aux deux plus proches voisins obtenues pour les séquences de sardine et les valeurs plus faibles obtenues pour les séquences d'anchois (Figure 3.25a) correspondent bien à l'analyse empirique des échogrammes (Figure 3.23).

Pour la sardine, le mode de la distribution du descripteur NND_2 se situe à 121 m , alors que celui de l'anchois se situe à 17 m et celui du chinchard se situe dans une position intermédiaire à 52 m (Figure 3.25a). Malgré l'écart entre les trois espèces, une zone im-

portante de recouvrement peut être observée puisque les distributions sont asymétriques à droite. Ainsi, toute l'étendue de la distribution de ce descripteur pour le chinchard se trouve à l'intérieur des distributions de la sardine et de l'anchois, et la queue de la distribution de la sardine recouvre celle de la distribution de l'anchois.

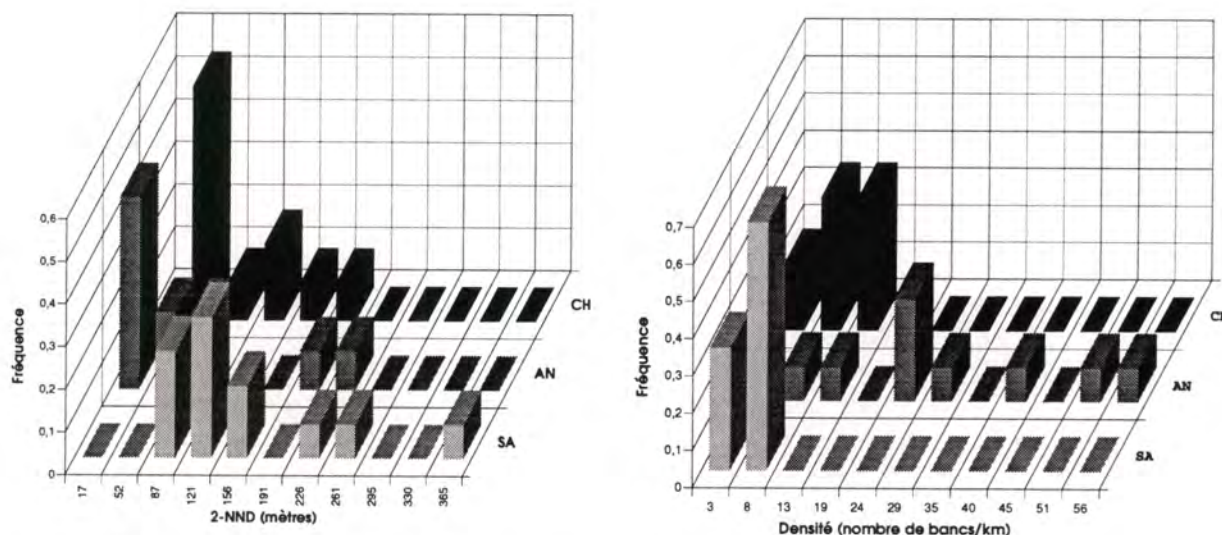


FIG. 3.25 - (a) Distribution des valeurs de la distance moyenne aux deux plus proches voisins NND_2 et (b) distribution des valeurs de la densité de bancs pour les trois espèces considérées. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard.

Evidemment, la distance moyenne aux deux plus proches voisins est inversement corrélée à la densité exprimée en nombre de bancs. Plus il y a des bancs et plus faible est la distance qui les séparent (Figure 3.26). Néanmoins, les distributions de ces deux descripteurs présentent une structure différente en fonction des espèces. Ainsi, l'étendue de la distribution des valeurs de densité de bancs est très faible en ce qui concerne les séquences de sardine et de chinchard, et très forte pour les séquences d'anchois (Figure 3.25b). La zone de recouvrement des distributions des valeurs de densité entre les espèces est également importante dans l'intervalle $[0, 24]$ bancs par kilomètre.

Les faibles valeurs de l'indice de la zone d'influence trouvées pour la sardine signifient que l'aire des bancs est relativement petite comparée à l'espace vide autour du banc (Tableau 3.13). Il est possible que la sardine nécessite plus d'espace que l'anchois, en ce qui concerne le comportement dynamique des bancs. Comme attendu, la densité est positivement corrélée avec l'indice de la zone d'influence (plus les bancs sont nombreux et plus faible est l'espace qui les entoure).

Les valeurs moyennes de ces descripteurs indiquent l'existence de différences significatives dans la distribution spatiale des espèces à l'échelle du kilomètre. Cependant, la forte dispersion autour de la valeur moyenne montre que le comportement des espèces n'est pas stable. Le recouvrement significatif des distributions limite, encore une fois, l'utilisation isolée de ces descripteurs en discrimination.

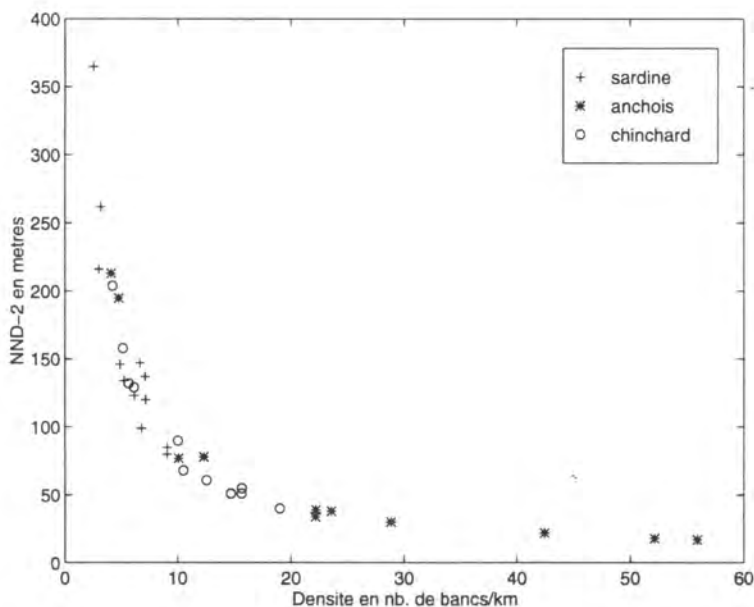


FIG. 3.26 - Répartition des points correspondant aux séquences-chalutage dans le plan formé par les descripteurs de la moyenne des distances aux deux plus proches voisins NND_2 et de la densité de bancs.

Concernant le travail sur le terrain, la principale contrainte de cette méthode est liée au besoin de travailler sur des couches ou des amas homogènes de bancs, en faisant l'hypothèse que les bancs composant ce groupement appartiennent à la même espèce. D'autre part, le calcul du descripteur de densité de bancs implique la définition d'une unité de distance, ce qui conduit à travailler plutôt avec des valeurs moyennes des autres descripteurs par unité de distance à la place d'attribuer une valeur à chaque banc, et donc d'identifier l'espèce banc par banc.

Cependant, lorsque des couches homogènes de bancs sont détectées, il serait possible d'utiliser les descripteurs de la distribution spatiale des bancs comme des clés supplémentaires pour conforter les décisions prises par un processus d'identification des bancs individuels.

3.3.3 Discrimination globale

Les séquences-chalutage étudiées ici correspondent *a priori* à un groupement homogène des bancs pour lesquels l'espèce est connue. Il est donc possible de tester les perspectives de discrimination globale de ces séquences en fonction de l'espèce à partir de la prise en compte simultanée des descripteurs fournis par l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs et des descripteurs fournis par l'analyse de la distribution spatiale des bancs.

La valeur moyenne des descripteurs, dont la liste est présentée dans le Tableau 3.14, a été calculée à partir des valeurs correspondant aux bancs individuels pour chaque séquence. Ainsi, une nouvelle base de données a été créée où les lignes correspondent aux séquences-chalutages et les colonnes aux moyennes des valeurs des descripteurs.

TAB. 3.14 - Liste de descripteurs utilisés pour la discrimination globale.

SYMBOLE	DEFINITION	UNITE
Descripteurs énergétiques		
IR_V	indice de rétro-diffusion de volume	$dB\ m^{-3}$
E_G	énergie globale rétro-diffusée	mV^2
A_{max}	valeur maximale d'amplitude	mV
\bar{A}	moyenne des valeurs d'amplitude	mV
A_σ	écart-type des valeurs d'amplitude	mV
A_{cv}	coefficient de variation des valeurs d'amplitude	
Descripteurs de taille et de morphologie		
L_b	longueur	m
H_b	hauteur maximale	m
P_b	périmètre	m
A_b	aire	m^2
E_b	élongation	
F_b	dimension fractale	
Descripteurs bathymétriques		
P_s	sonde	m
PR_b	profondeur du banc	m
AL_b	altitude du banc	m
AL_r	indice d'altitude	%
Descripteurs de la distribution spatiale		
NND_2	distance moyenne aux 2 plus proches voisins	m
DB_O	densité (Optilab)	$nb. bancs\ km^{-1}$
DB_M	densité (MOVIES-B) ^a	$nb. bancs\ km^{-1}$

^a Ce descripteur a été calculé avec Matlab à partir de la base de données créée par MOVIES-B. Il a été utilisé pour comparer l'efficacité de la détection de bancs entre l'algorithme de MOVIES-B et celui utilisé par Optilab. Etant donné que les valeurs de densité sont similaires, les deux algorithmes sont équivalents, détectant approximativement le même nombre de bancs.

La méthode utilisée pour la discrimination (cf. §3.1.3), à partir de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs, a été appliquée à cette nouvelle base de données. Puisque jusqu'à présent la difficulté de l'identification acoustique des espèces concerne plutôt la discrimination entre les bancs de chinchard et les bancs de sardine et d'anchois, la première classe regroupe les séquences de chinchard et la deuxième classe regroupe celles de sardine et d'anchois. De la même manière, la fonction linéaire discriminante a été calculée à partir d'un ensemble d'apprentissage des séquences choisies au hasard et validée ensuite sur un ensemble de test.

Le taux global de classification est de 100% tant pour l'ensemble d'apprentissage que pour l'ensemble de test (Figure 3.27), ainsi aucun recouvrement n'a été observé dans les distributions de ces deux classes selon les valeurs prises par la fonction.

L'intérêt de ce résultat est de confirmer l'existence d'une forme de groupement des poissons en bancs, dont l'apparence générale, la position bathymétrique et la distribution spatiale sont déterminées par l'espèce. Néanmoins, si l'utilisation de valeurs moyennes des descripteurs a fourni le meilleur résultat pour l'identification acoustique des espèces, cette méthode reste d'utilité limitée pour le travail en mer.

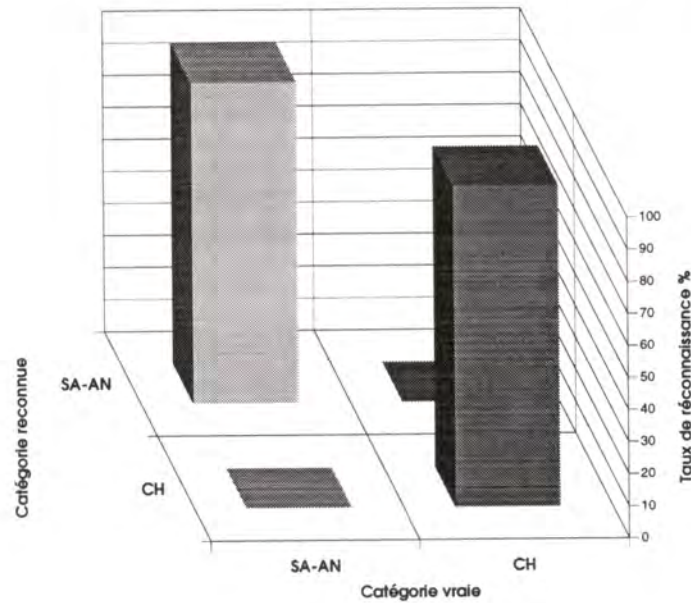


FIG. 3.27 - Matrice de confusion de l'analyse discriminante simple, pour l'ensemble de test, où les valeurs de descripteurs prises en compte correspondent aux valeurs moyennes calculées pour chaque séquence-chalutage. La classe chinchard (CH) est composée par les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de chinchard et la classe sardine-anchois (SA-AN) est composée par les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de sardine et d'anchois.

D'abord, tel qu'évoqué auparavant, elle ne peut s'appliquer que sur un ensemble homogène de bancs, le critère d'homogénéité restant à définir. Ensuite, l'automatisme du calcul des valeurs moyennes dépend de la définition d'une unité de distance. Or, la qualité de la discrimination se dégrade lorsque les valeurs utilisées correspondent aux moyennes calculées par mille nautique et non plus aux valeurs calculées à la fin d'une séquence-chalutage, qui peut couvrir plus de trois ou quatre milles.

Cependant, il est peut-être possible de surmonter ces obstacles, si une réflexion plus approfondie est menée sur la manière de définir des ensembles homogènes de bancs.

3.4 Synthèse générale

Ce chapitre a présenté deux approches différentes afin d'étudier la faisabilité de l'identification acoustique des espèces pélagiques dont la structure primaire de groupement est le banc de poissons, le travail étant basé exclusivement sur l'analyse des signaux à bande étroite des sondeurs halieutiques monofaisceau de fréquence égale à 38 kHz.

La première approche utilise l'information contenue dans l'image acoustique ou dans les signaux rétro-diffusés par un banc sans tenir compte de l'occurrence d'autres bancs dans son voisinage. Ainsi, les bancs sont caractérisés à l'aide d'un vecteur des descripteurs, vecteur analysé individuellement. Trois méthodes d'extraction de descripteurs de l'image

acoustique ou des signaux rétro-diffusés par un banc de poissons ont été développés selon ce principe:

- L'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs (sous-chapitre 3.1). Elle concerne l'utilisation du logiciel MOVIES-B permettant d'extraire en temps réel un ensemble très varié de descripteurs de la taille, de la morphologie, de la position bathymétrique et de l'énergie des bancs acoustiques. Cette méthode a fourni des résultats intéressants pour l'identification des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu, malgré l'importance de l'étendue de la distribution des valeurs des descripteurs. Néanmoins, dans un environnement de détection multispécifique en présence de bancs de chinchard, cet ensemble de descripteurs semble insuffisant pour identifier les espèces concernées sans ambiguïté. Dans ce cas, il est possible que l'utilisation de connaissances *a priori* soit une condition nécessaire pour améliorer la qualité de la discrimination acoustique.
- L'analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc (sous-chapitre 3.2, §3.2.2). Cette méthode a permis d'extraire un ensemble de descripteurs caractérisant le spectre des bancs acoustiques. Les résultats obtenus démontrent que la structure des fluctuations de l'enveloppe temporelle est en partie déterminée par le facteur spécifique, sauf pour les bancs de merlan bleu qui ne présentent pas de structure caractéristique. Cependant, les contraintes liées à l'utilisation de cette méthode, ainsi que le recouvrement important de la distribution des valeurs de descripteurs spectraux entre les bancs acoustiques de sardine, d'anchois et de chinchard, limitent les perspectives de son application à l'identification acoustique des espèces.
- L'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude. Elle concerne l'extraction des descripteurs caractérisant les fonctions de densité de probabilité (sous-chapitre 3.2, §3.2.3). Cette méthode a permis de démontrer que les fonctions empiriques de répartition de l'amplitude à l'intérieur des bancs acoustiques peuvent difficilement être ajustées par une loi de Rayleigh. En effet, la dispersion des distributions empiriques dans le graphe de Pearson est très importante sur toute la surface correspondant à la loi bêta de première espèce. Les paramètres \mathbf{a} et \mathbf{p} , estimés à partir de l'ajustement à cette loi des distributions empiriques de chaque espèce, offrent des perspectives d'identification intéressantes, lorsque le nombre de valeurs d'amplitude est suffisant.

L'objectif de cette première approche était de rechercher un ensemble de descripteurs discriminants qui puissent être calculés immédiatement après la détection d'un banc en temps réel, sans prendre en compte les événements passés ou futurs qui puissent influencer l'occurrence et le comportement de ce banc, autrement dit, sans prendre en compte l'influence de la présence d'autres bancs dans son voisinage. En fonction des résultats obtenus et de la difficulté d'identifier sans ambiguïté les bancs acoustiques de sardine, d'anchois et de chinchard, il a aussi paru nécessaire d'intégrer et de quantifier l'information concernant la distribution spatiale des bancs.

La deuxième approche, développée et présentée dans ce chapitre, utilise donc l'information sur la façon dont les bancs de chaque espèce occupent l'espace échantillonné. Les

bancs acoustiques ne sont plus exclusivement décrits de façon individuelle et indépendante des événements, mais leur voisinage est aussi pris en considération. L'analyse de la distribution spatiale des bancs (sous-chapitre 3.3) a permis d'extraire trois nouveaux descripteurs caractérisant ici de façon globale les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard.

La discrimination de ces séquences, et non plus des bancs acoustiques individualisés, réalisée en combinant l'information des descripteurs de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs et des descripteurs de leur distribution spatiale, a permis d'obtenir le meilleur résultat jusqu'à présent avec une identification parfaite des espèces (taux global de classification égal à 100%). L'intérêt de ce résultat est de confirmer l'existence d'une forme de groupement de bancs et des poissons en bancs déterminée par l'espèce. Néanmoins, si l'utilisation de valeurs moyennes des descripteurs a permis l'identification acoustique des espèces pélagiques sans ambiguïté, cette méthode reste d'utilité limitée pour le travail sur le terrain.

Il est important de rappeler que les séquences utilisées correspondent à des ensembles de bancs capturés et identifiés avec une quasi certitude comme appartenant à une seule espèce. En outre, l'analyse porte sur des séquences monospécifiques caractérisées par l'absence d'autres espèces. Elle ne permet donc pas de prendre en compte l'influence possible des interactions entre espèces sur les résultats. Cependant, l'information spatiale semble utile pour l'identification. La façon dont cette information peut être obtenue et utilisée dans un contexte multispécifique, lorsqu'aucune connaissance *a priori* n'est disponible, mérite d'être mieux explorée. Ce travail dépendra de la possibilité de définir des ensembles homogènes de bancs, probablement par tranche d'eau, correspondant aux groupements de bancs en couche fréquemment observés.

Globalement, il a été démontré que les différences entre espèces pressenties lors de l'observation visuelle des échogrammes obtenus par un sondeur halieutique classique (monofaisceau, à bande étroite de fréquence en 38 kHz) existent et peuvent être décrites numériquement. Les tendances sont bien définies en ce qui concerne la sardine, l'anchois et le merlan bleu. Le chinchard semble être une espèce présentant un comportement grégaire à plus de degrés de liberté, caractérisé par des distributions qui recouvrent celles des autres espèces.

L'objectif premier de ce travail était de découvrir le descripteur ou l'ensemble des descripteurs capables de permettre la discrimination entre les espèces. Cet attribut ou ensemble d'attributs devrait présenter aussi la propriété d'être invariant ou indépendant de toute source de variabilité potentielle. La propriété d'invariance n'ayant pas été trouvée, il faudrait connaître les lois qui régissent la variabilité du descripteur ou de l'ensemble des descripteurs de manière à augmenter leur pouvoir discriminant.

Deux hypothèses, non-exclusives, peuvent expliquer la difficulté rencontrée pour résoudre le problème de l'identification acoustique des espèces de poissons à comportement grégaire du golfe de Gascogne. La première hypothèse concerne les sources de variabilité liées à la technologie utilisée et la deuxième aux sources de variabilité associées au comportement des espèces.

Quant à la variabilité d'origine instrumentale, l'outil utilisé pour l'acquisition de données échantillonne l'espace avec une résolution éventuellement incompatible avec l'échelle des différences qui peuvent vraiment discriminer les trois espèces. La résolution angulaire du faisceau unique utilisé est très faible ($\sim 10^\circ$, cf. Chapitres 2 et 4) et la qualité de toutes les mesures d'attributs liés à la taille et à la morphologie des bancs est limitée. Le diamètre de ce type de faisceau à 50 m de profondeur est de l'ordre de 7 m, ainsi, si les bancs sont séparés de moins de 7 m à cette profondeur, l'image acoustique montrera un seul banc et aucune méthode de traitement ne pourra restituer la vérité d'une distribution à plusieurs bancs.

La durée d'impulsion de 1 ms fournit une distance verticale d'échantillonnage de 0,75 m (cf. Chapitres 2 et 4), cela veut dire que les poissons qui se trouvent à moins de 0,75 m en distance verticale l'un de l'autre seront confondus. Dans les cas présent, les espèces forment des bancs et les poissons sont plutôt de petite taille (entre 10 et 35 cm, cf. Annexe B), donc une multitude à l'intérieur de ce volume de confusion. Le choix de la durée d'impulsion idéale pour l'identification acoustique des espèces est encore une question non-résolue.

Les données acquises par ce type de sondeur constituent une vision très déformée et incomplète de la réalité. Il est, par exemple, impossible de savoir si l'image à deux dimensions obtenue d'un banc est une coupe qui passe par le centre du banc ou par son bord. Ainsi, lorsque les bancs d'anchois sont plutôt petits par rapport aux bancs de chinchard, comment interpréter et identifier l'espèce d'un nouveau banc détecté s'il est petit? Le banc peut appartenir à la classe anchois, ou alors, être une image incomplète du bord d'un grand banc de chinchard.

Cette première hypothèse concernant les contraintes technologiques qui peuvent expliquer une partie de la variabilité rencontrée sera abordée dans le chapitre suivant qui traite de la modélisation du processus de rétro-diffusion acoustique des bancs de poissons.

La deuxième hypothèse concernant les sources de variabilité liées au comportement des espèces sera abordée dans le chapitre consacré à la discussion.

Chapitre 4

Modélisation de la variabilité

L'étude des bancs de poissons en milieu naturel peut être associée à celle de tous les phénomènes biologiques où l'observation directe de la réalité et l'application de la démarche scientifique classique sont pratiquement impossibles en l'état actuel de la technologie. L'image acoustique d'un banc de poissons est une donnée ponctuelle irréversible dans le sens de l'expérimentation répétée d'un phénomène. En outre, les paramètres de contrôle de la réalité sous-jacente qui déterminent chaque réalisation ne sont pas connus. La modélisation de la réponse acoustique des bancs de poissons peut être envisagée comme une des solutions possibles pour pallier les effets de ces deux contraintes majeures et pour permettre un regard plus approfondi sur la nature du phénomène.

Les simulations réalisées à partir des modèles développés dans le cadre de ce travail fournissent un ensemble de valeurs numériques ou d'attributs qualitatifs auxquels peuvent être comparées les données expérimentales. Cette démarche, loin encore de résoudre le problème inverse (partir d'une mesure pour reconstituer la source et l'environnement du signal rétro-diffusé, par exemple), est nécessaire pour mieux comprendre la nature du processus acoustique d'identification et le degré de qualité de l'apport d'information de chaque système. La modélisation doit permettre de vérifier l'adéquation entre la technologie utilisée pour la collecte de données en mer et l'information requise pour l'identification des espèces.

Deux approches ont été considérées, dans ce mémoire, pour modéliser la réponse acoustique des bancs de poissons. La première, dite géométrique, modélise les intersections successives d'un faisceau acoustique avec un ensemble de bancs et construit l'image-sondeur correspondante au sens de l'énergie moyenne (sous-chapitre 4.2). La deuxième, dite modélisation statistique des signaux rétro-diffusés, simule des réalisations de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc à partir d'une modélisation plus complexe du processus physique de formation de l'écho (sous-chapitre 4.3).

En préalable, pour une meilleure compréhension des difficultés liées à la modélisation de la réponse acoustique des bancs, un rappel des études déjà réalisées peut être utile.

4.1 Etude bibliographique

La bibliographie sur la modélisation géométrique des images-sondeur des bancs de poissons semble inexistante jusqu'à présent, et le sous-chapitre 4.2 apporte une première analyse de l'influence du processus d'échantillonnage acoustique sur la formation de ces images.

La bibliographie est plus abondante, en ce qui concerne la modélisation statistique des signaux rétro-diffusés, puisque la modélisation des processus de diffusion des signaux-radar a produit une vaste littérature permettant, par analogie, une utilisation presque directe de ses méthodes dans le domaine acoustique (Jakeman et Pusey, 1976; Jakeman et Tough, 1988). Ainsi, le paragraphe 4.1.2 présente le développement complet du processus de diffusion gaussien responsable de la formation des signaux rétro-diffusés par des poissons, processus dont est issu le principe de linéarité permettant l'évaluation acoustique d'une biomasse.

Dans le domaine de l'acoustique halieutique, les travaux portent plutôt sur la modélisation de la réponse acoustique des poissons isolés ou sur la possibilité d'observer des différences de densité à partir de la modélisation statistique d'un grand nombre de signaux rétro-diffusés. L'objectif de ces travaux n'a pas de rapport direct avec l'identification des espèces qui forment des bancs. Cependant, leur apport théorique est utile pour modéliser la réponse acoustique d'un banc de poissons, puisqu'il faut d'abord comprendre la réponse acoustique d'un seul poisson, pour ensuite aborder le cas des cibles multiples, en y associant des hypothèses relatives aux besoins de l'identification.

La mise en valeur de ces connaissances dispersées constitue l'objet du paragraphe 4.1.1 sur la bibliographie des cibles individuelles et du paragraphe 4.1.2 sur celle des cibles multiples.

4.1.1 Cible individuelle - poisson isolé

Les travaux ici présentés s'intéressent à la réponse acoustique d'un poisson en régime de diffusion géométrique, c.a.d. lorsque le rapport entre la taille de la cible, L , et la longueur d'onde utilisée, λ , est très supérieur à 1, ce qui est souvent le cas des sondeurs habituellement utilisés en acoustique halieutique ($5 \text{ cm} \leq L \leq 100 \text{ cm}$; $0,75 \text{ cm} \leq \lambda \leq 5 \text{ cm}$). Cette contrainte exclut les études réalisées en basse fréquence (Weston, 1967; Love, 1978; Ye, 1996) où les régimes de diffusion de Rayleigh et de résonance sont plus appropriés pour décrire la réponse acoustique des poissons.

La réponse acoustique peut être étudiée par deux approches différentes. La première permet de calculer de manière déterministe le champ diffusé par un poisson, et en particulier la valeur de l'indice de rétro-diffusion, en utilisant les principes de la théorie acoustique de la diffusion et des informations sur la contribution de chaque partie du corps du poisson à la formation de l'écho. La deuxième approche considère la réponse acoustique comme le résultat d'un processus stochastique et la valeur de l'indice de rétro-diffusion est associée à une densité de probabilité.

Le processus de diffusion acoustique (Clay et Medwin, 1977; Urick, 1983), lorsqu'une cible se trouve dans la trajectoire d'une onde sonore, peut être décrit de manière simplifiée en considérant que l'intensité diffusée est proportionnelle à l'intensité incidente et à l'inverse du carré de la distance d'observation:

$$I_d(R) \sim \frac{I_i}{R^2} \quad (4.1)$$

où I_i est l'intensité de l'onde incidente sur la cible, supposée localement plane, I_d est l'intensité de l'onde diffusée, supposée sphérique à partir du centre acoustique de la cible et R est la distance entre ce centre et le point d'observation, normalement pris comme référence à 1 m du centre. Par définition, la constante de proportionnalité reliant ces termes est la section efficace de diffusion, σ_d , et s'exprime alors à partir de (4.1):

$$I_d(R) = \sigma_d \frac{I_i}{R^2} \quad (4.2)$$

d'où

$$\sigma_d = R^2 \frac{I_d(R)}{I_i} \quad (4.3)$$

Par l'analyse dimensionnelle de (4.3), il est aisé de constater que σ_d est homogène à une surface du fait de sa dépendance en R^2 . Pour que l'égalité (4.2) puisse effectivement exprimer la réalité du phénomène physique, σ_d est fonction de plusieurs paramètres:

$$\sigma_d(\theta_i, \theta_d) = \mathcal{A}(\theta_i) \mathcal{D}(\theta_i, \theta_d, f) \quad (4.4)$$

où θ_i et θ_d sont, respectivement, l'angle d'incidence et l'angle de diffusion, f la fréquence, \mathcal{A} la section apparente de la cible telle que "vue" par la source et \mathcal{D} la fonction de diffusion de la cible (sans dimension)¹. \mathcal{A} permet d'exprimer la quantité d'énergie qui sera interceptée pour être ensuite diffusée et dépend des caractéristiques géométriques de la cible (taille et forme) et de l'angle d'incidence. \mathcal{D} décrit la répartition spatiale de l'énergie diffusée et peut être très compliquée en fonction de la fréquence et des caractéristiques physiques de la cible (taille, forme et nature).

Lorsque l'expression (4.4) est intégrée sur tout l'espace \mathfrak{R}^3 , σ_d devient la section efficace de diffusion totale:

$$\sigma_t(\theta_i) \equiv \frac{\Pi_d}{I_i} = \frac{\int_0^{4\pi} R^2 I_d d\Omega}{I_i} = \int_0^{4\pi} \mathcal{A} \mathcal{D} d\Omega \quad (4.5)$$

où Π_d est la puissance totale diffusée selon tous les angles et $d\Omega$ est l'incrément de l'angle solide. Lorsque $\theta_d = \theta_i$ dans (4.4), σ_d est alors définie comme section efficace de rétro-diffusion, σ_{rd} , mesurant la capacité d'une cible à renvoyer l'énergie sonore vers la source émettrice:

$$\sigma_{rd}(\theta_i) \equiv \mathcal{A}(\theta_i) \mathcal{D}_{rd}(\theta_i) = R^2 \frac{I_{rd}}{I_i} \quad (4.6)$$

1. Ce phénomène de diffusion est à considérer dans un espace à trois dimensions où les angles d'incidence et de diffusion seraient mieux représentés par leurs coordonnées sphériques, cependant, pour simplifier la notation il est possible de raisonner dans un seul plan caractérisé par les variables θ_i et θ_d .

où I_{rd} est l'intensité rétro-diffusée et $\mathcal{D}_{rd}(\theta_i)$ est la fonction de rétro-diffusion de la cible, définie par:

$$\mathcal{D}_{rd}(\theta_i) \equiv \mathcal{D}(\theta_i, \theta_d = \theta_i, f) \quad (4.7)$$

Pour le cas particulier de la diffusion isotrope, la fonction de diffusion \mathcal{D} est indépendante de l'angle Ω dans l'expression (4.5). σ_t représente alors la section efficace totale d'une cible omnidirectionnelle et (4.5) se réduit à:

$$\sigma_{omni} = 4\pi R^2 \frac{I_d}{I_i} \quad (4.8)$$

σ_{omni} peut être interprétée comme la "surface acoustique" capable de répartir l'énergie diffusée de façon uniforme sur la surface extérieure d'une sphère de rayon R . Lorsque la diffusion est isotrope, et seulement dans ce cas, il est possible de relier la section efficace de rétro-diffusion à la section efficace totale (omnidirectionnelle) en remplaçant le terme $R^2 I_d / I_i$ de (4.8) par σ_{rd} défini dans (4.6):

$$\sigma_{rd} = \frac{\sigma_{omni}}{4\pi} \quad (4.9)$$

En acoustique halieutique, le poisson est normalement considéré comme une cible omnidirectionnelle. Ainsi, σ_{rd} , telle que définie par (4.9), est le concept utilisé pour décrire la réponse acoustique des poissons. L'indice de rétro-diffusion de la cible, IC_{rd} exprimé en dB , est le résultat de la transformation logarithmique de (4.9):

$$IC_{rd} = 10 \log \frac{\sigma_{omni}}{4\pi} \quad (4.10)$$

Trois structures composant le corps d'un poisson sont responsables de la diffusion de l'énergie acoustique et, donc, de la distribution des valeurs de σ_{rd} : la vessie natatoire lorsqu'elle existe, la colonne vertébrale et les muscles.

La vessie natatoire est l'organe utilisé par les poissons pour ajuster leur flottabilité en fonction de la pression hydrostatique. Remplie généralement de gaz dont l'impédance acoustique est très différente de celle de l'eau, elle est donc responsable pour plus de 90% des phénomènes de diffusion (Foote, 1980). La colonne vertébrale est peu réfléchive mais sa proximité de la vessie natatoire peut contribuer à la variabilité des valeurs observées des indices de rétro-diffusion des poissons. Enfin, les muscles sont eux plutôt responsables des phénomènes d'atténuation de l'énergie, en fonction de la similitude de leurs propriétés acoustiques avec celles de l'eau de mer (densité moyenne des muscles: 1076 kg m^{-3} ; densité moyenne de l'eau de mer: 1026 kg m^{-3} (Lagler et al., 1962)).

Vu l'importance de la contribution de la vessie natatoire à σ_{rd} , les modèles déterministes, caractéristiques de la première approche, portent une attention particulière à la modélisation de cet organe. Foote (1985) a réalisé un modèle où les valeurs théoriques de σ_{rd} sont calculées à partir d'une modélisation géométrique de la vessie natatoire associée à une distribution gaussienne des valeurs de l'angle d'inclinaison du poisson. A la différence d'autres modèles, la morphologie complexe de la vessie n'est plus réduite à une bulle sphérique de gaz parfaite, mais représentée par diverses formes plus proches de la réalité.

Malgré l'effort réalisé pour optimiser la modélisation morphologique de la vessie, les modèles de ce type peuvent difficilement intégrer tous les déterminants de la réponse acoustique des poissons individuels. Ceci est dû, en partie, à la complexité du comportement physiologique de la vessie natatoire.

Les facteurs qui déterminent la forme et le volume d'une vessie natatoire en milieu naturel sont très nombreux et les mécanismes de contrôle encore mal compris. A taille égale de poissons, la forme et le volume de la vessie peuvent varier en fonction de la pression, donc du déplacement vertical du poisson (Olsen, 1976; Harden Jones et Scholes, 1981). Cette relation n'est pas simple et dépend du type de poisson (physostome ou physocliste)², de sa trajectoire (s'il descend ou s'il migre vers la surface) et du temps d'adaptation lorsque le poisson se stabilise à une profondeur donnée. L'intégration de ces facteurs permet au poisson d'ajuster sa flottabilité en modifiant la pression à l'intérieur de la vessie.

Le volume et la forme de la vessie natatoire dépendent aussi de l'état physiologique du poisson (Blaxter et Batty, 1990). Cet état peut être caractérisé par la teneur en lipides du poisson qui varie en fonction de la nourriture, du stade de développement des gonades et de la saison. Pour le hareng (*Clupea harengus*), la relation entre la teneur en lipides et le volume de la vessie est inversement proportionnelle, ce qui semble logique puisque une teneur en lipides plus élevée favorise la flottabilité.

Aux facteurs de variation de la forme et du volume de la vessie natatoire décrits ci-dessus, il faut ajouter la perspective d'une variabilité intra-spécifique au sein d'une même population. La réponse acoustique des poissons isolés n'est pas seulement affectée par les incertitudes relatives au comportement de la vessie natatoire comme organe de rétro-diffusion, mais aussi par les incertitudes liées aux contributions de la colonne vertébrale et des muscles. Ceci prend une importance majeure dans le cas des espèces qui ne possèdent pas de vessie.

L'autre source importante de variabilité de σ_{rd} est déterminée par l'angle d'inclinaison du poisson par rapport au champ acoustique (Nakken et Olsen, 1977; MacLennan et al., 1990). Lorsque l'impulsion acoustique est rétro-diffusée par une cible fine et allongée comme la vessie natatoire, l'énergie de l'onde rétro-diffusée sera modifiée en fonction de l'angle d'inclinaison de la cible, θ_P , pour deux raisons (Figure 4.1). D'abord, la taille apparente de la cible diminue à mesure que θ_P augmente. Ensuite, tandis que la taille apparente

2. Par rapport au système de régulation de la flottabilité, les poissons peuvent être classés en quatre groupes: (a) les espèces qui ne possèdent pas de vessie natatoire telles que le maquereau (*Scombrus scombrus*). Dans ce cas, l'indice de rétro-diffusion est de 10 à 15 dB plus faible que les indices de poissons possédant une vessie à taille égale. L'absence de vessie rend l'indice indépendant de la profondeur où se situe la cible; (b) les physoclistes (chinchard, merlan bleu, morue, etc...) présentant une vessie natatoire fermée et capables de contrôler son volume par des organes qui sécrètent et résorbent du gaz. Des variations rapides de la profondeur où se situe le poisson peuvent faire varier l'indice de rétro-diffusion étant donné la lenteur du système de sécrétion ou de résorption; (c) les physostomes (sardine, anchois, hareng, etc...) avec une vessie natatoire plus allongée et ouverte à l'extérieur par un ou plusieurs canaux, sans sécrétion de gaz identifiée à ce jour. La majorité des physostomes avalent de l'air à la surface pour remplir la vessie et ainsi maintenir le volume. L'ajustement du volume et de la pression avec la profondeur peut se faire automatiquement par contraction de la vessie et expulsion de l'air; (d) quelques espèces de poissons bathypélagiques où la vessie est remplie d'huile ou de graisse.

varie avec le $\cos \theta_P$, l'énergie de l'écho peut varier encore plus en fonction des phénomènes d'interférence entre les ondelettes de Huygens rétro-diffusées par les différentes parties de la cible (Clay et Medwin, 1977). Les phénomènes d'interférence sont seulement importants sous le régime de diffusion géométrique, lorsque la longueur d'onde est équivalente ou plus petite que la taille de la cible.

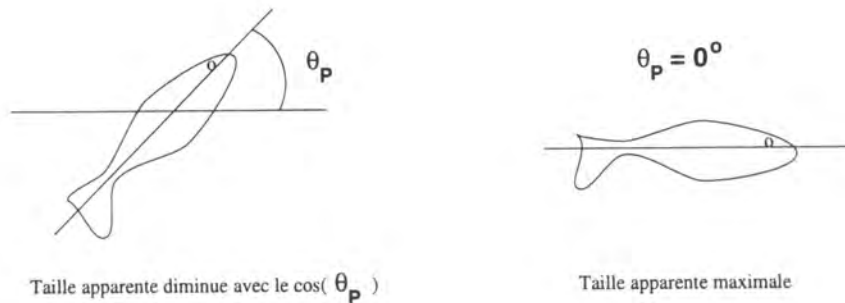


FIG. 4.1 - Angle d'inclinaison du poisson θ_P .

Il est très difficile de mesurer l'angle d'inclinaison d'un poisson en milieu naturel. Cependant, les études utilisant des photographies d'agrégations de poissons semblent indiquer que θ_P a une distribution gaussienne, dont les paramètres moyenne et écart-type peuvent varier en fonction de l'espèce et du comportement natatoire du poisson: capelin (jour), $\mathcal{N}(3, 3; 18, 4)$ (Carscadden et Miller, 1980); lieu noir (jour), $\mathcal{N}(-0, 9; 5, 4)$ (Foote, 1985); hareng (nuit), $\mathcal{N}(12, 0; 23, 5)$ (Buerkle, 1983); hareng (jour), $\mathcal{N}(-3, 4; 10, 3)$ (Buerkle, 1987). Des études en cuve ont montré que la valeur maximale de l'indice de rétro-diffusion d'une morue peut diminuer de 6 dB lorsque le poisson est incliné vers le bas de 5° seulement (Nakken et Olsen, 1977) et cette valeur peut varier de 16 dB lorsque θ_P atteint 45° (Buerkle, 1977).

Ainsi, la réponse acoustique des poissons individuels, résultat de la combinaison de plusieurs facteurs, est en plus conditionnée par leur variabilité. Ceci met bien en évidence la nature stochastique du processus de formation de l'écho d'un poisson individuel et les modèles utilisant cette approche s'avèrent, en pratique, les plus utiles pour la modélisation statistique des bancs de poissons.

Considérant simplement que l'enveloppe du signal rétro-diffusé par un poisson est le résultat de la convolution de la fonction de directivité d'une source émettrice avec la fonction de diffusion du poisson, l'objectif des premiers modèles était de démontrer la faisabilité d'extraire indirectement une information statistique sur la distribution de σ_{rd} en réalisant la déconvolution de deux fonctions de densité de probabilité qui pouvaient être connues: celle de l'enveloppe et celle de la directivité de la source.

Dans ce contexte, Craig et Forbes (1969) partent de l'hypothèse que la fonction de densité de σ_{rd} est inconnue alors que Ehrenberg et al. (1981) l'ont associée à une loi de Rayleigh. Cependant, Ehrenberg conclut son étude en démontrant la nécessité d'un modèle

plus complet pour décrire la réponse acoustique des poissons isolés, où la loi de Rayleigh serait un cas particulier d'une loi plus générale.

Clay et Heist (1984) ont élaboré ce modèle capable de décrire de façon plus détaillée la réponse acoustique d'un poisson vivant. Le poisson est modélisé par un vecteur de points diffuseurs omnidirectionnels et σ_{rd} est équivalent à:

$$\sigma_{rd} \equiv \sigma_c + \sigma_i \quad (4.11)$$

où σ_c représente la composante cohérente du signal caractérisant la diffusion par la vessie natatoire et σ_i la composante incohérente caractérisant la diffusion par les muscles, la colonne vertébrale et les changements provoqués par le mouvement du poisson. Selon cette définition, la distribution des amplitudes de l'enveloppe du signal rétro-diffusé peut être associée à une loi de Rice qui caractérise l'enveloppe d'un signal où un bruit est superposé à une sinusoïde d'amplitude constante. Pour le poisson, la sinusoïde est le résultat de la rétro-diffusion par la vessie natatoire, σ_c , et le bruit par les autres points de diffusion, σ_i . Le rapport:

$$\gamma \equiv \frac{\sigma_c}{\sigma_i} \quad (4.12)$$

est un de paramètres de la loi de Rice définissant une zone de transition entre deux extrêmes qui sont $\gamma = 0$ et $\gamma \gg 1$. Lorsque $\gamma = 0$, la composante σ_c est insignifiante, la distribution des amplitudes est très étendue et la loi de Rice devient une loi de Rayleigh. A l'opposé, lorsque $\gamma \gg 1$, la composante σ_c prédomine, la distribution des amplitudes est plus centrée et la loi de Rice s'approche d'une gaussienne.

L'étude expérimentale de ce modèle a montré que les valeurs de γ sont inversement proportionnelles à l'état d'agitation du poisson. Ainsi, lorsque le poisson présente un comportement agité ou variable, en fonction des angles d'inclinaison ou de flexion latérale du corps, γ aura une valeur proche de 0, la composante incohérente associée au bruit prédomine et la distribution des amplitudes de l'enveloppe sera décrite par une loi de Rayleigh de paramètre σ_{rd} .

En conclusion, l'étude bibliographique sur la modélisation de la réponse acoustique des poissons isolés montre que cette réponse est le produit d'un processus stochastique où le comportement acoustique de la vessie natatoire et le comportement du poisson sont les principaux facteurs d'incertitude. En ce qui concerne la modélisation des bancs de poissons, les hypothèses de travail les plus utiles sont celles du modèle de Clay et Heist (1984) associant la distribution des amplitudes de l'enveloppe du signal rétro-diffusé par un poisson à une loi de probabilité de Rice, dont les paramètres sont γ et σ_{rd} .

4.1.2 Cibles multiples - couches biologiques, bancs de poissons

La répartition des cibles dans l'espace \mathbb{R}^3 fait automatiquement intervenir la notion de volume; de ce fait, la diffusion acoustique pour le cas des cibles multiples est appelée diffusion de volume. La distribution des amplitudes de l'enveloppe du signal n'est plus seulement conditionnée par le processus de diffusion d'un poisson individuel, mais aussi

par le comportement social des poissons à l'intérieur de l'agrégation, comme par la distribution de tailles, la densité et la répartition spatiale.

En basse fréquence, l'étude de la diffusion de volume est importante puisque la présence d'agrégations de nature biologique peut modifier la propagation acoustique sur de longs trajets, introduisant des erreurs dont les modèles usuels ne tiennent pas compte. Dans ce cadre, la majorité des travaux est liée à la recherche militaire et non publiée, exception faite du travail de Love (1981) qui modélise la réponse moyenne de la diffusion des bancs de poissons, en fonction de leur distribution spatiale et de leur structure interne, et du travail de Feuillade et *al.* (1996) où la réponse moyenne est modélisée en fonction de la fréquence.

En acoustique halieutique le processus de diffusion de volume, associé au principe de linéarité, est particulièrement important parce qu'il constitue la référence théorique de la méthode d'écho-intégration utilisée pour la quantification d'une biomasse, lorsque les organismes forment des agrégations. Quand plusieurs cibles, situées à l'intérieur d'un volume de diffusion à une distance R de la source sonore, sont atteintes par l'onde acoustique incidente, le signal rétro-diffusé est formé par la superposition des échos individuels produits par chaque cible. En l'absence de phénomènes de diffusion d'ordre supérieur (diffusion multiple et atténuation), l'énergie rétro-diffusée sera supposée être proportionnelle au nombre de cibles insonifiées et à leur indice de rétro-diffusion. En connaissant l'espèce et la taille du poisson, il est ainsi possible d'estimer la biomasse insonifiée.

La proportionnalité entre l'énergie rétro-diffusée et le nombre des cibles est connue comme le principe de linéarité. Ce principe est valable lorsque plusieurs hypothèses sur la distribution spatiale des cibles et les conditions acoustiques sont respectées. Si cela se vérifie, l'analyse statistique du signal rétro-diffusé par des agrégations de poissons devrait permettre d'associer la distribution des amplitudes à une loi de Rayleigh et la distribution des intensités ou de l'énergie à une loi exponentielle.

Le développement complet et approfondi du processus gaussien, dont est issu ce principe, peut s'avérer utile pour comprendre ensuite la modélisation statistique des signaux rétro-diffusés réalisée dans le cadre de ce mémoire (cf. sous-chapitre 4.3).

Le signal rétro-diffusé est le résultat de la somme de la contribution de N diffuseurs (Burdic, 1984):

$$S = \sum_{n=1}^N a_n e^{j\phi_n} \quad (4.13)$$

avec les hypothèses:

a_n est l'amplitude de la contribution de chaque diffuseur élémentaire; c'est une variable aléatoire centrée de variance v_n^2 .

ϕ_n est la contribution en phase de chaque diffuseur élémentaire; c'est une variable aléatoire uniforme sur $[-\pi, \pi]$.

Dans le cadre de la première hypothèse, la contribution d'un diffuseur est donnée par la pression acoustique p_n :

$$p_n = a_n e^{j\phi_n} \quad (4.14)$$

et l'énergie moyenne rétro-diffusée par un diffuseur est égale à:

$$\langle |p_n|^2 \rangle = \frac{P_0^2}{R^2} \sigma_{rd_n} \quad (4.15)$$

où:

P_0 est la pression acoustique incidente sur le diffuseur.

R est la distance entre le diffuseur et le récepteur.

σ_{rd_n} est la section efficace de rétro-diffusion du diffuseur n .

L'énergie moyenne rétro-diffusée par un diffuseur est aussi égale à la variance de a_n :

$$\langle |p_n|^2 \rangle = \langle a_n^2 \rangle = v_n^2 \quad (4.16)$$

et si la constante P_0^2/R^2 de l'expression (4.15) est la même pour tous les diffuseurs, alors il est possible de considérer dans la suite la variance de a_n comme la section efficace de rétro-diffusion moyenne du diffuseur n .

La deuxième hypothèse concernant (4.13) est que les phases ϕ_n sont équiréparties dans l'intervalle $[-\pi, \pi]$, ce qui peut être vrai si les fluctuations de la position relative des poissons sont assez grandes par rapport à la longueur d'onde utilisée et décorréliées entre elles. Par contre, si la structure organisée du réseau était stable à l'échelle de la longueur d'onde et de la durée du signal, cette hypothèse serait à reconsidérer en fonction des effets de sommation et d'annulation des phases.

Comme hypothèse supplémentaire il faut considérer les a_n et les ϕ_n comme indépendants entre eux.

Le développement de l'expression du signal total (4.13), conduit à la somme de deux composantes, les parties réelle et imaginaire du signal:

$$S = \sum_{n=1}^N a_n (\cos \phi_n + j \sin \phi_n) \quad (4.17)$$

$$= \sum_{n=1}^N a_n \cos \phi_n + j \sum_{n=1}^N a_n \sin \phi_n \quad (4.18)$$

$$= S_1 + jS_2 \quad (4.19)$$

Selon l'hypothèse 1 de l'expression (4.13), chaque contribution élémentaire a_n est une variable aléatoire centrée de variance v_n^2 . Comme les variances de $\cos \phi_n$ et de $\sin \phi_n$ sont égales à $1/2$, chaque composante, S_1 et S_2 , est le résultat de la somme de N contributions d'une variable aléatoire de même fonction de probabilité et de variance $v_n^2/2$. En appliquant le théorème central limite, lorsque $N \rightarrow \infty$, les composantes du signal S_1 et

S_2 sont des variables aléatoires gaussiennes centrées et de variance $\Upsilon^2 = Nv_n^2/2$. Le signal est donc la somme complexe de deux processus gaussiens de même variance.

La grandeur mesurée par le sondeur est l'amplitude du signal, $A = |S|$; l'énergie correspondante est donnée par:

$$E = |S|^2 = S_1^2 + S_2^2 \quad (4.20)$$

équivalent à la somme des carrés de deux variables aléatoires gaussiennes centrées et indépendantes, de même variance Υ^2 . La variable résultant d'une telle sommation est distribuée par définition selon une loi exponentielle:

$$p(E) = \frac{1}{2\Upsilon^2} e^{-E/2\Upsilon^2} \quad \text{avec } E \geq 0 \quad (4.21)$$

La moyenne et la variance de l'énergie sont données par:

$$\text{moy}(E) = 2\Upsilon^2 = Nv_n^2 \quad (4.22)$$

$$\text{var}(E) = 4\Upsilon^4 \quad (4.23)$$

L'expression (4.22) est la base du principe de linéarité pour l'écho-intégration, puisqu'elle permet d'assimiler l'énergie totale moyenne à la somme des σ_{rd} individuelles. Si l'énergie a comme fonction de probabilité une loi exponentielle, alors l'amplitude du signal, A , est distribuée selon une loi de Rayleigh:

$$p(A) = \frac{A}{\Upsilon^2} e^{-A^2/2\Upsilon^2} \quad \text{avec } A \geq 0 \quad (4.24)$$

Le principe de linéarité a été d'abord validé par Røttingen (1976) et ensuite par Foote (1983) en réalisant des expériences avec différentes densités de poissons vivants en cage. Røttingen a trouvé une relation linéaire entre l'intensité de l'écho et la densité de poissons jusqu'à un certain seuil au-delà duquel l'effet d'atténuation diminue la quantité d'énergie rétro-diffusée. Ce seuil dépendrait de l'espèce, de la taille et de l'orientation du poisson, de la section verticale du banc et des paramètres acoustiques. Pour du lieu noir de 35 cm le seuil de densité pour que l'atténuation puisse être observée est d'environ 120 *poissons m⁻³* alors que pour le sprat de 12 cm, il serait de l'ordre de 2000 *poissons m⁻³*. Foote a réalisé ses expériences sur du hareng de 24 cm avec des densités qui caractérisent l'intervalle linéaire de la relation puisque la densité de poissons dans la cage ne dépassait pas 40 *poissons m⁻³*. Le point faible de ces expériences, par rapport à l'acquisition de données en mer, est le nombre élevé d'émissions (entre 500 et 1200) nécessaires pour stabiliser la valeur moyenne de l'énergie, nombre très supérieur à celui obtenu sur des bancs de taille moyenne en milieu naturel.

D'autres travaux ont eu comme objectif l'exploitation des caractéristiques statistiques du signal rétro-diffusé, soit pour calculer la densité de cibles sans avoir besoin de connaître la valeur de l'indice de rétro-diffusion ou des paramètres de l'étalonnage acoustique, soit encore pour discriminer les agrégations quant à leur nature.

Jobst et Smits (1974) ont développé un modèle de banc de poissons pour simuler la diffusion de volume. La comparaison entre les signaux expérimentaux et les signaux simulés a permis d'estimer la valeur de la densité à 0,035 *diffuseurs m⁻³*. Cependant, la

distribution des amplitudes de l'enveloppe des signaux expérimentaux ne pouvait pas être représentée par une loi de Rayleigh.

Ce même constat a été réalisé par Giryn *et al.* (1979), ce qui leur a permis d'émettre l'hypothèse d'une possible conservation de l'information utile sur les diffuseurs dans les moments statistiques d'ordre supérieur. Après analyse des signaux expérimentaux de nature diverse (banc de chinchards, couche de poissons isolés et couche à faible résolution avec cibles multiples), les résultats n'ont pas mis en évidence la présence d'attributs discriminants, mais seulement la non-stationnarité du processus de formation des échos. L'aspect discriminant est toutefois amélioré par un double moyennage, sur tous les signaux de chaque classe représentant une densité différente, du logarithme des moments d'ordre supérieur.

Cette possible déviation du processus gaussien des signaux rétro-diffusés par des agrégations d'origine biologique est aussi exploitée par Wilhelmij et Denbigh (1984) et Denbigh *et al.* (1991). Partant de l'hypothèse que les variations statistiques observées sur des signaux rétro-diffusés sont liées aux différences de densité, l'étude des moments d'ordre supérieur de la distribution des intensités devrait permettre d'estimer la densité des diffuseurs sans connaissance préalable de la valeur moyenne de l'indice de rétro-diffusion ou des paramètres d'étalonnage du sondeur. En réalité, plus le nombre de diffuseurs est petit dans le volume insonifié et plus importante sera la déviation statistique du signal par rapport au modèle gaussien où $N \rightarrow \infty$.

Leur modèle associe la distribution des amplitudes de l'enveloppe du signal rétro-diffusé par un poisson à une loi de probabilité de Rice avec $\gamma = 10$ et la distribution spatiale des poissons à l'intérieur du banc à une loi de Poisson. La directivité du faisceau et la durée d'impulsion sont aussi prises en compte. La comparaison entre les signaux simulés et les signaux expérimentaux montre que le moment d'ordre 2 de l'intensité est celui qui permet l'estimation la plus précise de la densité. Cependant, cette méthode est seulement valable pour des situations de faible densité, puisque l'estimation de la densité devient de plus en plus imprécise à mesure que le nombre de diffuseurs augmente à l'intérieur de la cellule de résolution.

L'étude statistique et la modélisation des signaux rétro-diffusés par des agrégations d'origine biologique sont aussi l'objet de plusieurs travaux de Stanton (1985a, 1985b, 1986). Dans ces études, c'est plutôt la forme de la fonction de densité de l'amplitude du signal qui permet de différencier les situations où la densité de diffuseurs se modifie. Une queue de distribution asymétrique au niveau de valeurs élevées d'amplitude semble indiquer la présence de grands diffuseurs dispersés à l'intérieur d'un nuage de petits diffuseurs, ce qui peut être utile pour étudier les relations proie-prédateur.

Les travaux décrits ci-dessus modélisent la diffusion comme une situation simple où le champ acoustique diffusé par une cible n'interfère pas avec les champs diffusés par les autres cibles. Lorsque la densité des cibles à l'intérieur de la cellule de résolution devient importante, l'hypothèse de diffusion simple ne peut plus suffire pour décrire la réponse acoustique des agrégations biologiques et les phénomènes de diffusion d'ordre supérieur doivent être pris en compte, en particulier la diffusion multiple et l'atténuation.

La diffusion multiple est un phénomène caractérisé par des interférences successives des champs diffusés à l'intérieur d'un ensemble de cibles. Lorsque la densité de diffuseurs est assez élevée pour que la distance séparant les cibles soit de l'ordre de la longueur d'onde, le champ acoustique arrivant sur une cible sera produit par l'onde incidente et aussi par les champs diffusés par d'autres cibles. Dans le cas des bancs de poissons, l'énergie acoustique sera retenue à l'intérieur de l'agrégation par les diffusions multiples entre les poissons, augmentant la durée de l'écho. Ce phénomène est facilement identifié sur certains échogrammes lorsque l'image du banc continue au-delà de l'écho du fond ou lorsque le banc présente une queue de comète. Il est cependant très difficile de déterminer le point exacte de rupture entre la fin réelle du banc correspondant à la diffusion simple et la queue produite par la diffusion multiple (Figure 4.2).

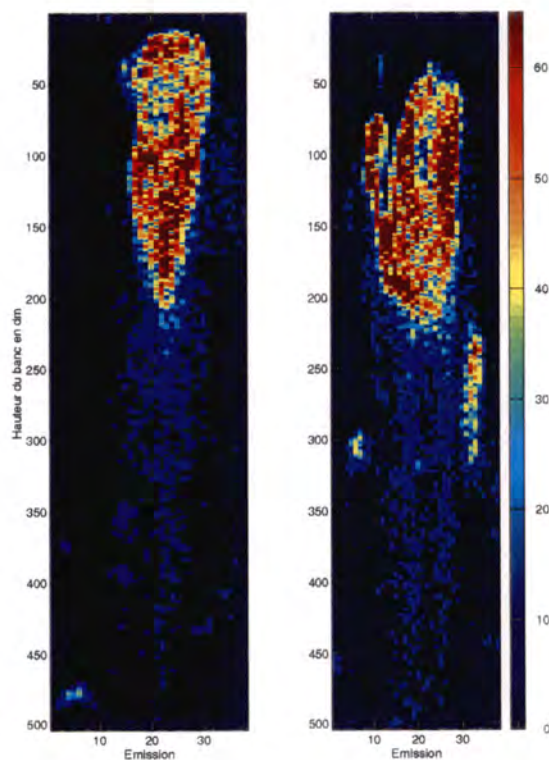


FIG. 4.2 - Echogramme des bancs de sardine, détectés lors de la campagne METEVAC89 (novembre 1989) au large d'Oléron. Le phénomène de diffusion multiple peut être observé par la présence d'une queue de comète au-dessous du banc avec de faibles valeurs d'amplitude.

La conséquence directe de la diffusion multiple est que l'énergie rétro-diffusée sera plus élevée que dans le cas de la diffusion simple, produisant une surestimation de la biomasse (Stanton, 1983, 1984). Le signal rétro-diffusé sera contaminé par la présence d'une plus grande quantité de valeurs de faible amplitude et la description géométrique et morphologique des images des bancs sera biaisée par une plus grande durée de l'écho.

L'atténuation correspond à une diminution de l'énergie du signal rétro-diffusé. Cette diminution est fonction des propriétés acoustiques des cibles insonifiées, de la densité et de la hauteur de l'agrégation. Une partie de l'énergie arrivant sur une cible sera diffusée et le reste sera absorbée par la cible, constituant une perte pour le système. La somme de ces deux composantes est la section efficace d'extinction:

$$\sigma_e = \sigma_d + \sigma_a \quad (4.25)$$

qui traduit la quantité d'énergie enlevée par un poisson à l'énergie traversant l'agrégation. Si la valeur de σ_e est élevée, les poissons qui se trouvent au-dessous des premières couches d'une agrégation recevront une quantité d'énergie très inférieure à la quantité prévue par le modèle de diffusion simple et la biomasse sera sous-estimée (Foote, 1978, 1990). Olsen (1986) a calculé la sous-estimation de la biomasse provoquée par l'atténuation sur des bancs de hareng en Mer du Nord. Utilisant un coefficient de $0,2 \text{ dB m}^{-1}$, la biomasse était sous-estimée de 35% pour un banc de 10 m et de 79% pour un banc de 50 m d'épaisseur. Burczynski et al. (1990) ont mesuré une atténuation de l'ordre de 4 dB m^{-1} pour des densités élevées de hareng du Pacifique en cage (50 à 100 poissons m^{-3}), produisant une sous-estimation de la biomasse de 50% sur une couche de 12 m d'épaisseur. La comparaison de ces résultats est difficile du fait des différences entre les méthodes et également des différences entre les conditions expérimentales. Ce phénomène peut être identifié sur les échogrammes lorsque le signal de l'écho du fond est atténué ou même disparaît suite à la présence d'une agrégation très dense de poissons au-dessus du fond (Toresen, 1991).

Afin de tenir compte des phénomènes de diffusion d'ordre supérieur dans l'estimation de la biomasse, Maxwell (1980) et Lytle et Maxwell (1983) ont proposé une série de modèles en fonction de la densité de poissons: diffusion simple pour de faibles densités, diffusion simple avec atténuation pour de densités moyennes et diffusion globale pour de densités élevées. Puisque les effets de la diffusion multiple et de l'atténuation sur la quantité d'énergie rétro-diffusée sont opposés (Stanton, 1983), le modèle hybride de Lytle et Maxwell (1983) peut être utilisé pour corriger les évaluations de biomasse. Cependant, ces modèles nécessitent une connaissance approfondie de certains paramètres caractérisant la réponse acoustique de poissons, comme σ_e , σ_d et σ_a , valeurs difficiles à mesurer.

En conclusion, l'étude bibliographique sur la modélisation de la réponse acoustique des cibles multiples montre qu'en situation de diffusion simple, lorsque les cibles sont distribuées aléatoirement dans le volume insonifié, produisant des échos dont les phases sont aléatoires, le processus d'écho-intégration est supposé linéaire, traduisant la proportionnalité entre l'énergie rétro-diffusée et le nombre de cibles insonifiées.

La plupart des travaux ont analysé les caractéristiques statistiques du signal rétro-diffusé afin d'estimer la densité ou les différences de densité au sein des agrégations de nature biologique. Ces travaux modélisent une situation où la distribution des diffuseurs se présente sous la forme de couches biologiques ou de grands bancs de poissons, qui par leur taille peuvent être assimilés à des couches dans le volume échantillonné.

Néanmoins, les petits bancs, les bancs partiellement insonifiés ou les inhomogénéités de densité à l'intérieur des bancs n'ont pas encore été modélisés.

Ces cas particuliers, associés aux phénomènes de diffusion d'ordre supérieur (diffusion multiple et atténuation), peuvent être à l'origine de la déviation, par rapport au modèle gaussien et au principe de linéarité, des caractéristiques statistiques du signal rétro-diffusé par les bancs de poissons (Scalabrin et Lurton, 1994; Scalabrin et *al.*, 1996). Ils constituent l'objet principal de la modélisation statistique des signaux rétro-diffusés réalisée par ce travail, dont le modèle (Scalabrin et Lurton, 1996) est présenté dans le sous-chapitre 4.3.

4.2 Modélisation géométrique

L'objectif de cette première modélisation est de mettre en évidence un certain nombre de paramètres responsables de la formation de l'image acoustique obtenue par un sondeur monofaisceau. L'image-sondeur ou échogramme est le résultat de l'échantillonnage acoustique d'une situation définie par la morphologie et la répartition spatiale des bancs. Le terme "échantillonnage acoustique" peut être défini comme un processus en \mathbb{R}^4 , pour lequel le volume d'eau échantillonné sous la source dépend exclusivement des caractéristiques acoustiques de l'émission et la dimension restante dépend du déplacement de la source sur la surface de la mer.

Les facteurs de l'échantillonnage acoustique qui présentent le plus d'intérêt pour la modélisation des images sont d'une part la résolution angulaire et verticale de l'émission et d'autre part le déplacement de la source. Ces facteurs sont responsables de la perte d'information entre la vraie répartition spatiale des bancs et l'image acoustique correspondante. La connaissance des mécanismes de dégradation morphologique et énergétique des images acoustiques ne permettra pas de reconstituer l'information originelle, mais elle doit permettre de trouver un "dénominateur commun" pour la comparaison des images acquises par différents processus d'échantillonnage acoustique. Elle fixe les limites de l'interprétation des images.

La résolution angulaire de l'échantillonnage acoustique correspond à la distance minimale, entre les bords de deux bancs, permettant la séparation de leurs échos lors de la construction de l'image. Puisque l'image est formée par la succession des signaux rétro-diffusés dans le sens du déplacement de la source, la résolution angulaire de l'échantillonnage acoustique se limite à une résolution horizontale. Elle dépend de l'ouverture angulaire du faisceau, $2\theta_{3dB}$ ³, et de la profondeur, et peut être représentée par le diamètre du faisceau à une distance R de la source:

$$D_F = 2R \tan \theta_{3dB} \quad (4.26)$$

3. La limite de séparation à -3 dB est conventionnelle. Dans la pratique elle peut être insuffisante pour séparer réellement deux échos de bancs proches puisque l'indice de réverbération de volume des bancs (fonction de la densité et de l'indice de cible) associé à la valeur du seuil de détection et à la présence de lobes secondaires rendent cette limite très variable. Une limite de -10 ou -20 dB serait plus judicieuse, néanmoins, l'usage est de retenir cette valeur de -3 dB.

Ainsi, lorsque le diamètre du faisceau est supérieur à la distance séparant deux bancs situés à la même profondeur, l'image acoustique correspondra à une seule forme difficile à distinguer d'un banc unique de taille plus importante (Figure 4.3).

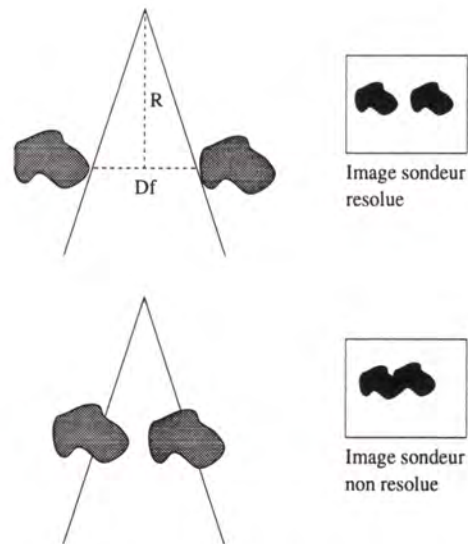


FIG. 4.3 - Résolution horizontale de l'échantillonnage acoustique. Le diamètre du faisceau, D_F à la profondeur R , correspond à la distance minimale séparant les bords horizontaux de deux bancs qui permet de distinguer leurs échos lors de la construction de l'image.

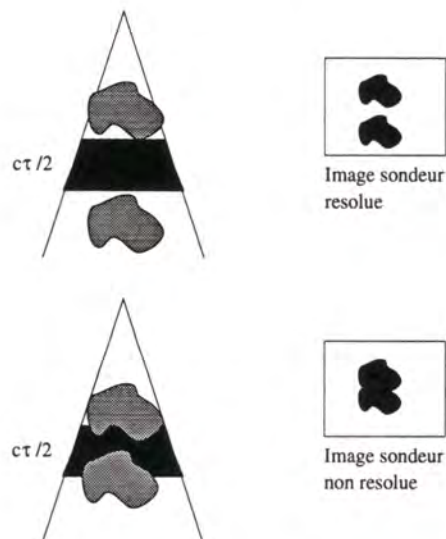


FIG. 4.4 - Résolution verticale de l'échantillonnage acoustique. La distance équivalente à la durée d'impulsion, $c\tau/2$, correspond à la distance minimale séparant verticalement deux bancs qui permet de distinguer leurs échos lors de la construction de l'image.

La résolution verticale est définie par la hauteur $c\tau/2$, où c est la célérité du son et τ est la durée d'impulsion. Comme la résolution verticale ne dépend pas de l'ouverture angulaire ni de la profondeur, elle est invariante dans le faisceau. Cette invariance, associée à la différence des ordres de grandeur, se traduit par une résolution verticale (10^{-1} à 1 mètre) très supérieure à la résolution angulaire (1 à 10^2 mètres), pour les configurations instrumentales habituellement utilisées. Lorsque la distance verticale séparant deux bancs, situés sur un même plan, est inférieure à $c\tau/2$, l'image acoustique représentera un seul banc de hauteur équivalente à la somme des hauteurs de chaque banc (Figure 4.4).

Le déplacement de la source en surface par rapport aux bancs, d_S , est fonction du temps écoulé entre deux émissions, t_E , et de la vitesse relative de déplacement entre le navire et les bancs, v :

$$d_S = vt_E \quad (4.27)$$

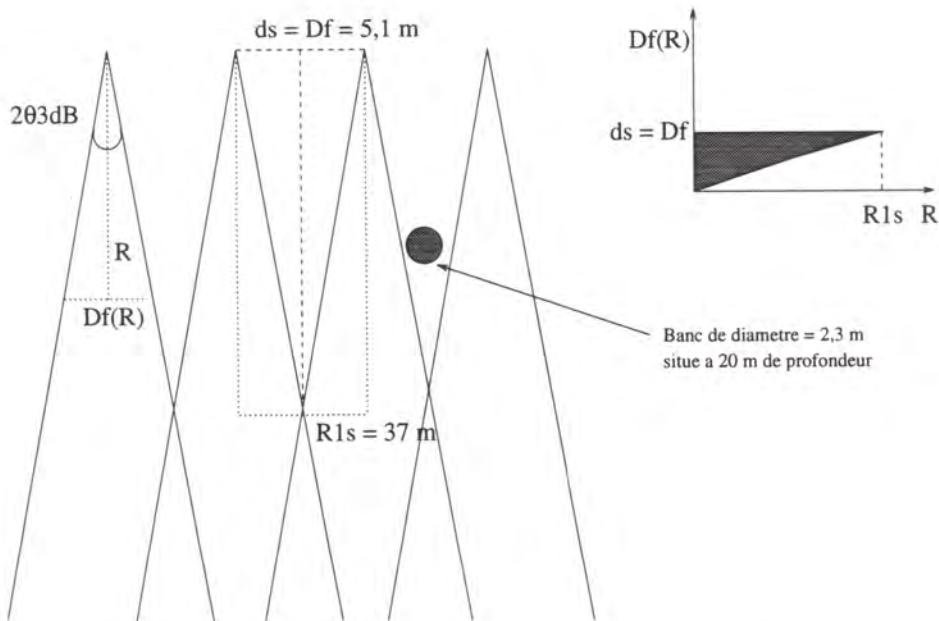


FIG. 4.5 - Schéma représentant le "volume d'ombre" où l'échantillonnage acoustique ne peut pas se réaliser. d_S est la distance entre deux émissions consécutives, D_F est le diamètre du faisceau, $2\theta_{3dB}$ est l'angle normal au transducteur caractérisant l'ouverture du lobe principal du faisceau et R_{1S} est la profondeur où les faisceaux de deux émissions consécutives se superposent pour la première fois. Les bancs qui se trouvent à l'intérieur de ce volume peuvent ne pas être échantillonnés si leur taille est inférieure à $d_S - D_F(R)$ (zone hachurée du graphe $D_F(R)$). Pour un navire à 10 noeuds ($5,1 \text{ m s}^{-1}$), une récurrence de 1 émission s^{-1} et une ouverture $2\theta_{3dB}$ égale à 8° , R_{1S} se situe à 37 m de profondeur, $d_S = D_F = 5,1 \text{ m}$ et le volume non échantillonné entre les émissions est de l'ordre de 480 m^3 . Dans ces conditions, à 20 m de profondeur ($D_F = 2,8 \text{ m}$), un banc de section circulaire dont le diamètre est inférieur à 2,3 m ne sera pas obligatoirement échantillonné.

Cette distance associée à l'ouverture du faisceau, définit un "volume d'ombre", dont le sommet se situe à la profondeur R_{1S} où les faisceaux de deux émissions consécutives se superposent pour la première fois (Figure 4.5). R_{1S} est obtenu à partir de (4.26) et de l'égalité $d_S = D_F$:

$$R_{1S} = \frac{d_S}{2 \tan \theta_{3dB}} \quad (4.28)$$

Le "volume d'ombre" représente une zone non échantillonnée acoustiquement, qui est d'autant plus importante que la vitesse du navire est élevée et que la cadence d'émission et l'ouverture angulaire du faisceau sont faibles. Les bancs qui se trouvent à l'intérieur de ce volume, ne sont pas échantillonnés par le sondeur si leur taille est inférieure à $(d_S - 2R \tan \theta_{3dB})$ ou du moins le seront partiellement, formant des images dont la valeur des descripteurs sera erronée. Le volume non échantillonné peut être calculé comme la différence entre le volume d'un cylindre et d'un cône de révolution, dont la hauteur correspond à la profondeur R_{1S} et la base à l'aire du cercle de rayon $D_F/2$:

$$\frac{2}{3}(\pi(D_F/2)^2 R_{1S}) \quad (4.29)$$

A ces sources de dégradation morphologique, il faut ajouter la dégradation énergétique de l'image provoquée par le taux variable d'occupation du faisceau par le banc. En fonction de la taille du banc, du pas d'échantillonnage acoustique, d_S , et de la profondeur de l'intersection banc-faisceau, le banc n'occupera éventuellement pas complètement le champ de l'émission acoustique. Seule une fraction de l'énergie émise sera rétro-diffusée, fraction qui sera proportionnelle au taux d'occupation ou au volume d'intersection.

Ce phénomène peut se produire de deux façons (Figure 4.6). D'une part, un banc peut ne pas occuper complètement le volume de confusion dans la direction transversale à celle du déplacement du navire. Avec un sondeur monofaisceau il est impossible de déceler cette anomalie au moment de l'acquisition et de corriger *a posteriori* la valeur des descripteurs. D'autre part, dans la direction du déplacement du navire, les premières et dernières émissions qui sont interceptées par le banc présentent une intersection partielle. Ainsi, deux bancs identiques vont rétro-diffuser plus ou moins d'énergie en fonction de leur profondeur et du nombre d'émissions "incomplètes" qui insonifient leurs bords. Cependant, pour ce type de dégradation, il est possible d'estimer le nombre d'émissions "incomplètes" et de corriger *a posteriori* la valeur de certains descripteurs (cf. Chapitre 3).

Afin de comprendre et d'intégrer l'action de ces phénomènes dans la formation des images acoustiques des bancs de poissons, une modélisation était nécessaire et un logiciel de simulation a été développé. Le logiciel de simulation d'images-sondeur permet d'évaluer qualitativement ou quantitativement le niveau de dégradation ou, plus simplement, la perte d'information produite par le système lorsqu'il reconstruit une image à partir d'une configuration pré-définie de la réalité. Il doit permettre aussi d'estimer les corrections nécessaires pour rendre les valeurs des descripteurs, obtenus dans diverses configurations, plus rigoureusement comparables entre eux⁴.

4. Le logiciel de simulation a été développé par Audren Kervella et Christel Lefeuvre dans le cadre du projet de recherche de l'option Communication Optique Formes et Images de l'ENST-Bretagne, sous l'encadrement de Carla Scalabrin et de Guy Cazuguel en mars 1995. Cette approche a été reprise par

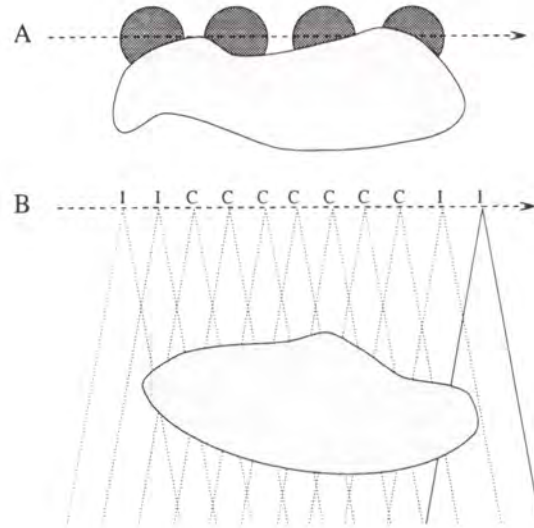


FIG. 4.6 - Exemples d'intersection banc-faisceau variable. (a) dans la direction transversale à celle du déplacement du navire. (b) dans la même direction du déplacement du navire, *I* désigne les émissions présentant une intersection variable.

4.2.1 Modèle géométrique

Il s'agit de calculer le niveau acoustique rétro-diffusé par un banc de poissons en fonction de la configuration géométrique considérée. Ce niveau est fonction du niveau d'émission corrigé des pertes de transmission du trajet aller-retour entre la source et le banc, de l'indice de rétro-diffusion et de la densité des cibles, ainsi que du volume de diffusion. Les valeurs du niveau de rétro-diffusion sont donc le résultat d'un calcul de la progression de l'énergie acoustique renvoyée par le volume défini par la durée d'impulsion traversant le banc. L'expression, en *dB*, du niveau de rétro-diffusion est la suivante:

$$N_R = N_E + 2PT + IR_V + 10 \log V_D \quad (4.30)$$

où

N_R niveau du signal rétro-diffusé à la réception sur le transducteur, en *dB* re $1\mu Pa$.

N_E niveau d'émission en *dB* re $1\mu Pa$ à 1 m.

PT pertes de transmission en *dB*.

IR_V indice de rétro-diffusion de volume en *dB* m^{-3} .

V_D volume de diffusion en m^3 .

Vu la complexité des termes intervenant dans ce calcul, le cadre théorique du modèle inclut les hypothèses simplificatrices suivantes:

1. La fonction de directivité du faisceau est prise en compte et le volume de confusion est modélisé par un tronc de cône de hauteur $c\tau/2$;

l'IFREMER et sous-traitée à la Société STERIA pour le développement d'un logiciel de simulation plus complet.

2. Les problèmes découlant du tangage et du roulis du navire ne sont pas pris en considération (le faisceau est à la verticale du navire).
3. La vitesse du navire est constante et comprise dans une plage de 2 à 10 noeuds, les bancs ont une vitesse nulle;
4. La taille et la densité des poissons à l'intérieur du banc sont uniformes;
5. Les formes des bancs de poissons sont modélisées par des sphères ou des ellipsoïdes;

En plus de ces simplifications, la récurrence des émissions acoustiques suit le mode d'opération caractéristique des sondeurs, variant en fonction de la profondeur de manière à attendre l'arrivée du troisième écho du fond avant une nouvelle émission, soit en pratique:

- 2 émissions par seconde pour une profondeur de 10 à 100 m;
- 1 émission par seconde entre 100 et 200 m;
- 1 émission toutes les 2 secondes entre 200 et 400 m.

Pertes de transmission

Les pertes de transmission, PT , sont composées de deux termes: les pertes de propagation par divergence géométrique et les pertes par absorption dues au caractère dissipatif du milieu. Pour un trajet simple les pertes de transmission sont exprimées par:

$$PT = -20 \log R - \alpha R \quad (4.31)$$

où R est la distance du transducteur à la cible en mètres, variant ici de 10 à 400 m, et α est le coefficient d'amortissement du son dans l'eau, présentant une valeur d'environ $0,008 \text{ dB m}^{-1}$ pour une fréquence de 38 kHz .

Indice de rétro-diffusion de volume

L'indice de rétro-diffusion de volume, IR_V est fonction de l'indice de rétro-diffusion de la cible individuelle et de la densité des cibles:

$$IR_V = IC_{rd} + 10 \log \rho \quad (4.32)$$

où ρ est la densité en nombre de poissons par mètre cube, variant de 0.1 à 10 poissons m^{-3} et $IC_{rd} = 20 \log L - k$ est l'indice de rétro-diffusion de la cible en dB. Les valeurs de k et de L , longueur du poisson en cm, varient en fonction de l'espèce considérée par le modèle:

- $k = 71,9 \text{ dB}$ (Foote, 1987), L entre 10 et 20 cm pour les sardines;
- $k = 71,9 \text{ dB}$ (Foote, 1987), L entre 10 et 16 cm pour les anchois;
- $k = 68,7 \text{ dB}$ (Vorobyov et Ivanov, 1981), L entre 10 et 40 cm pour les chinchards;
- $k = 66,6 \text{ dB}$ (Forbes, 1985), L entre 10 et 40 cm pour les merlans bleus;

5. Pour compenser les pertes de transmission sur le trajet aller-retour, il est nécessaire d'introduire un gain variable dans le temps, GVT . Dans le cas des cibles multiples distribuées dans une couche de densité uniforme, ce gain est calculé par $GVT = 20 \log R + 2\alpha R$, où R est proportionnel au temps écoulé depuis l'émission. Le niveau du signal reçu est alors proportionnel à la densité des cibles de la couche.

Calcul du volume de diffusion

Le volume de diffusion, V_D , est égal à l'intersection du faisceau avec le volume représenté par le banc, c.a.d, l'intersection entre un tronç de cône et un ellipsoïde (Figure 4.7). Le banc est modélisé par un ellipsoïde de centre (x_C, y_C, z_C) et de demi-axes a , b et c suivant les dimensions x , y et z . Un point M de coordonnées (x, y, z) appartient à l'ellipsoïde s'il vérifie l'expression:

$$\frac{(x - x_C)^2}{a^2} + \frac{(y - y_C)^2}{b^2} + \frac{(z - z_C)^2}{c^2} \leq 1 \quad (4.33)$$

Le faisceau est modélisé par un cône de demi-angle au sommet ψ . Avec (x_B, y_B) comme coordonnées du navire, un point M de coordonnées (x, y, z) appartient au cône s'il vérifie l'expression:

$$(x - x_B)^2 + (y - y_B)^2 \leq z^2 \tan^2 \psi \quad (4.34)$$

La formulation mathématique rigoureuse de cette intersection fait intervenir un système d'équations intégrales de résolution délicate. Pour contourner cette difficulté, il était préférable de raisonner sur un modèle discret.

Le calcul du volume de diffusion s'effectue alors grâce à trois boucles imbriquées sur les dimensions x , y et z . Le simulateur détermine d'abord les bornes des boucles: x_{min} , x_{max} , y_{min} , y_{max} , z_{min} et z_{max} . Il teste ensuite si le point courant appartient à l'intersection, c.a.d, si ses coordonnées vérifient le système formé par les inégalités (4.33) et (4.34). Si tel est le cas, un volume élémentaire est ajouté au volume de diffusion en cours de calcul. A la fin des boucles, une approximation du volume de diffusion est obtenue, dont la précision dépend du pas de calcul choisi. Les valeurs d'amplitude ainsi obtenues sont pondérées par la fonction de directivité du transducteur conforme l'expression 4.43 du paragraphe 4.3.1.

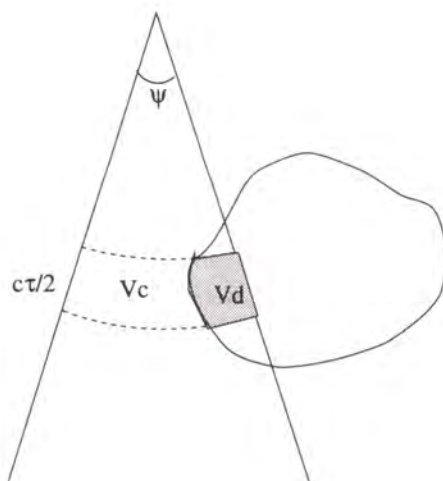


FIG. 4.7 - Schéma représentant le volume de diffusion (surface hachurée) calculé à partir de l'intersection du volume de confusion, $c\tau/2$, et du volume représenté par le banc.

4.2.2 Simulation des images

Cinq simulations ont été réalisées afin d'illustrer l'influence de certains paramètres dans la formation des images acoustiques de bancs obtenues par un sondeur monofaisceau. Les combinaisons de ces paramètres permettent de montrer l'interaction entre les processus d'échantillonnage acoustique et les configurations simulées d'une possible réalité caractérisant l'apparence générale de bancs (espèce, taille, forme, etc..) et leur mode de regroupement (répartition spatiale). La présentation de ces exemples est réalisée à partir d'une image illustrant la situation réelle, définie *a priori* et simulée, et des échogrammes obtenus en fonction des paramètres simulant l'acquisition par un sondeur. Ces figures sont complétées par des tableaux permettant la comparaison des valeurs des descripteurs les plus utiles. La valeur du seuil de rétro-diffusion de volume a été fixée à -57 dB, valeur similaire à celle utilisée pour le traitement de données (cf. Chapitres 2 et 3). Les faisceaux acoustiques présentent toujours une section circulaire.

Influence de l'ouverture du faisceau et de la profondeur du banc

Cette simulation permet de comparer l'influence de l'ouverture du faisceau acoustique ($2\theta_{3dB}$) et de la profondeur sur l'image obtenue avec un sondeur à partir de la détection d'un même type de banc. La Figure 4.8 présente la configuration réelle définie *a priori* et la Figure 4.9 présente, à gauche, l'échogramme obtenu avec un faisceau de 5° et à droite celui obtenu avec un faisceau de 13° . La simulation est réalisée à partir d'une configuration réelle, définie *a priori*, avec des bancs de deux espèces (sardine et chinchard). Un seul type de banc est simulé pour chaque espèce, cependant chaque banc est reproduit à quatre profondeurs différentes. Les valeurs de la taille et de l'indice de rétro-diffusion de volume des bancs simulés correspondent approximativement aux valeurs moyennes caractérisant les bancs de chaque espèce dans le Golfe de Gascogne (cf Annexe B). Les bancs sont considérés comme des ellipsoïdes et la largeur du banc (dimension qui n'est pas mesurée par le sondeur) est identique à sa longueur. L'excentricité du banc réel simulé, par rapport à l'axe du faisceau, est visualisée par la courbe rouge qui entoure l'image du banc. Lorsque la surface de la coupe verticale coïncide avec le contour de la courbe rouge, comme dans cet exemple, les coordonnées du centre géométrique de chaque banc sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau (Figure 4.8).

Le Tableau 4.1 présente la valeur des descripteurs pour lesquels l'influence de l'ouverture du faisceau est la plus significative. La longueur de bancs acoustiques augmente avec la profondeur et l'ouverture du faisceau. Cette augmentation n'est pas linéaire en fonction du diamètre du faisceau à la profondeur considérée et ce phénomène est plus significatif pour les bancs de chinchard. Une explication possible de ce résultat est l'existence d'une interaction plus complexe des effets de bord des bancs moins réverbérants (cas du chinchard) avec la fonction de directivité. L'erreur de mesure de la longueur du banc se répercute sur tous les autres descripteurs de la taille et de la forme des bancs.

Le même banc, appartenant à la même espèce, est détecté par le sondeur comme un banc acoustique différent en fonction de la profondeur et de l'ouverture du faisceau. La variation de l'indice de rétro-diffusion de volume est particulièrement significative dans cet exemple. Pour le faisceau de 5° cette variation en fonction de la profondeur est de l'ordre

de 2 dB pour le banc de chinchard et de 5 dB pour le banc de sardine. La variation est encore plus importante dans le cas de l'utilisation d'un faisceau de 13°. Elle est de l'ordre de 4 dB pour le banc de chinchard et de 10 dB pour le banc de sardine. L'erreur absolue est plus importante pour le banc de sardine que pour le banc de chinchard. Il est possible que la taille réelle des bancs définis *a priori* intervienne de manière significative dans la mesure réalisée par le sondeur. Ainsi, la largeur des bancs de sardine, localisés à 122 et à 172 m de profondeur, est inférieure au diamètre transversal du faisceau de 13°, ce qui n'est pas le cas pour les bancs de chinchard. L'erreur est alors amplifiée par la prise en compte de cellules vides de poissons. L'exemple extrême du banc de sardine numéro 4 produit une sous-évaluation de l'énergie globale rétro-diffusée de l'ordre de 70% par rapport à celle résultant de la situation réelle définie *a priori*.

En résumé, l'utilisation d'un faisceau plus étroit réduit les erreurs de mesure de la taille, de la forme et de l'énergie rétro-diffusée. Toutefois, ces erreurs augmentent avec la profondeur et varient en fonction du taux d'occupation du faisceau par le banc.

TAB. 4.1 - Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis *a priori* et des bancs acoustiques correspondants à partir de la simulation de la détection avec deux faisceaux d'ouverture $2\theta_{3dB}$ différentes. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée.

DESCRIPTEUR CONFIGURATION OUVERTURE ($2\theta_{3dB}$)	NUMERO DU BANC ACOUSTIQUE							
	SARDINE				CHINCHARD			
	(1)	2	3	4)	(5	6	7	8)
PROFONDEUR (m)								
réelle	22	72	122	172	22	72	122	172
HAUTEUR (m)								
réelle	6	6	6	6	6	6	6	6
LARGEUR (m)								
réelle	18	18	18	18	36	36	36	36
LONGUEUR (m)								
réelle	18	18	18	18	36	36	36	36
5°	21	26	31	36	37	41	43	47
13°	25	38	50	61	40	47	56	61
$\approx D_F$ (m)								
5°	2	6	11	15	2	6	11	15
13°	5	16	28	39	5	16	28	39
AIRE (m ²)								
réelle	85	85	85	85	170	170	170	170
5°	102	133	155	187	186	204	209	233
13°	126	201	248	319	198	240	255	299
IR_V (dB)								
réelle	-40,1	-40,1	-40,1	-40,1	-48,6	-48,6	-48,6	-48,6
5°	-40,9	-42,1	-43,3	-44,6	-49,0	-49,3	-49,7	-50,2
13°	-41,9	-45,1	-47,7	-50,0	-49,2	-50,3	-51,4	-52,9
ENERGIE (mV ²)								
réelle	8240	8240	8240	8240	2340	2340	2340	2340
5°	8220	8100	7220	6540	2340	2370	2230	2230
13°	8120	6230	4240	3220	2360	2220	1840	1530

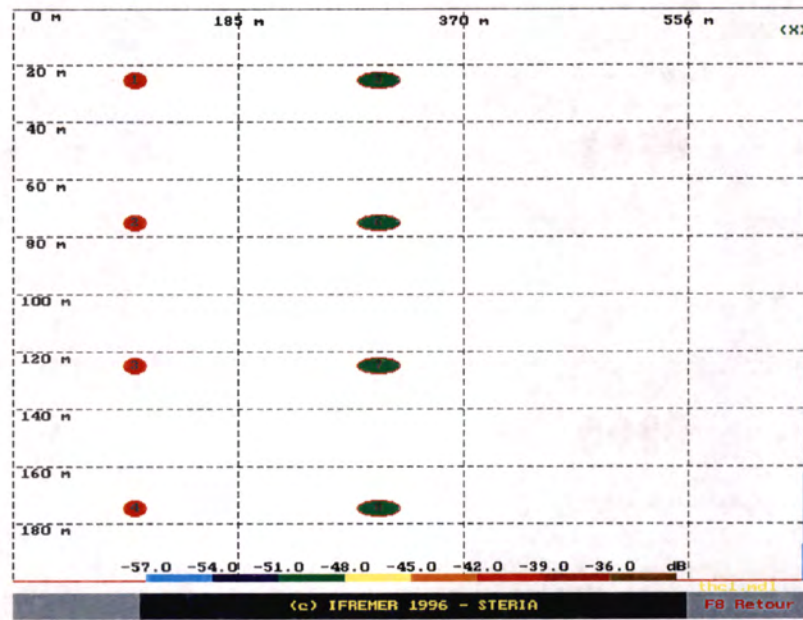


FIG. 4.8 - Configuration réelle définie *a priori* afin d'illustrer l'influence de l'ouverture du faisceau. Les bancs à gauche correspondent au même banc moyen de sardine et les bancs à droite au même banc moyen de chinchard du Golfe de Gascogne, simulés à plusieurs profondeurs.

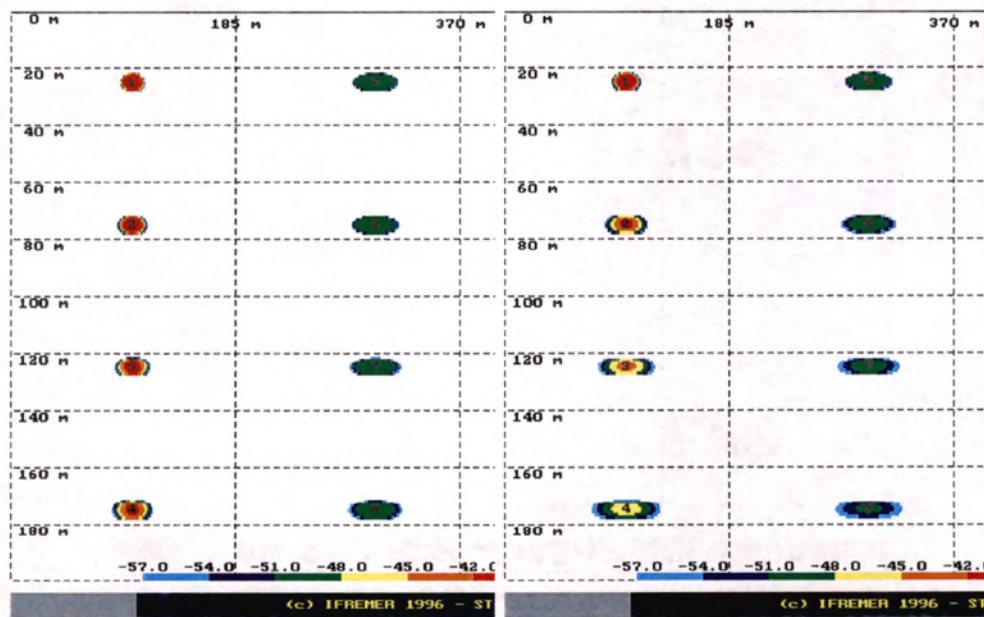


FIG. 4.9 - Echogrammes résultants de la simulation. A gauche, celui obtenu avec un faisceau de 5° et à droite celui obtenu avec un faisceau de 13° . Seuil: -57 dB. Vitesse: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les bancs sont numérotés, du plus proche de la surface vers le plus profond, de la façon suivante: sardine 1, 2, 3 et 4; chinchard 5, 6, 7 et 8.

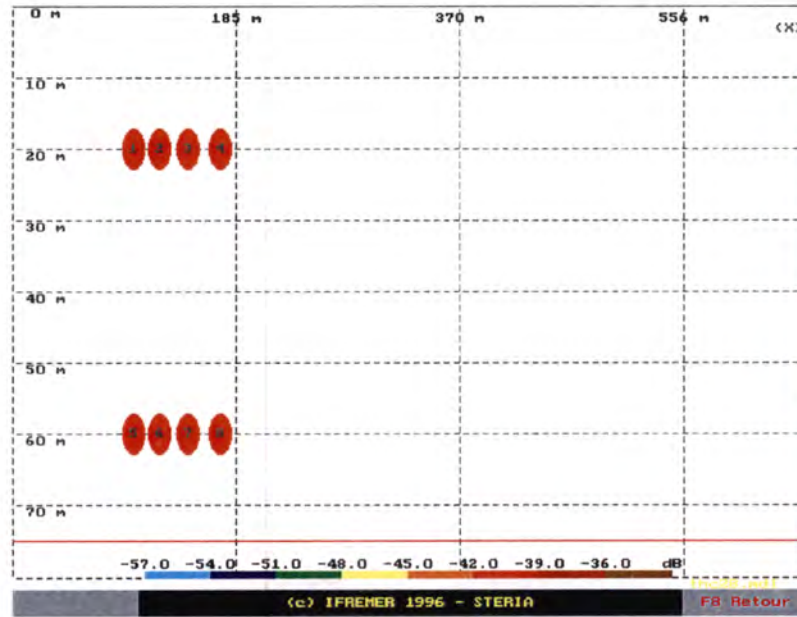


FIG. 4.10 - Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de la distance horizontale entre les bancs. La distance horizontale séparant le premier banc du second est égale à un diamètre du faisceau (D_F) à la profondeur considérée; le second est à $2D_F$ du troisième; et le troisième est à $3D_F$ du quatrième.

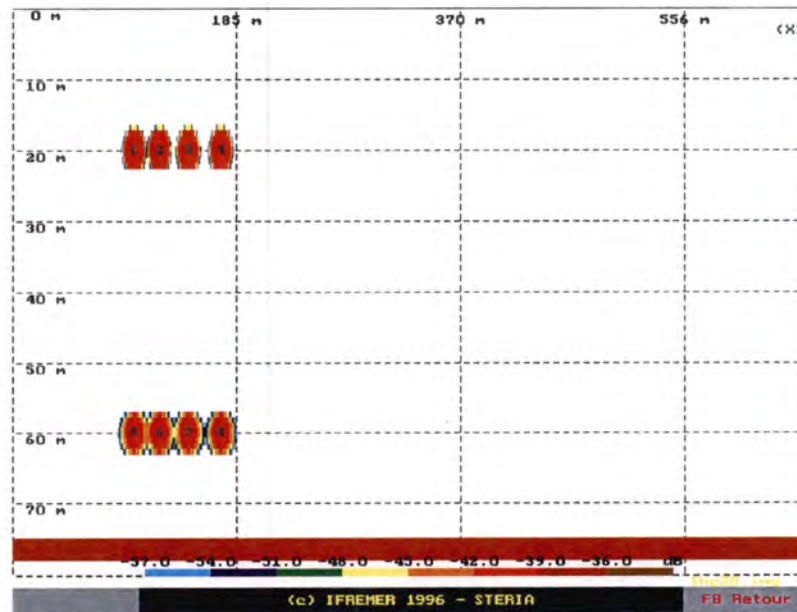


FIG. 4.11 - Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les deux premiers bancs, localisés à 20 m de profondeur, sont détectés comme un seul banc acoustique (numéro 1) alors que le troisième et le quatrième sont détectés individuellement (bancs numéros 2 et 3). Les quatre bancs à 60 m de profondeur sont détectés comme un seul banc acoustique (banc numéro 4).

Influence de la distance horizontale entre les bancs

Cette deuxième simulation permet d'observer l'influence de la distance horizontale entre les bancs sur l'acquisition de l'échogramme. Deux groupes de bancs sont simulés à 20 et à 60 m de profondeur. Chaque groupe est composé de quatre bancs identiques et typiques de la sardine du Golfe de Gascogne. La distance horizontale séparant le premier banc du second est égale à un diamètre du faisceau (D_F) à la profondeur considérée; le second est à $2D_F$ du troisième; et le troisième est à $3D_F$ du quatrième. Les coordonnées du centre géométrique de chaque banc sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau (Figure 4.10). L'échogramme résultant de la simulation de l'acquisition est visualisé dans la Figure 4.11 et les valeurs des descripteurs, permettant la comparaison entre la réalité simulée et l'échogramme correspondant, sont présentées dans le Tableau 4.2.

TAB. 4.2 - Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. A_b : aire de la coupe verticale. F_b : dimension fractale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume.

CONFIGURATION et numéro du banc acoustique détecté	PR_b (m)	H_b (m)	La_b (m)	L_b (m)	D_F (m)	A_b (m ²)	F_b	IR_V (dB)
réelle	20	6	18	18	≈ 3	85	1,01	-40
réelle	60	6	18	18	≈ 8	85	1,01	-40
1	20	6		41		203	1,22	-41
2	20	6		22		103	1,13	-41
3	20	6		21		102	1,12	-41
4	60	6		100		537	1,28	-42

Le nombre des bancs acoustiques et la valeur des descripteurs peuvent varier de manière très significative en fonction de la distance horizontale séparant les bancs définis a priori. Les deux premiers bancs, situés à 20 m de profondeur et séparés d'une distance équivalente à un diamètre de faisceau, seront détectés comme un seul banc acoustique (n° 1). Dans ce cas, l'erreur absolue entre les valeurs réelles et les valeurs mesurées acoustiquement est très importante, sauf pour l'indice de rétro-diffusion de volume. Les bancs suivants, séparés par deux ou trois fois le diamètre du faisceau, seront détectés individuellement (n° 2 et 3) et l'erreur absolue est moins importante. Le deuxième groupe de bancs, situés à 60 m de profondeur, sera détecté comme un seul banc acoustique (n° 4). L'erreur absolue pour toutes les mesures acoustiques est très importante.

La structure spatiale du groupement des bancs est un facteur d'influence considérable pour la formation de l'image acoustique. La relation entre la structure de groupement des bancs et l'image correspondante est probablement non linéaire. Cette relation présente une forte sensibilité à la densité de poissons dans les bancs, à l'indice de rétro-diffusion des poissons et donc à l'espèce insonifiée, et finalement aux caractéristiques acoustiques du sondeur utilisé, notamment l'ouverture du faisceau et le seuil de détection utilisé pendant l'acquisition.

Influence de la position du banc dans le faisceau acoustique

Lorsque le volume de diffusion n'est pas équivalent au volume de confusion, autrement dit lorsque le banc de poissons n'occupe pas intégralement le faisceau acoustique, les caractéristiques du banc acoustique détecté peuvent varier de façon significative. Cette troisième simulation permet d'illustrer ce phénomène à partir de la simulation d'un même type de banc dont les coordonnées du centre géométrique seront d'abord positionnées sur la trajectoire du faisceau pour être ensuite excentrées dans la direction transversale à celle du déplacement du faisceau. Dans ce cas, le volume de diffusion sera inférieur au volume de confusion et l'écart sera fonction de la valeur de l'écartement transversal.

La Figure 4.12 présente la configuration réelle définie *a priori* avec quatre bancs identiques de sardine. L'excentricité du banc réel simulé, par rapport à l'axe du faisceau, est visualisée par la courbe rouge qui entoure l'image du banc. Lorsque la surface de la coupe verticale ne coïncide pas avec le contour de la courbe rouge, comme dans cet exemple, les coordonnées du centre géométrique de chaque banc ne sont pas sur la trajectoire de l'axe du faisceau. L'échogramme obtenu par la simulation de l'acquisition est présenté dans la Figure 4.13 et le Tableau 4.3 permet la comparaison de la valeur des descripteurs entre la réalité simulée et l'échogramme correspondant.

TAB. 4.3 - Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis *a priori* et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. E_C : excentricité par rapport à l'axe du faisceau. A_b : aire de la coupe verticale. F_b : dimension fractale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume.

CONFIGURATION et numéro du banc acoustique détecté	PR_b (m)	H_b (m)	La_b (m)	L_b (m)	D_F (m)	E_C (m)	A_b (m ²)	F_b	IR_V (dB)
réelle 1	29	6	18	18	≈ 4	0	85	1,01	-40
	29	6		23			110	1,13	-42
réelle 2	29	6	18	18	≈ 4	8	85	1,01	-40
	29	5		16			61	1,16	-45
réelle 3	86	6	18	18	≈ 12	0	85	1,01	-40
	86	6		31			155	1,15	-44
réelle 4	86	6	18	18	≈ 12	8	85	1,01	-40
	86	5		27			120	1,16	-47

Les bancs excentrés, par rapport à l'axe du faisceau, présentent une taille plus faible (hauteur, longueur et aire) que celle des bancs centrés sur l'axe. Pour cet exemple, l'écart entre les valeurs de l'indice de rétro-diffusion de volume est de l'ordre de 3 dB et l'erreur absolue peut atteindre 7 dB (banc numéro 4).

L'importance de cet exemple est de montrer que des bancs identiques d'une même espèce peuvent produire des bancs acoustiques qui seront très différents en fonction de la façon dont ils sont échantillonnés acoustiquement, en particulier, en fonction de leur position par rapport à la trajectoire de l'axe du faisceau.

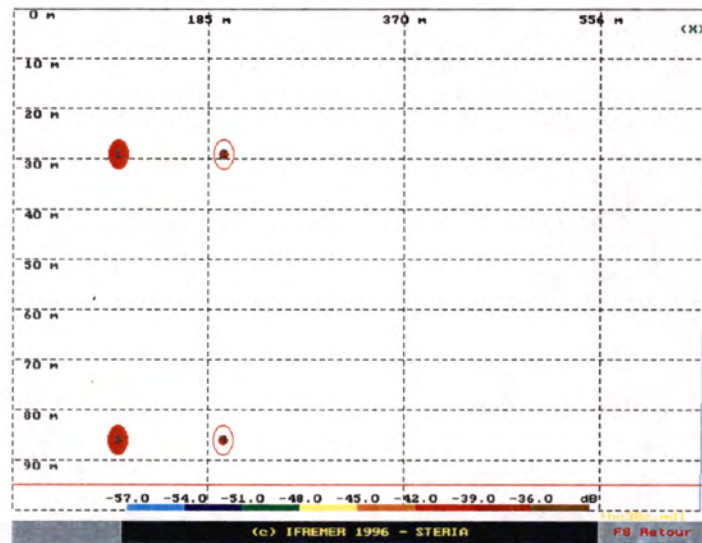


FIG. 4.12 - Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de la position du banc par rapport à l'axe du faisceau. Les coordonnées du centre géométrique de bancs à gauche sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau, alors que les bancs à droite ont leurs coordonnées décalées de 8 m dans la direction transversale. L'excentricité est visualisée par la courbe rouge qui entoure l'image du banc lorsqu'elle ne coïncide pas avec la surface de la coupe verticale. Les bancs simulés sont identiques et typiques de la sardine dans le Golfe de Gascogne.

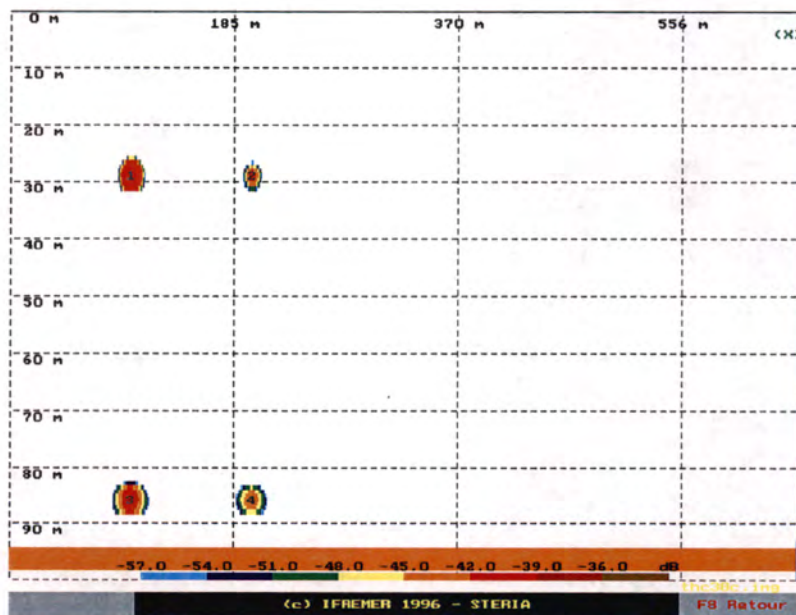


FIG. 4.13 - Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les bancs situés à 29 m de profondeur sont numérotés, de la gauche vers la droite, 1 et 2. Les bancs situés à 86 m de profondeur sont numérotés, de la gauche vers la droite, 3 et 4.

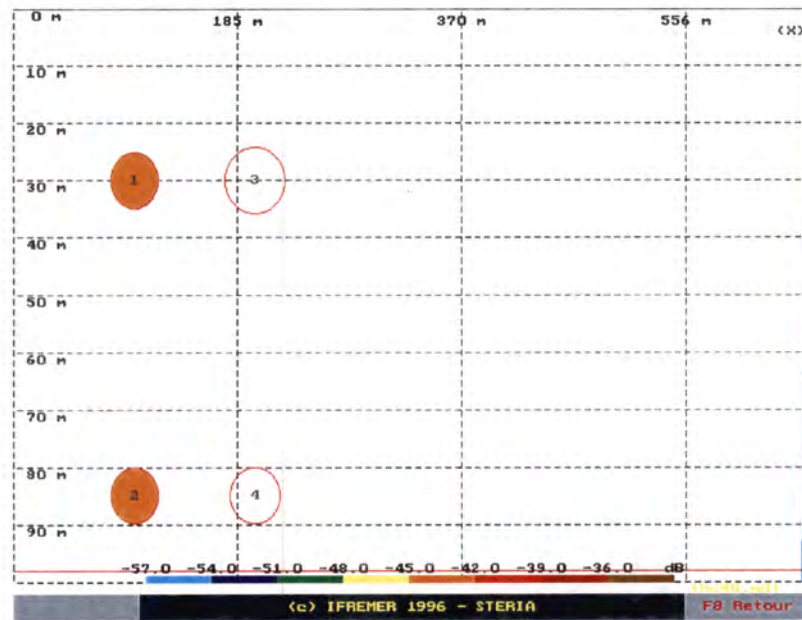


FIG. 4.14 - Configuration réelle définie *a priori* afin d'illustrer l'influence de la position du banc par rapport à l'axe du faisceau lorsque les bancs appartiennent à deux espèces différentes. Les coordonnées du centre géométrique des bancs de chinchard, à gauche, sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau, alors que les bancs de sardine, à droite, ont leurs coordonnées décalées de 6 et de 8 m dans la direction transversale.

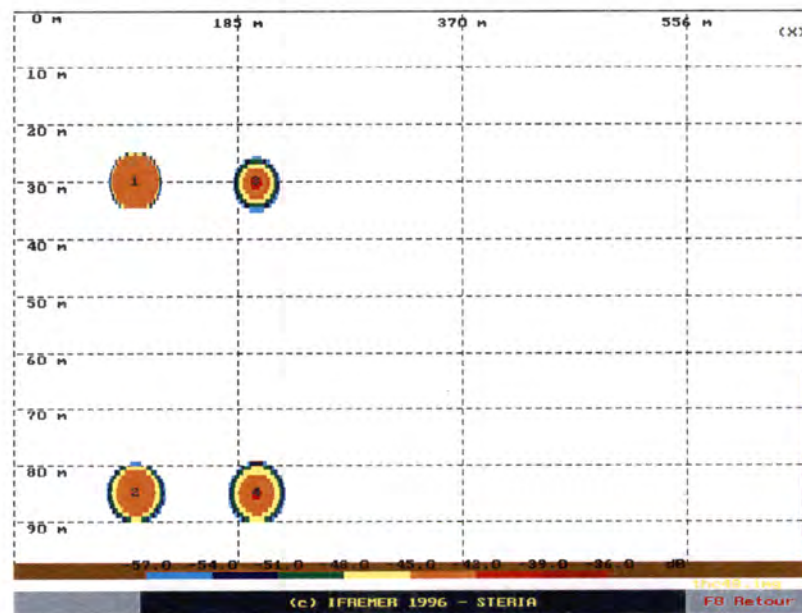


FIG. 4.15 - Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Bancs de chinchard: 1 et 2. Bancs de sardine: 3 et 4 (à droite, du haut vers le bas).

Influence de la position du banc dans le faisceau acoustique: deux espèces

Ce quatrième exemple est similaire au précédent. Toutefois, pour cette simulation, le banc, dont les coordonnées du centre géométrique sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau, est simulé comme un banc de chinchard et le banc excentré est simulé comme un banc de sardine. La Figure 4.14 présente la configuration réelle définie *a priori* et la Figure 4.15 présente l'échogramme résultant de la simulation de l'acquisition.

L'objectif de cet exemple est de montrer que deux espèces peuvent produire le même type de banc acoustique. Cette ressemblance est fonction de la position différente des bancs dans le faisceau, compensée par la rétro-diffusion des poissons présentant des indices de rétro-diffusion différents. Le Tableau 4.4 présente la valeur des descripteurs pour les bancs réels définis *a priori* et les bancs acoustiques détectés.

TAB. 4.4 - Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis *a priori* et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. E_C : excentricité par rapport à l'axe du faisceau. A_b : aire de la coupe verticale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume.

CONFIGURATION et numéro du banc acoustique détecté	PR_b (m)	H_b (m)	La_b (m)	L_b (m)	D_F (m)	E_C (m)	A_b (m ²)	IR_V (dB)
réelle CHINCHARD	30	10	10	40	≈ 4	0	314	-42
	85	10	10	40	≈ 12	0	314	-42
réelle SARDINE	30	12	10	50	≈ 4	6	471	-34
	85	12	10	42	≈ 12	8	396	-34
1 (Chinchard)	30	10		44			349	-43
3 (Sardine)	30	10		39			287	-46
2 (Chinchard)	85	10		49			409	-45
4 (Sardine)	85	10		47			408	-45

Le banc de sardine, simulé à 30 m de profondeur, est très excentré par rapport à l'axe du faisceau. L'écart entre la valeur de l'indice de rétro-diffusion de volume des deux espèces est de l'ordre de 3 dB. Toutefois, pour ce descripteur, l'erreur absolue entre le banc de sardine défini *a priori* et le banc acoustique est très importante (12 dB) et limite l'intérêt de l'interprétation des résultats. La comparaison des bancs des deux espèces situés à 85 m de profondeur est plus significative. Les bancs définis *a priori* diffèrent également quant à la valeur de l'indice de rétro-diffusion de volume par approximativement 8 dB. Cependant, les bancs acoustiques détectés sont pratiquement identiques par la taille, la forme et l'énergie. Dans cet exemple, la discrimination et l'identification des espèces devient impossible.

Ainsi, la position des bancs dans le faisceau est un facteur de variabilité très importante pour la formation de l'image des bancs acoustiques. Le même type de banc, appartenant à la même espèce, peut produire des bancs acoustiques qui ne se ressemblent pas, et des bancs différents, appartenant à des espèces différentes, peuvent produire des bancs acoustiques similaires.

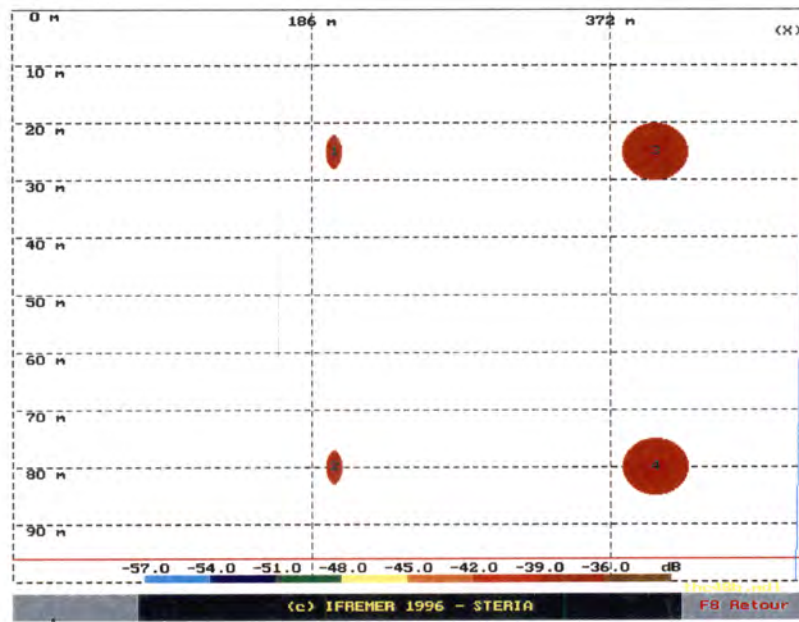


FIG. 4.16 - Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de la variation de la vitesse de déplacement. Deux types de bancs, différents par la taille, sont simulés l'un et l'autre à 25 et à 80 m de profondeur.

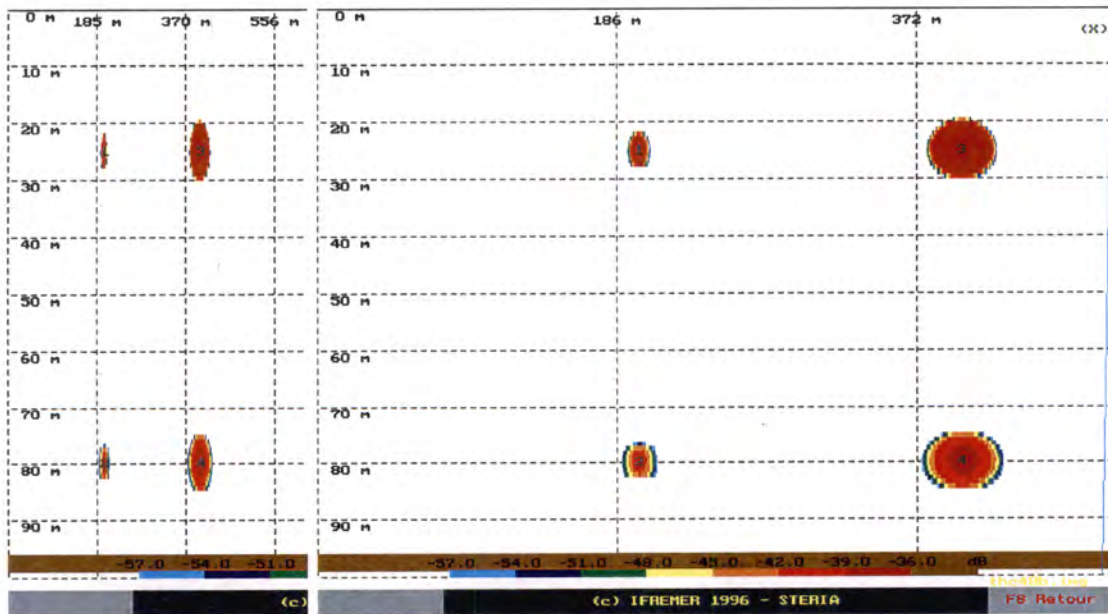


FIG. 4.17 - Echogrammes obtenus par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Récurrence: 2 tirs par seconde. A gauche, la vitesse de déplacement est de 10 noeuds, et à droite elle est de 3 noeuds. Les bancs pour chaque figure sont numérotés, du haut vers le bas, de la façon suivante: petits bancs 1 et 2; grands bancs 3 et 4.

Influence de la variation de la distance parcourue entre les émissions

Cette dernière simulation permet de comparer l'acquisition des images acoustiques lorsque deux types de bancs, simulés également à deux profondeurs différentes, sont détectés par une source se déplaçant à 3 et à 10 *noeuds*. La distance parcourue entre les émissions (d_S) est, respectivement, de l'ordre de 0,75 et de 2,5 *m* pour une récurrence de deux tirs par seconde.

La distance d_S est une composante importante du processus d'échantillonnage acoustique. Cette distance peut aussi varier en fonction d'un changement de la récurrence, lorsque la vitesse de déplacement est constante. Ainsi, cet exemple permet de montrer l'influence de la variation de la distance parcourue entre les émissions sur la formation de l'image acoustique, et, par conséquent, sur la valeur des descripteurs mesurés acoustiquement. Néanmoins, afin de faciliter l'interprétation des résultats, la récurrence est simulée constante et la variation de d_S est produite par un changement de la vitesse de déplacement.

La variation de la vitesse relative de déplacement entre le navire et le banc de poissons peut être due à un changement du mode d'acquisition (en chalutage ou en prospection), à la relation entre les vecteurs vitesse du banc de poissons et du navire ou alors à l'état de la mer. La Figure 4.16 présente la configuration réelle définie *a priori* et la Figure 4.17 l'échogramme résultant de la simulation de l'acquisition. Le Tableau 4.5 présente la valeur des descripteurs pour les bancs réels définis *a priori* et les bancs acoustiques détectés.

Malgré les différences d'apparence importantes lors de la visualisation des bancs acoustiques, les descripteurs de la taille des bancs ne sont pas affectés par la variation de la vitesse, puisque la distance parcourue entre les émissions est prise en compte dans le calcul de leurs valeurs. Également, aucune différence significative n'existe entre les valeurs de l'indice de rétro-diffusion de volume obtenues à partir de la simulation de l'acquisition à 3 et à 10 *noeuds*. Dans le cas de ce descripteur, l'erreur absolue est plutôt fonction de la relation entre la taille du banc et l'ouverture du faisceau à la profondeur où se situe le banc. Ainsi, comme dans le premier exemple, l'erreur absolue est plus faible (de l'ordre de 1 *dB*) pour le grand banc situé à 25 *m* de profondeur.

L'écart le plus important en fonction de la variation de la vitesse, donc de la distance d_S , concerne le nombre de signaux et le nombre de valeurs d'amplitude rétro-diffusées par le banc. Ainsi, la variation de la distance parcourue entre les émissions peut être un facteur d'influence pour les descripteurs dont les valeurs sont calculées à partir du nombre de valeurs d'amplitude. Tel est le cas de la moyenne et de l'écart-type des valeurs d'amplitude d'un banc.

Cette distance peut également avoir un rôle important dans la précision de l'estimation des paramètres au moment de l'ajustement des lois statistiques. La méthode d'extraction des descripteurs, basée sur l'analyse de la distribution de valeurs d'amplitude (cf. Chapitre 3, §3.2.3), serait particulièrement sensible au nombre des signaux et des valeurs rétro-diffusées par les bancs.

TAB. 4.5 - Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. A_b : aire de la coupe verticale. N_{SR} : nombre de signaux rétro-diffusés. $N_{S_{int}}$: nombre de valeurs d'amplitude supérieures au seuil d'intégration. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume.

CONFIGURATION et numéro du banc acoustique détecté	PR_b (m)	H_b (m)	La_b (m)	L_b (m)	A_b (m ²)	N_{SR}	$N_{S_{int}}$	IR_V (dB)
<i>réelle 3 noeuds</i>								
petit banc	25	6	10	10	47	12	610	-38
petit banc	80	6	10	10	47	12	610	-38
grand banc	25	10	10	40	314	51	4070	-38
grand banc	80	10	10	40	314	51	4070	-38
<i>détection 3 noeuds</i>								
1 (petit banc)	25	6		14	72	18	954	-40
2 (petit banc)	80	6		22	114	29	1509	-44
3 (grand banc)	25	10		44	364	57	4772	-39
4 (grand banc)	80	10		52	424	67	5558	-41
<i>réelle 10 noeuds</i>								
petit banc	25	6	10	10	47	4		-38
petit banc	80	6	10	10	47	4		-38
grand banc	25	10	10	40	314	15	1220	-38
grand banc	80	10	10	40	314	15	1220	-38
<i>détection 10 noeuds</i>								
1 (petit banc)	25	6		13	68	5	270	-40
2 (petit banc)	80	6		23	115	9	455	-44
3 (grand banc)	25	10		46	357	18	1408	-39
4 (grand banc)	80	10		51	425	20	1670	-41

4.3 Modélisation statistique des signaux rétro-diffusés

L'hypothèse que les signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons sont porteurs d'une information utile pour l'identification de l'espèce, admet, par principe, l'existence de processus de formation des signaux différents du modèle gaussien et donc, d'une variabilité dans les statistiques caractérisant ces signaux. Cependant, d'autres facteurs que l'espèce peuvent aussi être responsables de cette variabilité, laquelle pourrait être, à la limite, indépendante du facteur spécifique et peu utile pour l'identification acoustique (Scalabrin et Lurton, 1994).

Les modèles décrits précédemment (cf. §4.1.2) ont été conçus afin de modéliser une situation où la distribution des diffuseurs se présente sous la forme de couches biologiques ou de grands bancs de poissons, qui par leur taille peuvent être assimilés à des couches dans le volume échantillonné. Dans ce cas, la variabilité de la statistique des signaux est conditionnée exclusivement par les différences de densité.

Il est également apparu nécessaire, dans le cadre de ce mémoire, de développer une modélisation des signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons qui serait plus conforme à la réalité de l'acquisition de données pour l'identification acoustique des espèces. Le modèle doit être capable de mettre en évidence des situations particulières, qui n'ont pas été prises en compte auparavant, comme le regroupement des diffuseurs en petit bancs, la diffusion des bancs partiellement insonifiés ou des bancs présentant des inhomogénéités de densité (Scalabrin et Lurton, 1996).

Ainsi, l'objectif de cette modélisation est de mettre en évidence les phénomènes physiques responsables des fluctuations observées dans les signaux rétro-diffusés par un banc de poissons. Elle offre la possibilité d'obtenir des attributs quantitatifs caractérisant les signaux modélisés permettant la comparaison avec des signaux réels.

La modélisation de ces signaux est encore fondée sur des principes heuristiques, cependant elle diffère de la modélisation des images-sondeur par une plus grande finesse dans la description de certaines variables susceptibles d'intervenir dans la formation des échos: la directivité du transducteur et le roulis du navire sont pris en compte, et l'indice de cible des poissons insonifiés n'est plus une constante, mais peut être décrit par différentes fonctions de densité de probabilité. En outre, son objectif est d'analyser individuellement les bancs et non plus de reconstituer l'image-sondeur résultant de l'interaction du processus d'échantillonnage acoustique et de la répartition spatiale de bancs.

4.3.1 Modèle des signaux rétro-diffusés

Afin de modéliser la réponse acoustique d'un banc de poissons, il est nécessaire de construire un cadre théorique composé d'un ensemble d'hypothèses sur:

- la structure spatiale du banc;
- les aspects physiques de la construction du signal rétro-diffusé;
- la variabilité de l'échantillonnage acoustique.

Ce cadre théorique, déterministe à l'origine, sera ensuite modifié pour permettre l'introduction des sources de variabilité qui peuvent *a priori* être responsables du comportement stochastique de la réponse acoustique des bancs.

Structure spatiale du banc

Concernant le modèle ici développé, la structure spatiale correspond:

- à la façon dont les poissons se répartissent à l'intérieur du volume défini par le banc;
- à la distance moyenne entre les poissons;
- et à la stabilité de cette structure.

Il est important de savoir si la répartition de poissons est totalement aléatoire et désordonnée ou si cette répartition suit un modèle géométrique bien défini où certaines coordonnées de l'espace présentent une probabilité plus élevée d'être occupées par des poissons.

La structure spatiale a été un des premiers sujets abordé lors des travaux précurseurs de Breder (1951, 1954) sur la définition de ce qu'est un banc de poissons et sur les mécanismes régissant leur comportement. Weihs (1975) développe le premier modèle mathématique sur la structure optimale d'un banc en fonction des avantages hydrodynamiques qui permettraient aux poissons de mieux utiliser l'énergie et de réduire l'effort de nage. Cette structure optimale aurait la forme d'un losange allongé dans le sens du déplacement, à chaque sommet duquel se place un poisson. Breder (1976) propose un modèle géométrique présentant une structure rhomboédrique à plusieurs couches qui s'approche du modèle de Weihs lorsque la structure est étirée dans le sens du déplacement du banc et d'une structure cubique en absence d'étirement. Les deux modèles ont été validés par des données empiriques et Breder suggère que l'existence de structures intermédiaires entre ces deux extrêmes serait due à des comportements de nage différents.

L'approche rhomboédrique peut être adoptée afin de répondre à la première question concernant la structure spatiale: la façon dont les poissons se répartissent à l'intérieur du volume défini par le banc. Ainsi, pour la modélisation statistique des signaux rétro-diffusés, un banc de poissons peut être assimilé à une matrice tridimensionnelle de diffuseurs ponctuels. Chaque poisson est représenté par trois coordonnées indiquant un sommet d'un parallélépipède, qui peut être interprété comme l'unité de base pour la construction du banc. L'ajout successif des parallélépipèdes selon les axes longitudinal, y , et transversal, x , dans le sens du déplacement de la source et l'empilement successif et décalé selon la verticale, z , permet la construction du banc comme une structure rhomboédrique (Figure 4.18).

Le deuxième point concerne la taille de l'unité de base, ou la distance moyenne entre les poissons du banc. Des études réalisées en laboratoire ou en milieu naturel avec des bancs de poissons de plusieurs espèces ont permis de mesurer la distance d'un poisson à son plus proche voisin. Cette mesure est normalement réalisée entre les deux points le plus proches situés sur la ligne médiane du corps de deux poissons, indépendamment de leur orientation (Hunter, 1966). L'ensemble de ces mesures permet de calculer la distance moyenne au plus

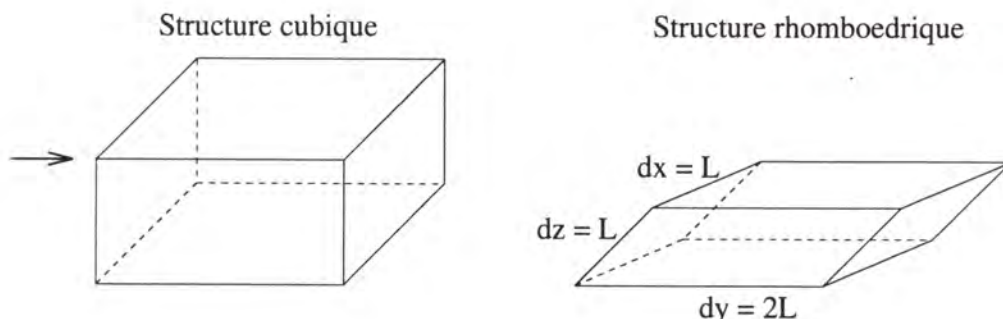


FIG. 4.18 - Structure rhomboédrique utilisée pour la modélisation des bancs de poissons.

proche voisin, souvent exprimée en termes de longueur moyenne de poissons observés afin de permettre la comparaison entre espèces ou groupes de poissons de taille différente, ou alors entre les différents stades de développement d'une même espèce.

En général, la distance moyenne au plus proche voisin est inférieure à la taille moyenne des poissons lorsque les mesures sont réalisées en laboratoire (Breder, 1954; Cullen *et al.*, 1965, Partridge *et al.*, 1980). Van Olst et Hunter (1970) ont observé que pour une espèce de maquereau (*Scomber japonicus*), une espèce de chinchard (*Trachurus symmetricus*) et une espèce d'anchois (*Engraulis mordax*), la distance moyenne au plus proche voisin varie de quatre jusqu'à une demie fois la longueur moyenne des poissons de chaque groupe au fur et à mesure que les poissons deviennent adultes.

Par contre, les mesures réalisées sur des bancs en milieu naturel semblent indiquer que la distance moyenne au plus proche voisin est supérieure à la longueur moyenne des poissons. Graves (1977) a pu photographier des bancs d'anchois localisés à l'aide d'un sonar sur les côtes de la Californie. Pour une série de dix photographies où l'orientation des poissons est perpendiculaire à la caméra, la densité moyenne est de $114,8 \text{ poissons } m^{-3}$ et la distance moyenne au plus proche voisin est équivalente à 1,2 fois la longueur moyenne des poissons. Pour une autre série de mesures réalisées cette fois sur un même banc, il obtient les valeurs de densité suivantes: 60, 56, 51 et 60 $\text{poissons } m^{-3}$ et respectivement des distances moyennes au plus proche voisin de 1,27, 1,28, 1,63 et 1,42 fois la longueur moyenne des poissons.

Selon l'analyse de ces données, la distance entre les poissons d'un banc en milieu naturel est légèrement supérieure à la longueur du poisson et sensiblement supérieure à celle mesurée en laboratoire. Cette distance diminue avec le développement du poisson vers l'âge adulte, entraînant alors la formation des bancs de densité plus élevée.

Pour la construction du modèle de banc, il est fait l'hypothèse que les poissons sont de même longueur L avec une distance entre poissons selon les trois axes proportionnelle à cette longueur. Pour x représentant l'axe transversal, y l'axe longitudinal dans le sens du déplacement relatif entre la source acoustique et le banc, et z l'axe vertical, les distances, d_x , d_y et d_z , ainsi que les densités linéaires respectives,

ρ_x , ρ_y et ρ_z , sont calculées par:

$$d_x = L \quad d_y = 2L \quad d_z = L \quad (4.35)$$

$$\rho_x = 1/L \quad \rho_y = 1/2L \quad \rho_z = 1/L \quad (4.36)$$

La densité volumique du banc, ρ , s'exprime par:

$$\rho = \frac{1}{2L^3} \quad (4.37)$$

Le coefficient de proportionnalité reliant d_y et L est équivalent à 2 du fait de la forme allongée du corps des poissons étudiés dans ce travail, de façon à assurer une distance égale à L entre la queue d'un poisson et la tête du poisson suivant. D'autre part, la valeur 2 de ce coefficient dans l'expression du calcul de la densité (4.37) est très similaire à la valeur de 2,26 présentée par Serebrov (1976) pour l'estimation de la densité des bancs de harengs en milieu naturel à partir des mesures sur la distance moyenne entre poissons.

Le troisième point concerne la stabilité de la structure du banc. Au départ, la densité des poissons à l'intérieur du banc modélisé est considérée comme constante, c.a.d. que le banc est homogène et ne présente ni zones de forte densité ni vacuoles. Malgré le manque de réalisme de cette hypothèse (Fréon *et al.*, 1992; Misund, 1993; Soria, 1994), elle permet d'être en accord avec le principe de linéarité et de mieux comprendre les facteurs qui peuvent influencer les fluctuations du signal rétro-diffusé. Les inhomogénéités de densité à l'intérieur du banc seront partiellement prises en considération par une variable du modèle décrite dans la section sur la variabilité de l'échantillonnage acoustique.

Néanmoins, si la densité du banc est constante, ceci n'est pas le cas de la position des poissons au fil des émissions successives. A chaque émission les poissons sont déplacés aléatoirement autour de leur position nominale ou moyenne. Ces écarts de position, selon les trois axes, suivent chacun une distribution normale et sont proportionnels à la distance séparant les poissons. Soit $(\bar{P}_{n_x}, \bar{P}_{n_y}, \bar{P}_{n_z})$ les coordonnées indiquant la position nominale du poisson n , $e_{n_x, y, z}$ une valeur appartenant à une distribution $\mathcal{N}(0, 1)$ et ζ le coefficient d'écart à la position nominale proportionnel à $(d_x, d_y$ et $d_z)$, les nouvelles coordonnées du poisson qui seront effectivement prises en compte sont calculées par:

$$P_{n_x} = \bar{P}_{n_x} + e_{n_x} \zeta d_x \quad (4.38)$$

$$P_{n_y} = \bar{P}_{n_y} + e_{n_y} \zeta d_y \quad (4.39)$$

$$P_{n_z} = \bar{P}_{n_z} + e_{n_z} \zeta d_z \quad (4.40)$$

L'écart-type des séries de mesures réalisées sur la distance moyenne au plus proche voisin dans un banc peut fournir l'ordre de grandeur du coefficient ζ . Dans les mesures de Graves (1977) sur l'anchois, l'écart-type correspond à 28% de la longueur moyenne du poisson. Pour Pitcher et Partridge (1979), dans le cas des bancs de hareng étudiés en laboratoire, cet écart est de 8% la longueur moyenne du poisson (Figure 4.19).

L'introduction des fluctuations gaussiennes dans la position des poissons garantit l'indépendance de chaque réalisation du modèle (émission et signal

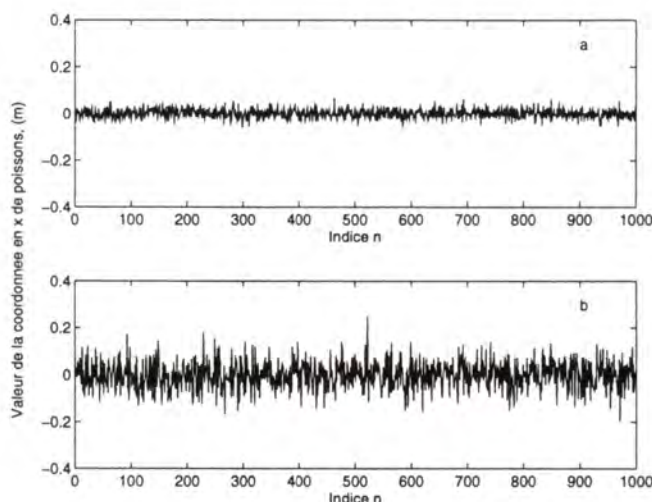


FIG. 4.19 - Simulation de la distribution des écarts de position pour la coordonnée en x des poissons du banc, $N = 1000$ poissons, $L = 0,2$ m. (a) $\zeta = 0,1$ et (b) $\zeta = 0,3$.

rétro-diffusé) et permet d'associer la structure du banc à une structure probabiliste, malgré une répartition nominale bien définie géométriquement. En outre, la structure probabiliste dérivée du modèle rhomboédrique permet aussi de minimiser le phénomène d'interférence acoustique stable (de type réseau) de signaux rétro-diffusés par les poissons, phénomène d'autant plus important lorsque la structure est cubique et stable à l'échelle de la longueur d'onde et de la durée du signal utilisées (cf. §4.1.2).

Les études réalisées en laboratoire ou en milieu naturel sur la morphologie des bancs indiquent que les bancs peuvent être sphériques, ellipsoïdaux ou alors présenter des formes plus complexes vu l'aspect dynamique de leur comportement (Squire, 1978; Partridge *et al.*, 1980; Fréon *et al.*, 1992; Misund, 1993; Soria, 1994). Cependant, afin de pouvoir isoler les sources de variabilité responsables de la fluctuation des signaux rétro-diffusés, la forme du banc présente peu d'importance pour l'instant, l'important étant de considérer comme hypothèse de départ le fait que le banc intercepte entièrement le lobe principal de la fonction de directivité du transducteur. Ainsi, le banc modélisé a la forme d'un parallélépipède localisé à la verticale de la source acoustique. La hauteur du banc conditionne la durée du signal, mais la largeur et la longueur du banc sont calculées en fonction de sa profondeur et de l'ouverture du faisceau à $2\theta_{3dB}$ de façon à permettre l'occupation complète du volume de confusion par les poissons.

Construction du signal rétro-diffusé

Une fois la structure spatiale du banc définie, il est possible de modéliser sa réponse acoustique afin d'obtenir une séquence de signaux rétro-diffusés qui puisse être comparée aux signaux réels. La contribution des poissons au signal rétro-diffusé sera calculée à partir des hypothèses sur les éléments considérés les plus importants et qui peuvent affecter la

propagation de l'énergie sonore à l'intérieur du banc:

- la réponse acoustique des poissons;
- la fonction de directivité du transducteur;
- les pertes d'énergie;
- les phénomènes de diffusion d'ordre supérieur.

La contribution d'un poisson n au champ acoustique est fonction de l'amplitude et de la phase du signal rétro-diffusé par le poisson:

$$p_n = a_n e^{j\phi_n} \quad (4.41)$$

La contribution en amplitude, a_n , dépend du niveau de la pression acoustique interceptée par le poisson et rétro-diffusée vers le transducteur, ainsi que des propriétés acoustiques du poisson, autrement dit de sa position à l'intérieur du faisceau et de sa section efficace de rétro-diffusion, σ_{rd_n} :

$$a_n^2 \sim \mathcal{D}_T^2(\vartheta_n) \sigma_{rd_n} \quad (4.42)$$

où \mathcal{D}_T est la fonction de directivité d'un transducteur qui traduit soit en émission la répartition angulaire de l'énergie acoustique émise soit en réception la réponse électrique en fonction de la direction d'arrivée de l'onde acoustique. Elle permet de représenter la variation de sensibilité en fonction de l'angle ϑ (Figure 4.20).

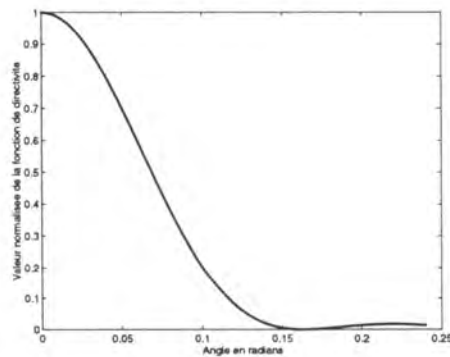


FIG. 4.20 - Fonction de directivité d'un transducteur 38 kHz de 0,6 m de diamètre, calculée selon (4.43). Les valeurs de $\mathcal{D}_T(\vartheta)$ pour $0 \leq \vartheta < 0,15$ correspondent au lobe principal du faisceau et pour $\vartheta \geq 0,15$ à l'écroulement du niveau de l'émission et au lobe secondaire.

Les valeurs de la fonction de directivité sont en réalité des coefficients de pondération des niveaux émis et reçu, puisqu'elles sont normalisées par rapport au maximum de cette fonction. La fonction de directivité d'un transducteur circulaire, dont le diamètre D_T est supérieur à la longueur d'onde λ , est donnée par:

$$\mathcal{D}_T(\vartheta) = \left(\frac{2J_1(B)}{B} \right)^2 \quad (4.43)$$

où:

ϑ est l'angle mesuré par rapport à l'axe du transducteur.

$J_1()$ est la fonction de Bessel de première espèce d'ordre 1.

B est un paramètre de la fonction de directivité calculé par:

$$B = \frac{\pi D_T}{\lambda} \sin \vartheta$$

Ainsi, afin d'obtenir la valeur de la fonction de directivité associée à la position d'un poisson, il suffit de connaître l'angle entre le poisson et l'axe du faisceau. L'angle ϑ_n est calculé à partir des coordonnées spatiales du poisson n , exprimées par (4.38, 4.39 et 4.40):

$$\vartheta_n = \arctan\left(\frac{\sqrt{P_{n_x}^2 + P_{n_y}^2}}{P_{n_z}}\right) \quad (4.44)$$

La première composante du calcul de a_n est donc la valeur de $\mathcal{D}_T(\vartheta_n)$. La deuxième composante est la valeur de la section efficace de rétro-diffusion σ_{rd_n} . Il a été vu (cf. §4.1.1), que le calcul exact de σ_{rd} dépend de modèles complexes, présentant un nombre élevé de degrés de liberté (forme et volume de la vessie natatoire, taille et inclinaison du poisson, variabilité intra-spécifique, etc...). Cependant, d'autres modèles estiment les valeurs de σ_{rd} à partir d'une approche probabiliste, en associant la distribution des valeurs de σ_{rd} à une fonction de densité de probabilité.

Cette deuxième approche est plus utile pour la modélisation statistique des signaux, puisqu'elle permet de prendre en compte la nature stochastique du comportement de σ_{rd} , en évitant le formalisme d'un calcul déterministe de sa valeur. Clay et Heist (1984) associent la distribution des amplitudes de l'enveloppe du signal rétro-diffusé par un poisson, situé sur l'axe du faisceau, à une loi de probabilité de Rice, dont les paramètres sont notés γ et σ_{rd} . Les cas limites de cette loi sont conditionnés par la valeur de γ : lorsque $\gamma = 0$, l'empan de la distribution des amplitudes est très élevé et la distribution des amplitudes de l'enveloppe sera alors décrite par une loi de Rayleigh de paramètre σ_{rd} ; à l'opposé, lorsque $\gamma \gg 1$, la distribution des amplitudes est plus centrée et la loi de Rice s'approche d'une gaussienne. L'empan de la distribution est positivement corrélé avec l'état d'agitation du poisson et conditionné alors, en partie, par la variabilité de l'angle d'inclinaison du poisson θ_P (cf. §4.1.1).

Ainsi, afin de tenir compte de la variabilité de la taille et de l'angle d'inclinaison des poissons à l'intérieur du banc, σ_{rd} est modélisé par une fonction de densité de probabilité. Pour l'hypothèse de faible variabilité avec homogénéité des tailles et polarisation des poissons, σ_{rd_n} est obtenu à partir d'un tirage aléatoire d'une distribution gaussienne et pour l'hypothèse de forte variabilité, avec hétérogénéité des tailles et des angles d'inclinaison, à partir d'un tirage aléatoire d'une distribution de Rayleigh (Figure 4.21).

La distribution des contributions en amplitude, donc des a_n , est finalement le résultat de la convolution de la fonction de directivité avec la fonction de densité de probabilité de

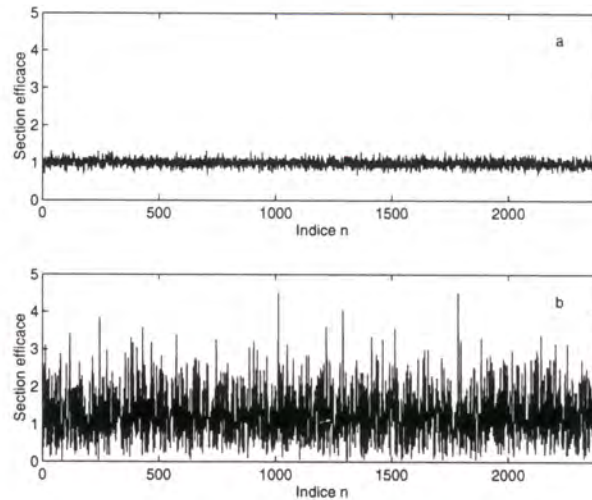


FIG. 4.21 - Simulation de la distribution de valeurs de $\sigma_{r,d}$, normalisée par sa moyenne, $N = 2400$ poissons. (a) loi normale et (b) loi de Rayleigh.

la section efficace de rétro-diffusion du poisson (Figure 4.22).

La contribution en phase d'un poisson au champ acoustique, ϕ_n dans l'expression (4.41), est calculée à partir du nombre d'onde et de la distance du poisson au transducteur:

$$\phi_n = 2\kappa R_n \quad (4.45)$$

où:

κ est le nombre d'onde calculé par:

$$\frac{2\pi f}{c}$$

R_n est la distance du poisson au transducteur, calculée à partir de ses coordonnées spatiales:

$$R_n = \sqrt{P_{n_x}^2 + P_{n_y}^2 + P_{n_z}^2}$$

Une fois le calcul des a_n et des ϕ_n de poissons du banc achevé, il est possible d'obtenir le signal rétro-diffusé au temps t_i comme le résultat de la somme de la contribution de N_{t_i} poissons (cf. §4.1.2):

$$S(t_i) = \sum_{n=1}^{N_{t_i}} a_n e^{j\phi_n} \quad \text{avec } i = 1, \dots, I_{max} \quad (4.46)$$

où:

t_i est le temps correspondant à une distance de propagation $R_i = ct_i/2$.

i est l'indice de l'échantillon du signal.

I_{max} est la durée totale du signal correspondant, en distance, à la profondeur du début du banc plus sa hauteur.

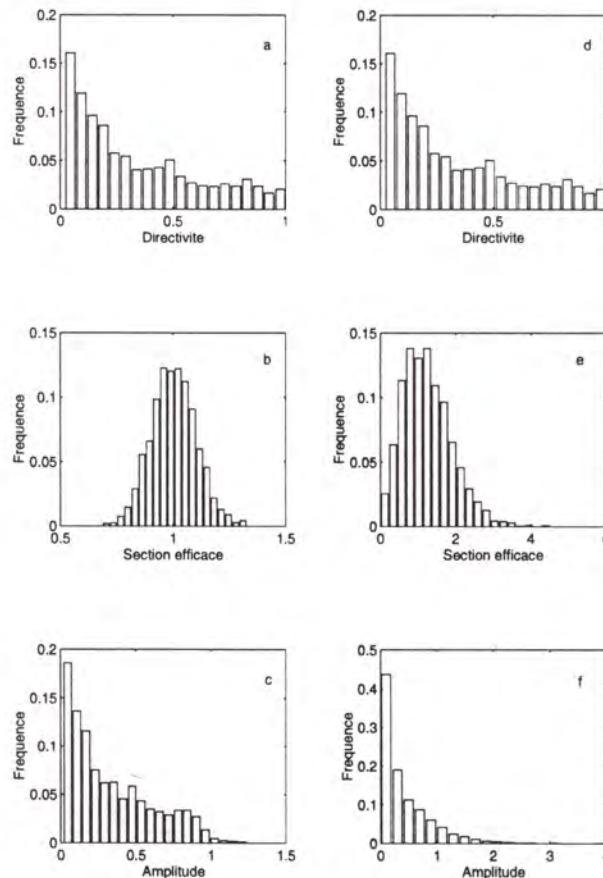


FIG. 4.22 - Exemple, seulement illustratif, des distributions de valeurs d'amplitude a_n , (c) et (f), obtenues, respectivement, à partir de la convolution d'une fonction de directivité identique, (a) et (d), avec la fonction de densité de probabilité de la section efficace de rétro-diffusion du poisson $\sigma_{r,d}$ modélisée par une loi normale (b) et une loi de Rayleigh (e).

N_{t_i} est le nombre total de poissons qui se trouvent à l'intérieur du volume de confusion effectif à l'instant t_i , défini par $R_i < R_n < (R_i + c\tau/2)$ et par l'ouverture correspondante du faisceau.

a_n est l'amplitude de la contribution de chaque poisson.

ϕ_n est la contribution en phase de chaque poisson.

Il s'agit, pour chaque t_i correspondant à la propagation de l'onde sonore à l'intérieur du banc, de calculer la valeur du champ complexe S_{t_i} résultant de la somme des contributions individuelles des poissons dont la distance au transducteur R_n est comprise entre R_i et $R_i + c\tau/2$. La progression de l'onde, en fonction du pas d'échantillonnage i , permet de générer une série de valeurs S_{t_i} , dont la durée totale correspond, en distance, à la profondeur plus la hauteur du banc (Figure 4.23).

À partir des expressions (4.17, 4.18 et 4.19) il est possible de calculer les parties réelle S_{1,t_i} et imaginaire S_{2,t_i} du signal S_{t_i} afin d'obtenir l'énergie correspondante E_{t_i} :

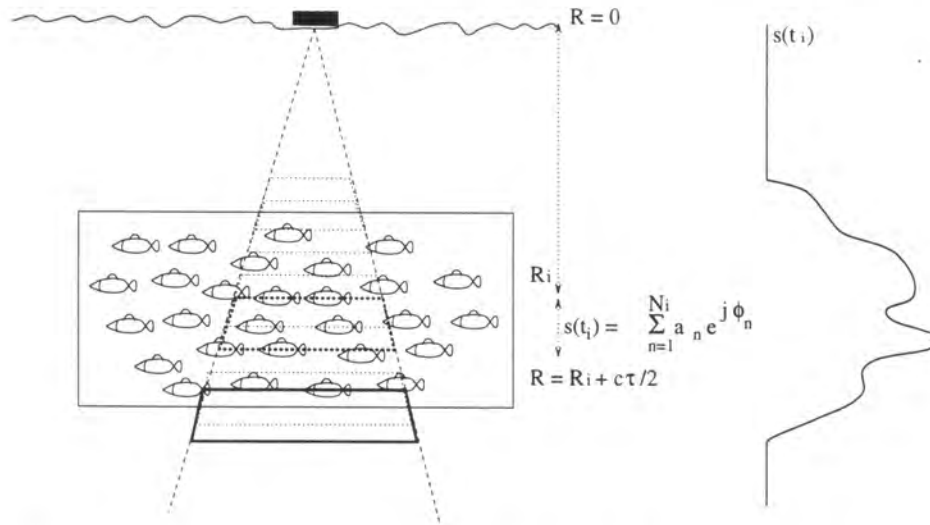


FIG. 4.23 - Construction du signal rétro-diffusé pour une émission et représentation de l'enveloppe temporelle s_{t_i} .

$$E_{t_i} = S_{1t_i}^2 + S_{2t_i}^2 \quad (4.47)$$

L'énergie est ensuite corrigée des pertes de transmission seulement dues à la divergence géométrique par un facteur:

$$\frac{1}{R_i^2}$$

Parmi les phénomènes de diffusion d'ordre supérieur décrits précédemment (cf. §4.1.2), seule l'atténuation de l'énergie du signal rétro-diffusé due à l'effet de masquage des poissons à l'intérieur du banc est prise en compte. Cette diminution de l'énergie est fonction de la densité, des propriétés acoustiques des poissons et de la hauteur du banc. La quantité d'énergie prélevée est calculée par un coefficient d'atténuation, ζ_{t_i} , qui varie avec le pas d'échantillonnage i , mais dont la variation dans le temps n'est prise en compte qu'à partir de l'instant t_B correspondant au début du banc:

$$\zeta_{t_i} = e^{-\rho\sigma_e c(t_i - t_B)} \quad (4.48)$$

où σ_e est la section efficace d'extinction moyenne calculée selon l'expression (4.25) où $\sigma_d = 4\pi 10^{(0,1IC_{rd})}$ et $\sigma_a = 0,1\sigma_d$. L'indice de rétro-diffusion des poissons, IC_{rd} , pour les espèces considérées par le modèle, est calculé selon (4.32) et le coefficient de 10% pour le calcul de σ_a est conforme aux résultats présentés par Lytle et Maxwell (1983). L'énergie E_{t_i} est donc pondérée par ces deux facteurs:

$$\frac{E_{t_i} \zeta_i}{R_i^2} \quad (4.49)$$

et utilisée comme descripteur du signal rétro-diffusé. Lorsque $i = I_{max}$, l'énergie émise s'est propagée sur toute la hauteur du banc et la simulation du signal rétro-diffusé par le banc est terminée pour cette émission. Afin de simuler une nouvelle émission, équivalente

à une réalisation du modèle, il suffit de recommencer le processus à partir de l'étape de calcul des nouvelles coordonnées des poissons selon (4.38, 4.39 et 4.40). Les valeurs $E_{t,i}$ sont sauvegardées dans une matrice où les lignes correspondent à l'échantillonnage temporel du signal et les colonnes au nombre d'émissions simulées.

Les moments normalisés $\langle E^r \rangle / \langle E \rangle^r$ de la distribution de valeurs $E_{t,i}$ issues du modèle peuvent être ensuite calculés et comparés aux moments des distributions empiriques des bancs détectés en milieu naturel (Jakeman et Tough, 1988) (cf. Annexe D). Ces moments normalisés seront aussi utilisés afin de vérifier le comportement du modèle en fonction de ses variables explicatives (cf. §4.3.2).

Variabilité de l'échantillonnage acoustique

Jusqu'à présent, la modélisation part de l'hypothèse que le banc intercepte entièrement le volume de confusion, V_C , formé par l'ouverture du faisceau à $2\theta_{3dB}$ et la durée d'impulsion $c\tau/2$. Cependant, cette hypothèse est trop restrictive par rapport à la réalité du processus d'échantillonnage acoustique associé à la répartition spatiale et à la distribution des tailles de bancs. Plusieurs situations peuvent être envisagées où le volume de diffusion, V_D , est inférieur au volume de confusion (cf. sous-chapitre 4.2) (Figure 4.24):

- (a) le banc est plus petit que l'ouverture du faisceau;
- (b) seulement le bord d'un grand banc est insonifié;
- (c) le nombre d'émissions "incomplètes" associées au début et à la fin de l'échantillonnage acoustique du banc est élevé;
- (d) le roulis et le tangage du navire font varier les directions d'émission et de réception au-delà de la détection du banc;
- (e) la structure spatiale du banc est hétérogène avec des vacuoles.

L'influence de ces situations sur la variabilité du signal rétro-diffusé peut être prise en compte par l'introduction d'une variable simulant les fluctuations d'occupation du volume de confusion par le banc. Il suffit, pour cela, de décaler la position des poissons par rapport à celle du faisceau pour qu'une partie du faisceau ne puisse intercepter aucun poisson. Le décalage est appliqué sur la coordonnée en x , celle transversale au sens du déplacement du navire, et il est fonction du nombre d'émissions et d'une variable, ξ , nommée *taux minimal d'interception géométrique*.

Lorsque ξ est nul, tous les poissons du banc sont insonifiés et contribuent à la formation du signal à chaque émission. Ceci correspond à l'hypothèse d'un échantillonnage acoustique homogène où le faisceau intercepte entièrement le banc et $V_D = V_C$ pour toutes les émissions. Lorsque ξ est pris en compte, le nombre de poissons insonifiés, contribuant au signal, diminue de façon linéaire avec le nombre d'émissions jusqu'à atteindre une valeur limite où $V_D = (1 - \xi)V_C$. Comme $0 \leq \xi \leq 1$, le facteur $(1 - \xi)$ indique le pourcentage d'occupation du volume de confusion au moment de la dernière émission, ou réalisation du modèle. Ainsi, pour $\xi = 1$, tous les poissons sont insonifiés lors de la première émission,

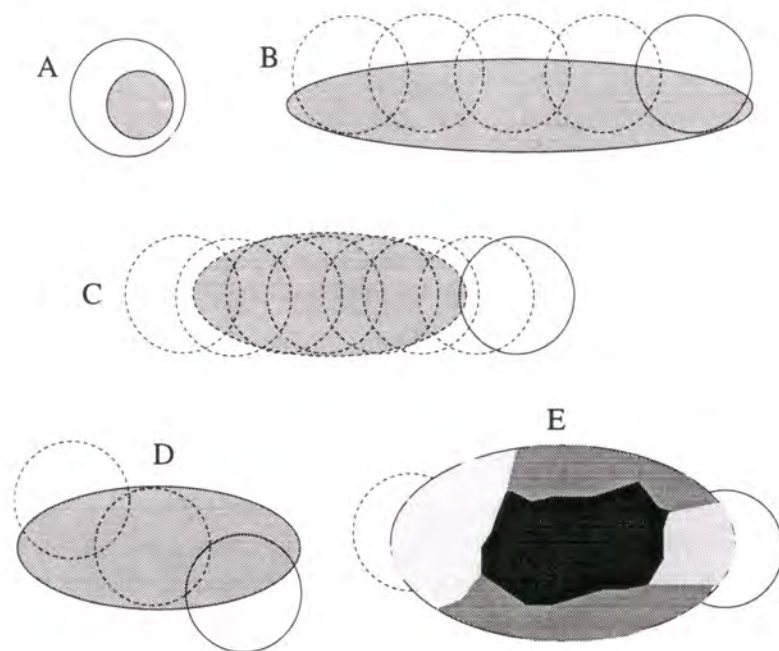


FIG. 4.24 - Variabilité de l'échantillonnage acoustique, représentée selon le plan horizontal.

mais leur nombre va diminuer au fur et à mesure de la simulation des nouvelles émissions, jusqu'à la dernière émission où aucun poisson n'est pris en compte et $V_D = 0$. Dans ce cas, le taux d'occupation moyen du volume de confusion sera de l'ordre de 50%, correspondant au maximum de variabilité de l'échantillonnage acoustique prévu par le modèle.

Cette approche du problème de la variabilité de l'échantillonnage acoustique et de l'hétérogénéité de la structure interne de bancs est assez simpliste et ξ est loin de permettre une modélisation complexe des situations décrites auparavant. Cependant, elle permet d'introduire une source aisée et efficace de variabilité, liée à ces phénomènes, dans la modélisation de signaux rétro-diffusés et de fournir son ordre de grandeur.

4.3.2 Simulation et comparaison des signaux rétro-diffusés

Les moments normalisés (cf. Annexe D) d'ordre 2, 3 et 4 de la distribution empirique de valeurs d'énergie des bancs détectés en milieu naturel ont été calculés et comparés à ceux obtenus à partir des simulations du modèle décrit ci-dessus. Ces moments normalisés seront aussi utilisés pour vérifier le comportement du modèle en fonction de ses variables explicatives et essayer de comprendre l'origine de la variabilité observée dans les signaux rétro-diffusés par des bancs réels.

Les données empiriques correspondent aux signaux rétro-diffusés par 255 bancs de poissons, dont 80 de sardine, 91 d'anchois et 84 de chinchard, le même ensemble utilisé par l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude (cf. Chapitre 3, §3.2.3). Néanmoins, pour des raisons qui seront explicitées ultérieurement, seuls les résultats des bancs

de sardine et d'anchois seront utilisés pour la comparaison plus détaillée avec les résultats des simulations.

Chaque simulation correspond à un banc de poissons et les résultats ici présentés concernent 1 090 simulations des bancs de clupéiformes (sardine et anchois). Les paramètres acoustiques utilisés afin de simuler l'acquisition correspondent aux paramètres d'acquisition pour les données empiriques (cf. Chapitres 2 et 3) et sont les suivants:

- Fréquence d'émission égale à 38 kHz ($\lambda = 4\text{ cm}$).
- Durée d'impulsion de 1 ms .
- Ouverture angulaire du lobe principal du faisceau ($2\theta_{3dB}$) de 8° .

Le Tableau 4.6 fournit la liste des variables explicatives qui ont été paramétrées dans le cadre des 1 090 simulations et les intervalles de variation utilisés. Ces intervalles ont été définis soit en fonction de données bibliographiques disponibles (cf. §4.3.1), soit en fonction de valeurs obtenues par les campagnes d'acquisition (cf. Chapitres 2 et 3).

TAB. 4.6 - Variables paramétrées pour les simulations et leur intervalle de variation.

VARIABLE	INTERVALLE DE VARIATION
Taille du poisson, L	de 12 à 24 cm avec un pas de 3 cm
Coefficient d'écart à la position nominale, ζ	10 et 20%
Hauteur du banc	2 et 8 m
Nombre d'émissions	5 et 15
Profondeur du banc	30 et 40 m
Taux minimal d'interception géométrique, ξ	0,0 à 1,0 avec un pas de 0,2

Pour chaque banc simulé, la taille des poissons est constante, conditionnant la densité du banc et la valeur moyenne de la section efficace de rétro-diffusion, σ_{rd} . La variabilité de la taille et de l'angle d'inclinaison des poissons à l'intérieur du banc est prise en compte en modélisant la distribution des valeurs de la section efficace de rétro-diffusion par une loi de Rayleigh (hypothèse de variabilité élevée, cf. §4.3.1). Le coefficient d'écart à la position nominale permet d'introduire des fluctuations gaussiennes dans la position des poissons et de garantir l'indépendance de chaque réalisation (émission et signal rétro-diffusé). Des petits et des grands bancs peuvent être simulés par la combinaison entre la hauteur du banc et le nombre d'émissions. Le taux minimal d'interception géométrique permet de simuler la variabilité de l'échantillonnage acoustique correspondant à l'interception du volume du banc par le faisceau.

La Figure 4.25 illustre la représentation de l'ensemble des bancs réels et simulés dans l'espace de moments normalisés.

Par l'observation de la distribution de points dans cet espace, il est possible de constater que le modèle réalisé semble capable de représenter de manière adéquate les moments d'ordre supérieur associés au processus de rétro-diffusion des bancs réels de poissons. En

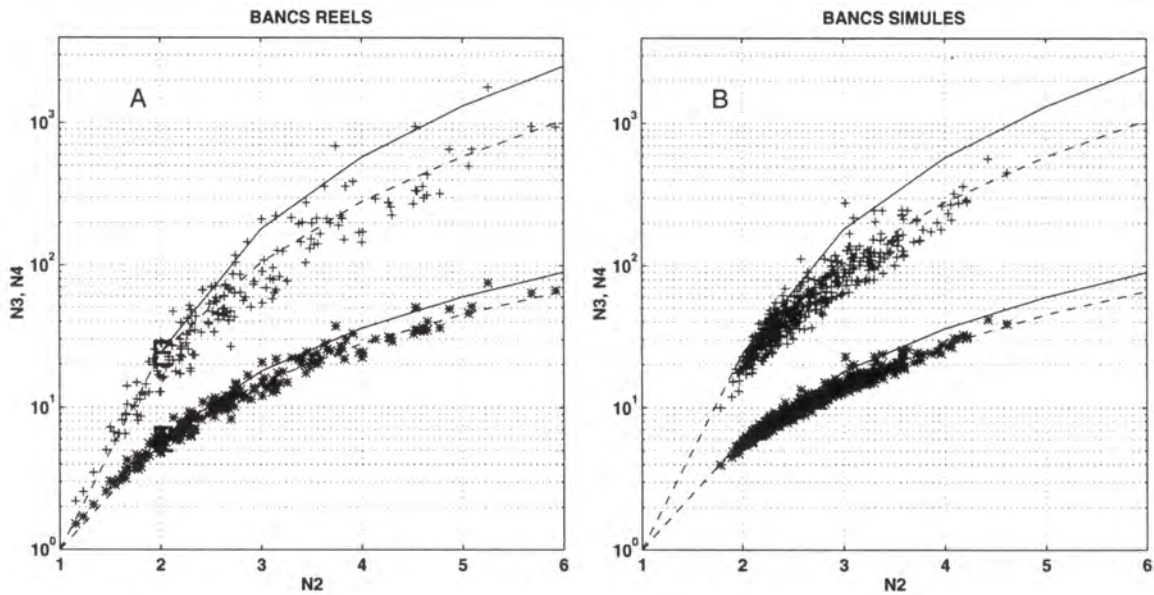


FIG. 4.25 - Représentation des bancs réels (A) et simulés (B) dans les plans formés par le moment normalisé d'ordre 2 (N_2) et les moments normalisés d'ordre 3 (N_3 , *) et 4 (N_4 , +). Les points correspondant aux coordonnées de la distribution exponentielle négative dans l'espace des moments sont indiqués par (E), (2;6) et (2;24). Afin d'éviter une surcharge des graphes, les bancs réels correspondent à la sardine et à l'anchois, et les bancs simulés ont été triés selon les valeurs suivantes: taille du poisson = 15 cm, profondeur du banc = 30 m. Courbe des moments normalisés de la loi K (—) et de la loi Γ (- - -).

outre, la distribution des valeurs obtenue à partir des simulations du modèle couvre un intervalle significatif de la dispersion de valeurs empiriques.

En ce qui concerne le moment normalisé d'ordre 2, N_2 , les points empiriques sont largement dispersés dans l'intervalle [1; 6] et seulement une partie des points peut être associée au moment d'ordre 2 de la distribution exponentielle négative (points de coordonnées (2;6) et (2;24)). Par contre, l'étendue de la distribution des points simulés est limitée à l'intervalle [1,7; 4,5]. Ainsi, les valeurs empiriques extrêmes de N_2 ne correspondent pas aux configurations simulées par le modèle. Les points correspondant aux bancs de chinchard se trouvent localisés de façon approximative à l'intérieur de l'intervalle [2; 6]. Cet intervalle correspond également à celui des bancs de sardine, ainsi les bancs de chinchard seront écartés de l'analyse afin de ne pas surcharger inutilement la présentation.

Afin d'étudier l'influence des sources de variation du modèle sur la variabilité de N_2 et d'interpréter ensuite la variabilité empirique, une analyse de régression linéaire multiple a été réalisée avec les résultats de l'ensemble des bancs simulés. Le coefficient de détermination, R^2 , de l'analyse est de 0,51 indiquant que 51% de la variabilité des valeurs de N_2 peut être expliquée par les six variables indépendantes utilisées ($Fisher = 188$ et $p = 0$) (Tableau 4.6). Les sources de variabilité les plus importantes sont représentées par le taux minimal d'interception géométrique (Figure 4.26) et le coefficient d'écart à la position nominale (Figure 4.27).

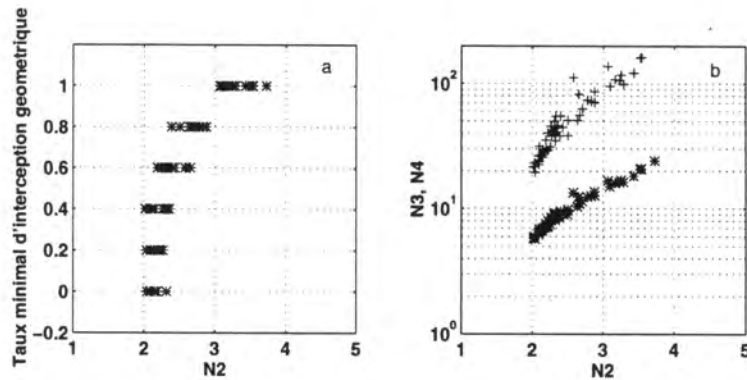


FIG. 4.26 - Comportement du modèle en fonction du taux minimal d'interception géométrique. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et ξ . (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont contantes.

Les valeurs simulées de $N_2 > 3$ ont été obtenues lorsque le taux minimal d'interception géométrique est le plus important, c.a.d. que le taux moyen d'occupation du volume de confusion par le banc est de l'ordre de 50%, correspondant au maximum de variabilité de l'échantillonnage acoustique prévu par le modèle (Figure 4.26). Les points empiriques présentant une valeur de $N_2 > 4$ correspondent, en majorité, à des bancs de sardine ou de chinchard (valeurs non représentées sur le graphe). L'analyse de l'image acoustique de ces bancs réels, montre qu'ils sont caractérisés par des formes très complexes, avec une forte variation de la durée des signaux, ou par la présence des zones très hétérogènes quant à l'énergie moyenne rétro-diffusée. Cette observation est en accord avec les résultats obtenus par la simulation des taux croissants d'interception géométrique, puisque cette variable composite intègre l'action de plusieurs phénomènes capables d'augmenter la variance des signaux, en particulier l'instabilité du nombre de diffuseurs insonifiés.

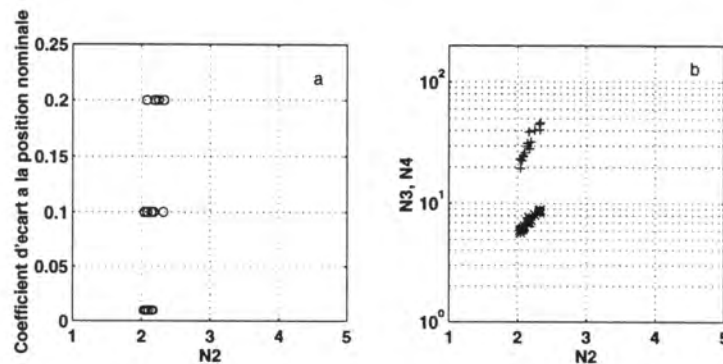


FIG. 4.27 - Comportement du modèle en fonction du coefficient d'écart à la position nominale. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et ζ . (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont contantes.

La relation entre N_2 et le coefficient d'écart à la position nominale est positive, mais l'impact de cette variable dans la limite de 20% semble insuffisant pour produire des fortes

valeurs simulées de N_2 , et donc expliquer la totalité de la dispersion de données empiriques (Figure 4.27). Toutefois, ce résultat n'est pas surprenant dans la mesure où l'introduction des fluctuations gaussiennes dans la position nominale des poissons devrait garantir l'indépendance de chaque réalisation et minimiser le phénomène acoustique d'interférence stable associé à la diffusion par un réseau régulier. Dans ce sens, une valeur très faible de ce coefficient semble en fait suffisante pour neutraliser ce phénomène et stabiliser les résultats autour du point de la distribution exponentielle caractérisant un processus gaussien. Par contre, l'utilisation des valeurs croissantes de ce coefficient semble augmenter la dispersion de N_2 , et, dans une certaine mesure, la simulation des bancs présentant une structure spatiale hétérogène avec des zones à différentes densités de poissons. Ainsi, des valeurs supérieures à 20% doivent produire des bancs encore plus hétérogènes quant à la densité, contribuant de façon plus significative à la variance du signal. Toutefois, un impact beaucoup plus significatif serait obtenu en prenant en compte des variations de densité moyenne de poissons à l'intérieur du banc, plutôt que des fluctuations locales limitées à l'échelle individuelle autour d'une disposition moyenne régulière.

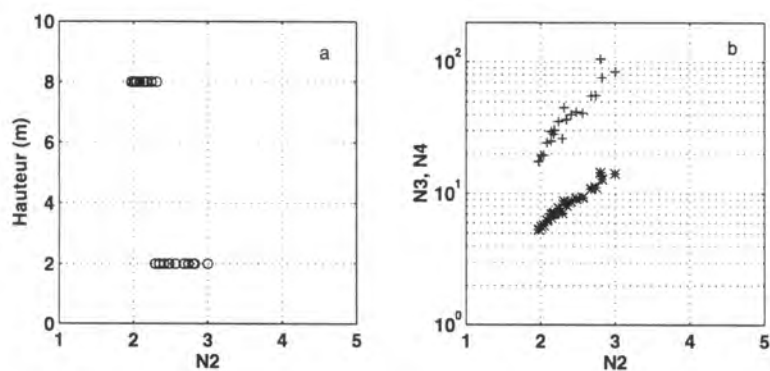


FIG. 4.28 - Comportement du modèle en fonction de la hauteur du banc. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la hauteur du banc. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.

Une courte durée de propagation du signal à l'intérieur du banc simulé, correspondant donc aux bancs présentant une faible hauteur, peut aussi produire des valeurs de N_2 qui s'éloignent de la valeur prévue par le modèle gaussien (Figure 4.28). En ce qui concerne le nombre de signaux rétro-diffusés par un banc simulé, le nombre le plus élevé produit des signaux plus stables alors qu'un nombre limité de signaux, en l'occurrence 5, augmente la dispersion des valeurs de N_2 autour du point caractérisant la distribution exponentielle négative (Figure 4.29).

Ces deux variables, hauteur et nombre de signaux, caractérisent la taille du banc. Les points empiriques présentant des valeurs de $N_2 < 2$ ont pu être associés individuellement à des petits bancs d'anchois, avec moins de 5 signaux rétro-diffusés et une hauteur plus faible que celle simulée. Cette association est confirmée par les résultats de la simulation où les seules valeurs de $N_2 < 2$ obtenues correspondent bien à des bancs simulés de petite taille.

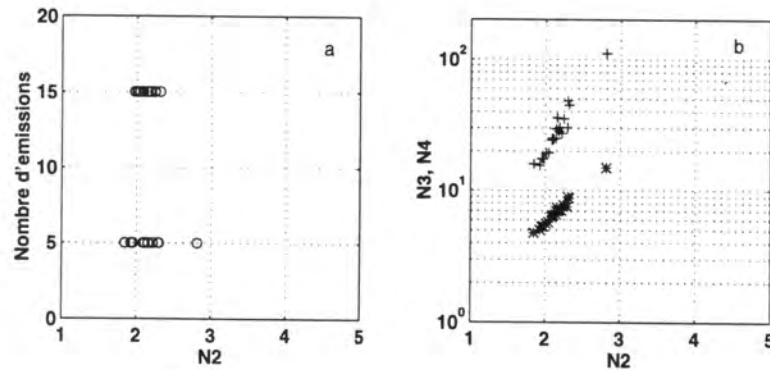


FIG. 4.29 - Comportement du modèle en fonction du nombre d'émissions. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et le nombre d'émissions. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.

Le modèle est peu sensible aux variations de la taille du poisson (Figure 4.30) et de la profondeur du banc (Figure 4.31), tout au moins à l'intérieur des intervalles de variation choisis.

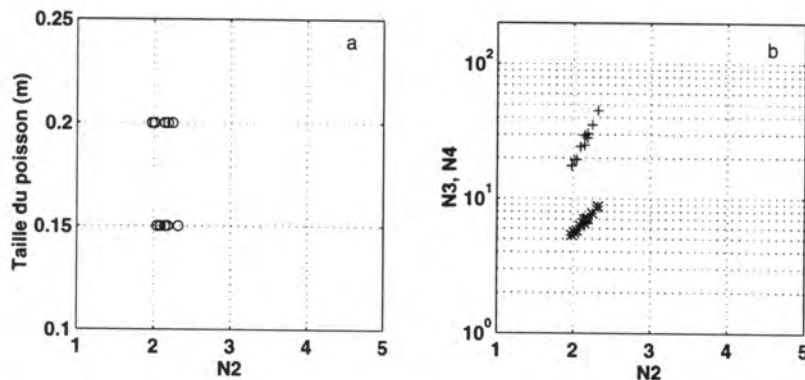


FIG. 4.30 - Comportement du modèle en fonction de la taille du poisson. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la taille du poisson. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.

La similarité des ordres de grandeur entre l'espacement des poissons à l'intérieur du banc et la longueur d'onde utilisée (l'écart n'atteignant pas un facteur 10) permettait de supposer que le phénomène d'interférence des phases pourrait augmenter la variance du signal. Les fluctuations gaussiennes de la position nominale des poissons sont censées minimiser le risque d'une interférence stable associée à la diffusion par un réseau régulier, afin de respecter l'hypothèse d'une distribution uniforme des phases. En contrepartie, elles sont également susceptibles de produire un phénomène d'interférence instable, à une échelle plus grande que l'écartement moyen entre individus, dont les effets sur l'énergie moyenne locale pourraient être significatifs. Le manque de sensibilité du modèle à la variation de la taille du poisson peut être expliqué de deux façons: soit par une réelle absence du phénomène d'interférence instable à l'intérieur de l'intervalle de variation choisi [15; 20] cm; soit par la

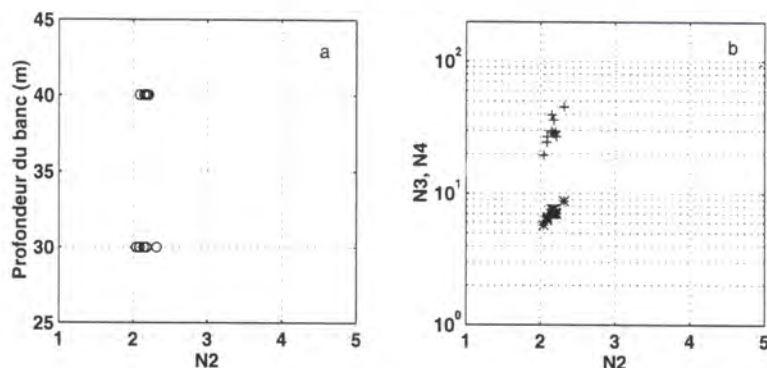


FIG. 4.31 - Comportement du modèle en fonction de la profondeur. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la profondeur du banc. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.

minimisation de ce phénomène due à l'utilisation d'un coefficient d'écart à la position nominale égal à seulement 10%, ce qui peut masquer l'influence de la variation de la taille sur le comportement du modèle. Quant aux données empiriques, aucune relation significative n'a été trouvée entre la taille moyenne de poissons et la dispersion de valeurs des moments.

Quant à la profondeur, le manque de sensibilité du modèle s'explique par sa propre architecture, puisque la taille du banc est dimensionnée en fonction de l'ouverture du faisceau à une profondeur donnée, de façon à permettre l'occupation intégrale du volume de confusion par les poissons.

Les bancs simulés qui présentent une réponse correspondant au modèle gaussien sont les grands bancs, avec un faible écart des poissons à leur position nominale et surtout les bancs où l'échantillonnage acoustique est constant, permettant une insonification complète de tous les poissons pendant toutes les émissions. Les bancs simulés qui s'éloignent du modèle gaussien sont les petits bancs où les poissons sont fortement déplacés autour de leur position nominale et pour lesquels l'échantillonnage acoustique est variable. Cet éloignement est provoqué, dans l'ordre, par la variabilité de la relation banc-faisceau acoustique, par la possible variation de la densité moyenne à l'intérieur du banc et par un manque de stabilité du signal en ce qui concerne la taille des bancs. Cette observation est confortée par les données empiriques extrêmes où les très petits bancs d'anchois présentent des valeurs de $N_2 < 2$ et les bancs de sardine et de chinchard à morphologie complexe, avec des zones apparemment hétérogènes de densité, présentent des valeurs de $N_2 > 4$.

La validité du modèle gaussien repose sur plusieurs hypothèses, dont les plus importantes du point de vue de l'interprétation physique sont:

- le nombre de cibles insonifiées à chaque instant est grand et sa moyenne est stable;
- les cibles sont distribuées aléatoirement et occupent tout le volume de confusion;

- les phases des échos sont équiréparties dans l'intervalle $[-\pi, \pi]$.

Dans plusieurs problèmes de diffusion, ces hypothèses sont difficilement respectées et tel semble être le cas du processus de rétro-diffusion des bancs de poissons.

Jakeman et Tough (1988), étudiant le processus de diffusion de la surface de la mer à partir des images-radar, proposent l'utilisation de la loi K et de la loi Γ comme une alternative au modèle gaussien. Ainsi, les courbes des moments normalisés de l'énergie d'une variable dont l'amplitude suit ces lois sont également présentées sur les graphes de la figure 4.25. La fonction de densité de la loi K (Jakeman, 1980), pour l'amplitude a , s'exprime par:

$$p(a) = \frac{2b}{\Gamma(\alpha)} \left(\frac{ba}{2}\right)^2 K_{\alpha-1}(ba) \quad (4.50)$$

où

b est une constante positive telle que le terme $1/b^2$ est similaire à la variance de l'amplitude.

α est une constante positive exprimant la déviation par rapport au modèle gaussien, ainsi la loi de Rayleigh est un cas limite de cette distribution lorsque $\alpha \rightarrow \infty$.

$K_{\alpha-1}$ est la fonction de Bessel modifiée de deuxième espèce d'ordre $\alpha - 1$.

Cette famille de distributions inclut la loi de Rayleigh comme un cas limite, donc le modèle gaussien. Elle est également liée à la loi Γ lorsque ce sont les valeurs d'énergie de diffuseurs qui s'additionnent *in fine* de façon incohérente (du fait des post-traitement utilisés, cf. Jakeman et Tough (1988)) au lieu des valeurs d'amplitude. La loi K semble appropriée pour décrire les processus de diffusion lorsque:

- le nombre de diffuseurs est faible et leur nombre moyen n'est pas stable, ce qui correspond aux simulations du modèle avec un taux d'interception géométrique variable.
- la distribution des phases, n'étant pas uniforme, produit un effet de clustérisation, ce qui peut être associé à la présence d'inhomogénéités de densité et à l'existence d'un phénomène d'interférence instable.

Ces hypothèses semblent être assez réalistes en ce qui concerne la rétro-diffusion des bancs de poissons, comme le démontre la comparaison entre les résultats empiriques et simulés présentés. La non-cohérence entre les ordres de grandeur du phénomène étudié et de l'échantillonnage acoustique utilisé pour l'acquisition de données se confirme. Cette incompatibilité est aggravée probablement par l'utilisation d'un faisceau unique et par l'importance des effets déstabilisants dus au roulis et au tangage du navire. La complexité et l'instabilité de l'intersection du faisceau acoustique avec le banc de poissons est certainement une cause majeure de la variabilité de certains descripteurs des bancs de poissons, notamment de ceux associés à l'énergie.

Ce modèle n'a pas été exploité dans toutes ses possibilités, notamment en ce qui concerne le comportement particulier de variables intermédiaires influençant la réponse globale ou l'augmentation du nombre de degrés de liberté de l'analyse par un plus grand nombre de simulations. Il est également possible d'affiner le réalisme du modèle en modifiant les hypothèses sur la structure spatiale des bancs, afin de simuler des bancs vraiment hétérogènes quant à la densité, et par la prise en compte de la diffusion multiple, introduisant ainsi des facteurs capables d'augmenter encore plus la variance des signaux.

4.4 Synthèse

Ce chapitre a permis, tout d'abord, de mettre en valeur les études et modèles réalisés sur la réponse acoustique d'une cible individuelle ou d'un poisson isolé (cf. §4.1.1). Ce regroupement des connaissances très dispersées était nécessaire pour la compréhension des études sur la modélisation de la réponse acoustique des cibles multiples (couches biologiques et bancs de poissons).

Le paragraphe 4.1.2, consacré à l'étude bibliographique des cibles multiples, a présenté une analyse détaillée du processus de rétro-diffusion par des agrégations de poissons. Ce processus est associé à un modèle gaussien, ce qui permet l'utilisation du principe de linéarité (proportionnalité entre l'énergie rétro-diffusée et le nombre des cibles) comme cadre de référence théorique pour la méthode acoustique d'évaluation de la biomasse. La modélisation statistique du processus de rétro-diffusion a été entièrement développée dans le cadre de ce mémoire, en fonction de l'importance et de l'insuffisance de la bibliographie disponible en acoustique halieutique sur ce sujet. Cette présentation est suivie d'une discussion sur les limites de validité de l'association du processus de rétro-diffusion avec le modèle gaussien, discussion réalisée, cette fois, à partir de la bibliographie disponible.

Deux modèles des signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons, originaux et adaptés aux besoins de ce mémoire, ont été ensuite présentés. Le premier, nommé modèle géométrique, a pour objectif la construction de l'image-sondeur résultant du processus d'échantillonnage acoustique selon la répartition spatiale et l'apparence générale des bancs. Cette modélisation permet d'estimer la perte d'information produite lors de l'acquisition de données entre la réalité et l'image acoustique. Le deuxième modèle développé dans le cadre de ce mémoire est nommé modèle statistique des signaux rétro-diffusés. Ce modèle cherche à mettre en évidence, à partir d'une modélisation classique des phénomènes physiques mis en jeu, le rôle et l'importance relative des divers paramètres influant sur les fluctuations observées dans les signaux rétro-diffusés par les bancs détectés en milieu naturel.

Les résultats des simulations réalisées à partir de ces deux modèles semblent indiquer qu'une fraction significative de la variabilité des données empiriques observée peut être imputée à une non-cohérence entre les ordres de grandeur de la réalité physique étudiée et de l'échantillonnage acoustique réalisé pour l'acquisition de données. Il a été possible de montrer l'influence des certains facteurs de variabilité qui peuvent, en partie, expliquer la dispersion des valeurs observées. Toutefois il n'a pas été possible d'évaluer leur impact sur la base de données en l'absence d'un moyen direct d'observation de la vérité-terrain.

Chapitre 5

Discussion et perspectives

A ce jour, deux techniques peuvent être utilisées, en milieu naturel, pour identifier l'espèce à laquelle appartient un poisson. Ces techniques sont issues des domaines physiques faisant référence à l'acoustique et à l'optique. Le Tableau 5.1 fournit des appréciations qualitatives permettant de comparer le potentiel et le champ d'application de l'acoustique et de l'optique pour l'identification des espèces.

Les moyens optiques sont mieux adaptés lorsqu'il s'agit d'identifier directement l'espèce à partir de l'analyse des attributs phénotypiques d'un poisson, tels que la taille, la forme ou la couleur. Dans certains cas (cf. Chapitre 1), la taille d'un poisson peut également être appréhendée par des moyens acoustiques et être utilisée comme un attribut discriminant. Toutefois, l'acoustique n'est pas encore capable de fournir des réponses en ce qui concerne la morphologie externe d'un poisson tandis que la couleur est un attribut appartenant exclusivement au domaine optique.

Les moyens acoustiques peuvent être utilisés lorsqu'il s'agit d'identifier indirectement l'espèce à partir de l'analyse du comportement et de la répartition spatiale des individus. L'acoustique permet déjà de séparer les espèces pélagiques dont le comportement est grégaire de celles dont les individus vivent isolés. Ensuite, lorsque la structure de groupement de poissons en bancs est dépendante des espèces, l'acoustique peut permettre leur identification à partir de l'analyse des attributs caractérisant individuellement les bancs, tels que la taille, la forme ou la densité moyenne de poissons. Certains attributs de la structure interne de bancs, comme par exemple la distance au plus proche voisin, l'angle d'inclinaison et les différences d'altitude et d'orientation des poissons dans un banc, peuvent être mesurés directement par des moyens optiques tandis que les moyens acoustiques ne permettent pas encore d'y accéder. Toutefois, la réponse acoustique des bancs, obtenue à partir des sondeurs actuels, représente l'expression globalisée de l'ensemble de ces attributs caractérisant la structure interne des bancs.

Les Tableaux 5.2 et 5.3 regroupent certaines informations, disponibles dans la littérature, permettant de caractériser les agrégations de poissons. Le Tableau 5.2 présente les résultats obtenus, en milieu naturel et en bassin, à partir de moyens optiques, et le Tableau 5.3 présente ceux obtenus en milieu naturel à partir de moyens acoustiques. Les moyens optiques permettent notamment de mesurer la longueur et l'angle d'inclinaison du

poisson ainsi que la distance aux plus proches voisins. Dans la majorité de ces études, la densité est estimée à partir des hypothèses sur le volume occupé par les poissons ou sur le nombre de poissons occupant un volume évalué en fonction de la profondeur du champ optique. Par contre, les moyens optiques ne permettent pas d'obtenir une information détaillée sur la taille et la forme des bancs en milieu naturel, sauf à partir des observations aériennes (cf. Tableau 5.3). Les moyens acoustiques sont plus favorables à l'obtention de ce type d'information lorsque l'échantillonnage doit être continu et réalisé à large échelle. Dans certains cas, l'utilisation conjointe du sonar et du sondeur permet de mesurer les trois dimensions et d'estimer ainsi le volume des bancs. Dans la majorité de ces études, la densité est estimée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume et de l'indice de rétro-diffusion du poisson de l'espèce considérée.

TAB. 5.1 - *Potentiel d'identification de l'espèce du poisson en milieu naturel en fonction de la technologie.*

IDENTIFICATION et ATTRIBUTS ASPECTS OPERATIONNELS	ACOUSTIQUE	OPTIQUE (photo, vidéo)
DIRECTE		
POISSON INDIVIDUEL		
taille	possible ^a	efficace
forme	-	efficace
couleur	-	efficace
INDIRECTE		
COMPORTEMENT		
Poisson isolé	possible ^b	
Banc:		
taille et forme	possible	- ^c
densité moyenne	possible	possible
structure interne ^d	possible	efficace
REPARTITION SPATIALE ^e		
géographique	efficace	-
bathymétrique	efficace	possible
PORTEE (<i>m</i>)	≈ 10 ³	≈ 10 ¹
MISE EN ŒUVRE	facile	complexe
UTILISATION	continue	ponctuelle
INTERACTION	non	oui

^a Sous réserve, en fonction de la variabilité de mesures de l'indice de rétro-diffusion de la cible.

^b Capacité de détection élevée, sous réserve d'une meilleure résolution des échos.

^c Possible, dans certaines conditions, à partir de l'observation aérienne.

^d L'utilisation de sonars ou de sondeurs multifaisceaux doit permettre de mieux étudier la variabilité de la structure interne globale des bancs. Néanmoins, les méthodes visuelles permettent de mieux mesurer la distance moyenne au plus proche voisin, l'angle d'inclinaison et les différences d'altitude et d'orientation des poissons dans un banc.

^e L'acoustique permet une couverture spatiale de l'ordre de milliers de milles carrés en moins d'une semaine, alors que l'optique est plutôt limitée en portée et d'utilisation ponctuelle.

Ces deux techniques sont très distinctes par leurs aspects opérationnels. D'abord, la portée de moyens acoustiques est nettement supérieure à celle de moyens optiques et peu dépendante des propriétés du milieu. Ensuite, l'échantillonnage acoustique peut être réalisé en continu alors que les moyens optiques sont d'utilisation ponctuelle et d'une mise en oeuvre plus délicate. Ces deux aspects expliquent la plus grande efficacité de l'acoustique dans l'observation de la répartition spatiale des ressources. Finalement, l'acoustique constitue un moyen d'observation vraisemblablement non interactif alors que la présence d'équipements optiques à l'intérieur d'agrégations de poissons en milieu naturel peut conduire à un changement de leur comportement.

Les différences présentées dans le Tableau 5.1 expliquent pourquoi l'acoustique est un moyen d'observation privilégié pour l'étude des bancs de poissons en milieu naturel. Malgré la complémentarité des deux techniques, l'acoustique est certainement la plus adaptée pour traiter le problème de l'identification des espèces pélagiques à comportement grégaire. Encore faudrait-il que les espèces étudiées présentent des différences significatives de comportement. Si l'espèce peut être considérée comme un déterminant majeur de l'apparence générale, de la structure interne et de la position spatiale des bancs, il est alors possible que cette information puisse être conservée dans les signaux acoustiques rétro-diffusés par les bancs. L'analyse de ces signaux devrait permettre de saisir l'information associée à l'espèce, conduisant à la discrimination et à l'identification acoustique des espèces étudiées.

La vérification de l'hypothèse sur l'existence des formes de regroupement des poissons en bancs selon des règles dépendant de l'espèce a été l'objet de ce mémoire. La discussion, présentée dans ce chapitre, doit permettre de fixer l'importance des résultats obtenus. Elle doit également indiquer les contraintes et les solutions acoustiques nécessaires afin d'utiliser ces résultats pour le développement d'un système opérationnel d'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire du golfe de Gascogne.

5.1 Analyse des résultats

Le travail développé dans le cadre de ce mémoire est basé exclusivement sur l'analyse des signaux des sondeurs halieutiques monofaisceau opérant en bande étroite à la fréquence de 38 *kHz*. Ce choix était volontaire. Il s'agissait d'explorer le potentiel d'identification des espèces de ce type de sondeur, le plus utilisé à bord des navires de recherche halieutique et de pêche professionnelle. En fonction de résultats obtenus, le transfert des connaissances vers le secteur industriel devrait permettre la réalisation d'un système opérationnel, adapté aux besoins de la recherche halieutique et facilement adaptable à ceux du secteur productif.

Deux approches ont été utilisées afin de vérifier l'hypothèse d'une forme de regroupement des poissons dépendante de l'espèce et d'étudier la faisabilité de l'identification acoustique des espèces pélagiques à partir des signaux de sondeurs verticaux.

La première utilise l'information contenue dans l'image acoustique ou dans les signaux rétro-diffusés par un banc sans tenir compte de l'occurrence d'autres bancs dans son voisinage. Ainsi, les bancs sont caractérisés à l'aide d'un vecteur de descripteurs, vecteur analysé individuellement. La deuxième approche utilise l'information sur la façon dont les

bancs de chaque espèce occupent l'espace échantillonné. Les bancs acoustiques ne sont plus exclusivement décrits de façon individuelle et indépendante des événements passés ou futurs, mais leur voisinage est également pris en considération.

La première approche permet de calculer les descripteurs d'un banc acoustique immédiatement après sa détection. Elle peut conduire à l'identification acoustique, en temps réel, de l'espèce de chaque banc détecté. Cet aspect constitue un avantage par rapport à la deuxième approche qui prend en compte le voisinage des bancs. En effet, le calcul de descripteurs de voisinage nécessite la définition d'une fenêtre temporelle et spatiale autour d'un ensemble de bancs, ce qui implique une connaissance *a priori* sur l'homogénéité des bancs à l'intérieur de cette fenêtre. Néanmoins, cette approche permet d'accéder à l'information sur la façon dont les bancs de chaque espèce peuvent occuper l'espace et pour cette raison elle a été nommée "analyse de la distribution spatiale des bancs".

Les résultats les plus importants obtenus par les trois premières méthodes d'extraction des descripteurs de l'image acoustique ou des signaux rétro-diffusés par un banc de poissons, lesquelles ont été développées selon le principe d'une analyse individuelle des bancs, sont les suivants:

- Analyse individuelle de l'image acoustique des bancs (sous-chapitre 3.1). Cette méthode permet l'identification des espèces à partir d'un ensemble très varié de descripteurs de la taille, de la morphologie, de la position bathymétrique et de l'énergie des bancs acoustiques. Le taux global de classification de l'analyse discriminante, pour les espèces prises deux à deux, varie entre 100% pour la discrimination des bancs de sardine et de merlan bleu, et 64% pour la discrimination des bancs d'anchois et de chinchard (Tableau 3.3, Figures 3.11 et 3.12). Ce taux est de l'ordre de 57% lorsque l'analyse est réalisée à partir de l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Le constat le plus important de la discrimination concerne la dégradation des résultats de l'analyse avec la prise en compte d'un nombre croissant d'espèces. Ainsi, lorsque les espèces sont discriminées deux à deux (sardine et anchois, sardine et merlan bleu, anchois et merlan bleu ou chinchard et merlan bleu) le taux global de classification est supérieur à 95%. Ce résultat se dégrade très vite avec l'introduction de bancs de chinchard avec des taux de classification voisins de 60%.
- Analyse spectrale de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc (sous-chapitre 3.2, §3.2.2). Cette méthode a permis d'extraire un ensemble de descripteurs caractérisant le spectre des bancs acoustiques. Les résultats obtenus démontrent que la structure des fluctuations de l'enveloppe temporelle est en partie déterminée par le facteur spécifique, sauf pour les bancs de merlan bleu qui ne présentent pas de structure caractéristique. Cependant, les contraintes liées à l'utilisation de cette méthode, ainsi que le recouvrement important de la distribution des valeurs des descripteurs spectraux entre les bancs acoustiques de sardine, d'anchois et de chinchard, limitent les perspectives de son application à l'identification acoustique des espèces (Figure 3.17).
- Analyse de la distribution des valeurs d'amplitude (sous-chapitre 3.2, §3.2.3). Elle concerne l'extraction des descripteurs caractérisant les fonctions de densité de probabilité. Cette méthode a permis de démontrer que les fonctions empiriques de ré-

partition de l'amplitude à l'intérieur des bancs acoustiques peuvent difficilement être ajustées par une loi de Rayleigh. En effet, la dispersion des distributions empiriques dans le graphe de Pearson est très importante sur toute la surface correspondant à la loi bêta de première espèce (Figure 3.19). Les paramètres a et p , estimés à partir de l'ajustement des distributions empiriques de chaque espèce à cette loi, offrent des perspectives d'identification intéressantes en ce qui concerne les bancs de sardine, d'anchois et de chinchard, lorsque le nombre de valeurs d'amplitude est suffisant (Figure 3.22).

Les résultats obtenus par ces trois méthodes montrent que l'identification acoustique des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu est possible. Néanmoins, dans un environnement de détection multispécifique en présence de bancs de chinchard, cet ensemble de descripteurs semble insuffisant pour identifier les espèces concernées sans ambiguïté.

Les remarques suivantes résument les tendances les plus importantes observées à partir de l'analyse de ces résultats:

1. Les moyennes des distributions peuvent être assez distinctes en fonction des espèces, ce qui est conforme à l'hypothèse d'un comportement grégaire dépendant de l'espèce et capable d'être révélé par la description acoustique des bancs réalisée par les trois méthodes explicitées ci-dessus.
2. Aucun descripteur, considéré de façon isolée, ne présente un potentiel discriminant capable de satisfaire les besoins d'un système de classification/identification des quatre espèces étudiées. Ce manque de pouvoir discriminant est provoqué par l'importance de la variabilité intra et inter-spécifique observée dans les distributions des valeurs pour tous les descripteurs. Ainsi, lorsque les moyennes des distributions sont nettement séparées, la dispersion des valeurs produit des zones de confusion assez importantes où toutes les espèces se recouvrent.
3. La prise en compte simultanée de plusieurs descripteurs par une méthode de discrimination multidimensionnelle a permis d'accroître de façon significative le pouvoir discriminant, conduisant à l'identification acoustique de trois sur quatre espèces étudiées.
4. La discrimination entre les bancs de merlan bleu et ceux des autres espèces est possible en fonction des différences significatives de la valeur des descripteurs de bathymétrie et de taille.
5. La discrimination entre les bancs de sardine et d'anchois est également possible à partir des descripteurs d'énergie, d'amplitude et de bathymétrie, malgré l'importance de l'étendue de la distribution des valeurs des descripteurs (cf. Chapitre 3 et Tableau 5.3).
6. La difficulté majeure est liée à la discrimination entre les bancs de chinchard et les bancs d'anchois et de sardine. En effet, les distributions des valeurs pour les descripteurs du chinchard recouvrent souvent les distributions associées aux deux autres espèces.

La deuxième approche, développée et présentée dans ce mémoire, utilise l'information sur la façon dont les bancs de chaque espèce occupent l'espace échantillonné. Les bancs acoustiques ne sont plus exclusivement décrits de façon individuelle et indépendante des événements, mais leur voisinage est également pris en considération.

L'analyse de la distribution spatiale des bancs (sous-chapitre 3.3) a permis d'extraire trois nouveaux descripteurs caractérisant ici de façon globale les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Dans ce cas, il est fait l'hypothèse que la densité des bancs ou l'importance de l'espace vide autour des bancs peuvent également être des facteurs discriminant les espèces. Ces facteurs seraient capables d'exprimer des différences caractérisant le comportement grégaire à l'échelle du groupement de bancs.

La discrimination de ces séquences (et non plus des bancs acoustiques individualisés) réalisée en combinant l'information des descripteurs de l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs et des descripteurs de leur distribution spatiale, a permis d'obtenir le meilleur résultat avec une identification parfaite des espèces. Les séquences correspondant aux chalutages monospécifiques de chinchard ont pu être discriminées de celles correspondant aux chalutages monospécifiques de sardine et d'anchois avec un taux global de classification égal à 100% (Figure 3.27).

L'intérêt de ce résultat est de confirmer l'existence d'une forme de groupement de bancs et des poissons en bancs déterminée par l'espèce. Néanmoins, si l'utilisation de valeurs moyennes des descripteurs a permis l'identification acoustique des espèces pélagiques sans ambiguïté, cette méthode reste d'utilité plus limitée pour le travail sur le terrain.

Il est en effet important de rappeler que les séquences utilisées correspondent à des ensembles de bancs capturés et identifiés avec une quasi certitude comme appartenant à une seule espèce. Elle ne permet donc pas de prendre en compte l'influence possible des interactions entre espèces sur les résultats. Cependant, l'information spatiale semble utile pour l'identification. La façon dont cette information peut être obtenue et utilisée dans un contexte multispécifique, lorsqu'aucune connaissance *a priori* n'est disponible, mérite d'être mieux explorée. Ce travail dépendra de la possibilité de définir des ensembles homogènes de bancs, probablement par tranche d'eau, correspondant aux groupements de bancs en couche fréquemment observés. Toutefois, lorsque des couches homogènes de bancs sont détectées, il serait possible d'utiliser les descripteurs de la distribution spatiale des bancs comme des clés supplémentaires pour conforter les décisions prises par un processus d'identification des bancs individuels.

Globalement, il a été démontré que les différences entre espèces pressenties lors de l'observation visuelle des échogrammes obtenus par un sondeur halieutique classique (monofaisceau, à bande étroite de fréquence en 38 kHz) existent et peuvent être décrites numériquement. Les tendances sont bien définies en ce qui concerne la sardine, l'anchois et le merlan bleu. Le chinchard semble être une espèce présentant un comportement grégaire avec un plus grand nombre de degrés de liberté, caractérisé par des distributions qui recouvrent celles des autres espèces.

TAB. 5.2 - Caractéristiques observées, mesurées ou calculées d'agrégations ou bancs de poissons selon la bibliographie. \bar{L} : longueur moyenne des poissons. NND: distance ou espacement moyen au plus proche voisin, exprimée en termes de longueur du poisson ou "body length (BL)". θ_P : angle d'inclinaison du poisson par rapport à l'horizontale en degrés (cf. Chapitre 4). Volume occupé par un poisson exprimé en fonction de sa longueur. Densité exprimée en nombre de poissons m^{-3} . Banc: rapport de dimensions longueur:largeur:hauteur. Profondeur de l'observation. e-t: écart-type. [] intervalle de variation.

REFERENCE ESPECE	\bar{L} (cm)	NND (L) (BL)	θ_P (°)	VOLUME poisson individuel	DENSITE (nm^{-3})	BANC rapport $L_b : La_b : H_b$	PROF. (m)	METHODE ENVIRONNEMENT OBSERVATION
Aoki et Inagaki (1988) <i>Engraulis japonica</i> (anchois)	8	7,8-12	+10		0,25-0,87		20-40	photographie en milieu naturel, nuit.
Aoki et al. (1986)								photographie en milieu naturel, nuit.
<i>Trachurus japonicus</i> (jack mackerel, chincharde)	20	1,43			6,6-19,5		75	sélectivité de taille à l'intérieur du banc. changement de la structure du banc avec la vitesse de nage.
<i>Scomber</i> sp (maquereau)	16	1,51					75	
Buerkle (1987) (Hareng)	29,5		-3,4 e-t 10,3 [-50;+30]				100	photographie, acoustique, milieu naturel.
Carscadden et Miller (1980) (Capelin)	16,6		+3,3				45	photographie, acoustique, milieu naturel, nuit.
Graves (1977) <i>Engraulis</i> sp (anchois Californie)	12	1,2			115 e-t 99			photographie en milieu naturel, jour
Pitcher et Partridge (1979) ^a Partridge et al. (1980)								photographie en bassin.
<i>Clupea harengus</i> (hareng)	12,2	0,88		$0,71BL^3$	$\approx 775^b$	3:3:1 4:3:1 1,5:3,8:1		faible variabilité de la forme du banc.
<i>Pollachius virens</i> (saihte, lieu noir)	31,7	0,75-0,66		$1,38BL^3$	$\approx 23^c$	6:3:1		variabilité intermédiaire. NND diminue avec la vitesse.
<i>Gadus morhua</i> (cod, morue)	48,8	0,64				10:4:1		forte variabilité. NND diminue avec la vitesse.
In Serebrov (1976) ^d (Anchois Mer Noire)	11,8	2,62			33		32	photographie, acoustique, milieu naturel.
(Capelin)	14,7	2,75			15,7			photographie, senne, milieu naturel.
(Morue Artique)	18,7	2,24			13,6			photographie, senne, milieu naturel.
(Morue)	27,9	2,19			4,7			photographie, senne, milieu naturel.
(Hareng Atlantique)	30,5	2,26			3,2			photographie, senne, acoustique, milieu naturel.
(Rock Grenadier)	75,9	2,59			0,13			photographie en milieu naturel.
van Olst et Hunter (1970)								photographie en bassin.
<i>Scomber japonicus</i> (maquereau)	35	0,4	+8					bancs de forme circulaire.
<i>Trachurus symmetricus</i> (chincharde)	25	0,4	+12					bancs de forme circulaire.
<i>Engraulis mordax</i> (anchois)	11	0,4	+15					bancs allongés dans la direction du mouvement.

^a Densité = $1/(\bar{L})^3$

^b Calculée à partir du volume individuel, densité = $1/0,71(\bar{L})^3$

^c Calculée à partir du volume individuel, densité = $1/1,38(\bar{L})^3$

^d Densité = $1/(NND * \bar{L})^3$, ou en moyenne $1/(2,44 * \bar{L})^3$

5.2 Analyse de la variabilité

Les résultats présentés dans ce mémoire ont permis de démontrer que la structure de regroupement des poissons en bancs est dépendante de l'espèce, ce qui est conforme à l'hypothèse émise au départ. De ce fait, l'identification acoustique des espèces est possible lorsque les différences de la valeur des descripteurs sont significatives.

Toutefois, une importante variabilité empirique a également été observée. Si cette variabilité n'empêche pas la discrimination et l'identification des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu, elle peut limiter la robustesse d'une méthode opérationnelle qui pourrait être envisagée et développée à partir des données acquises pour ce mémoire. La question est plus complexe lorsqu'il s'agit de la variabilité observée des bancs de chinchard. En effet, les bancs acoustiques de chinchard peuvent parfois présenter une similitude totale avec les bancs des autres espèces, surtout avec ceux de sardine et d'anchois. Dans ce cas, la variabilité présentée par cette espèce peut rendre très difficile l'identification dans un environnement multispécifique en l'absence d'une information *a priori*.

La variabilité observée peut être due à plusieurs facteurs. Globalement, elle peut être d'origine méthodologique, instrumentale ou biologique. Un certain nombre de précautions ont été prises au début de ce travail afin de limiter l'introduction des sources de variabilité potentielles:

- D'abord, le protocole expérimental utilisé afin de sélectionner les données (cf. Chapitre 2). Les bancs sélectionnés sont ceux détectés au cours d'un chalutage monospécifique et se trouvant dans une position correspondant à la trajectoire de l'ouverture du chalut. Autrement dit, lorsque la capture résultante d'un chalutage était composée par plus de 95% d'une espèce, la trajectoire estimée de l'engin de capture a été positionnée sur l'échogramme obtenu pendant le chalutage, et seulement les bancs potentiellement capturés ont été sélectionnés afin de constituer la base de données de cette étude. Ce protocole permet d'une part de minimiser la probabilité d'une erreur d'étiquetage au moment de l'attribution du nom de l'espèce à un banc acoustique, et d'autre part de respecter l'hypothèse de travail selon laquelle les bancs sont monospécifiques.
- Ensuite, un ensemble de procédures permettant de réduire autant que possible l'introduction des sources de variabilité d'origine instrumentale. Les corrections présentées dans le chapitre 2 ont été appliquées afin de permettre la comparaison des données acquises par différentes configurations du système d'acquisition. Ainsi, l'intensité du signal reçu a été corrigée en fonction des différences de performance du sondeur au cours des campagnes et un niveau de détection absolu a été calculé afin de permettre l'application d'un seuillage identique pour toutes les données. Le post-traitement de la base de données (cf. Chapitre 3, §3.1.2) avait comme objectif de rendre le vecteur des descripteurs de chaque banc indépendant des paramètres de l'échantillonnage acoustique et du pouvoir de résolution du système d'acquisition. Le post-traitement a permis ainsi de prendre en compte les biais provoqués par l'ouverture du faisceau et par la durée d'impulsion sur la valeur des descripteurs. La méthode développée a permis en outre d'éliminer de la base de données les bancs pour lesquels la valeur des descripteurs n'est pas significative (plus de 50%

des bancs). Ces bancs sont ceux qui présentent une longueur inférieure à deux fois le diamètre du faisceau à la profondeur considérée et ceux dont la hauteur moyenne est inférieure ou égale à la durée d'impulsion. Les bancs éliminés correspondent à des images potentiellement dégradées par un taux variable d'occupation du faisceau acoustique par le banc et pour lesquelles la valeur de descripteurs est dépourvue de signification. L'énergie totale rétro-diffusée par ces bancs éliminés, tous de petite dimension, représente seulement 5,2% de la somme de l'énergie de l'ensemble des bancs de la base de données.

Ces précautions ont été complétées par d'autres procédures mieux adaptées aux besoins d'une analyse plus fine des signaux rétro-diffusés (analyse spectrale et analyse de la distribution des valeurs d'amplitude). Le protocole expérimental a permis de rendre négligeable la variance d'origine méthodologique. Les procédures de correction et de post-traitement des données ont permis de diminuer l'influence de la variabilité d'origine instrumentale.

Toutefois, cet ensemble de précautions n'a pas suffi à réduire l'importance de la variabilité, comme le démontrent les remarques sur les résultats présentées ci-dessus (cf. §5.1). Ainsi, l'origine de la variabilité observée des données empiriques restait une question importante à résoudre pour deux raisons. D'abord, la diminution de la variabilité intra-spécifique pouvait être utile afin d'augmenter la robustesse de l'identification des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu. Ensuite, il était nécessaire d'interpréter correctement la variabilité observée des bancs de chinchard afin de proposer des solutions permettant l'identification de l'ensemble des espèces étudiées.

Deux hypothèses non-exclusives peuvent expliquer cette variabilité. La première hypothèse concerne les sources de variance liées à la technologie utilisée et la deuxième les sources de variance associées au comportement des espèces. Toutefois, il n'est pas si évident de faire la distinction entre ces différentes sources.

Les bancs de poissons sont des phénomènes biologiques complexes et les bancs acoustiques, tels qu'observés par l'instrument de mesure, sont des représentations déformées et statiques de la réalité du processus aléatoire caractérisant le mode de regroupement des poissons. Ce processus aléatoire présente probablement un nombre important de degrés de liberté et comporte forcément un facteur temporel déterminant la dynamique et le comportement des poissons dans un banc. Le facteur temps n'est pas pris en compte dans l'analyse des bancs acoustiques. Ainsi, les bancs acoustiques correspondent plutôt à des observations statiques, définies par un système de variables aléatoires, d'un phénomène biologique de nature complexe et évanescente.

La variance observée est donc probablement le reflet de l'interaction des différentes sources et la distinction ici réalisée a pour seul objectif de rendre plus facile la présentation de cette problématique.

5.2.1 Variabilité associée à la technologie

En ce qui concerne la variabilité d'origine instrumentale, l'outil utilisé pour l'acquisition de données échantillonne l'espace avec une résolution éventuellement incompatible

avec l'échelle des différences qui peuvent vraiment discriminer les trois espèces (sardine, anchois et chinchard). La résolution angulaire du faisceau unique utilisé est très faible ($\sim 10^\circ$, cf. Chapitres 2 et 4) et la qualité de toutes les mesures d'attributs liés à la taille et à la morphologie des bancs est limitée. Le diamètre de ce type de faisceau à 50 m de profondeur est de l'ordre de 7 m, ainsi, si les bancs sont séparés de moins de 7 m à cette profondeur, l'image acoustique montrera un seul banc et aucune méthode de traitement ne pourra restituer la vérité d'une distribution à plusieurs bancs.

La durée d'impulsion de 1 ms fournit une distance verticale d'échantillonnage de 0,75 m (cf. Chapitres 2 et 4), ainsi les poissons qui se trouvent à moins de 0,75 m en distance verticale l'un de l'autre seront confondus. Dans le cas présent, les espèces forment des bancs et les poissons sont plutôt de petite taille (entre 10 et 35 cm, cf. Annexe B), et ce volume de confusion en englobe une multitude. Le choix de la durée d'impulsion idéale, et donc de la résolution verticale, pour l'identification acoustique des espèces, est encore une question non-résolue.

Les données acquises par ce type de sondeur constituent une vision très déformée et incomplète de la réalité. Il est, par exemple, impossible de savoir si l'image à deux dimensions obtenue d'un banc est une coupe qui passe par le centre du banc ou par son bord. Ainsi, lorsque les bancs d'anchois sont plutôt petits par rapport aux bancs de chinchard, comment interpréter et identifier l'espèce d'un nouveau banc détecté s'il est petit? Le banc peut appartenir à la classe anchois, ou alors, être une image incomplète du bord d'un grand banc de chinchard.

L'étude des bancs de poissons en milieu naturel peut être associée à celle de tous les phénomènes biologiques où l'observation directe de la réalité et l'application de la démarche scientifique classique sont pratiquement impossibles en l'état actuel de la technologie. L'image acoustique d'un banc de poissons est une donnée ponctuelle irréversible dans le sens de l'expérimentation répétée d'un phénomène. En outre, les paramètres de contrôle de la réalité sous-jacente qui déterminent chaque réalisation ne sont pas connus. La modélisation de la réponse acoustique des bancs de poissons a été envisagée, dans le cadre de ce mémoire, comme une des solutions possibles pour pallier les effets de ces deux contraintes majeures et pour permettre un regard plus approfondi sur la nature du phénomène.

Les simulations réalisées à partir des modèles, développés et adaptés aux besoins de ce mémoire (cf. Chapitre 4), fournissent un ensemble de valeurs numériques ou d'attributs qualitatifs auxquels peuvent être comparées les données expérimentales. Cette démarche, loin encore de résoudre le problème inverse (partir d'une mesure pour reconstituer la source et l'environnement du signal rétro-diffusé, par exemple), était nécessaire pour mieux comprendre la nature du processus acoustique d'identification et la variabilité des données empiriques.

Deux approches ont été considérées pour modéliser la réponse acoustique des bancs de poissons. La première, dite géométrique, modélise les intersections successives d'un faisceau acoustique avec un ensemble de bancs et construit l'image-sondeur correspondante au sens de l'énergie moyenne (sous-chapitre 4.2).

TAB. 5.3 - Caractéristiques observées, mesurées ou calculées d'agrégations ou bancs de poissons selon la bibliographie. N_b : nombre de bancs analysés. L_b : longueur ou diamètre, La_b : largeur et H_b : hauteur du banc. Rapport longueur:largeur:hauteur. A_b : aire du banc. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. ρ : densité exprimée en nombre de poissons m^{-3} . e-t: écart-type. [] intervalle de variation. nm: non mesuré. IC_{rd} : indice de rétro-diffusion de la cible. \bar{L} : longueur moyenne des poissons. PR_b : profondeur moyenne de bancs en m.

REFERENCE ESPECE	N_b	L_b m	La_b m	H_b m	rapport	A_b m^2	IR_V dB	ρ nm^{-3}	METHODE
Elminowicz (1975) (Sardine)	6500	[13;17]		[2,2;3]		[14;24]	[-31;-26]	[2;52]	acoustique sondeur
OBSERVATION	NO Afrique du Sud. Densité estimée à partir de IC_{rd} : -39,5 dB. A_b : correspond à la coupe verticale mesurée par le sondeur. Volume estimé (banc \approx sphère): [200;400]. Forte variabilité des mesures en fonction de l'heure de la journée.								
Hara (1985) <i>Sardinops melanosticta</i> (sardine)	>1000 293	[5;+50] [20;200]	[10;15]						acoustique et photo aérienne. sondeur, jour. photographie aérienne 1000 pieds.
OBSERVATION	Forme du banc: ovale, croissant, allongée. PR_b observée avec sondeur: [10;20].								
Georgakarakos (In Diner et al., 1994) <i>Sardina pilchardus</i> (sardine)	38			4,2 e-t 1,8 [2,1;8,8]		26,3 e-t 21 [8,4;92,3]			acoustique sondeur PR_b : 31,2. e-t 5,3. [15;37]
<i>Engraulis encrasicolus</i> (anchois)	74			2,1 e-t 1,0 [0,5;6,3]		10,1 e-t 5,5 [2,5;36,4]			PR_b : 25,1. e-t 10. [6,2;40]
<i>Trachurus trachurus</i> (chinchard)	16			2,7 e-t 1,9 [0,8;6]		73,1 e-t 29,2 [70;145]			PR_b : 44,4. e-t 7,3. [30,5;51,6]
Total	128	13 e-t 16,8		2,8 e-t 1,7	4,6:nm:1	23 e-t 25,7			
OBSERVATION	Mer Egée. A_b : correspond à la coupe verticale mesurée par le sondeur.								
Johannesson et Losse (1973) <i>Engraulis encrasicolus</i> (anchois)	106 46 50 101							150 204 319 117	acoustique, sondeur. PR_b : 60 PR_b : 70 PR_b : 59 PR_b : 47
<i>Trachurus mediterraneus</i> (chinchard)	69							109	PR_b : 56
OBSERVATION	Mer Noire. Densité maximale: 657; intervalle moyen: [300;500]. Variabilité de la taille, de la forme et de la densité des bancs en fonction de l'heure de la journée, des migrations et des mois de l'année.								
Mais (1974, 1977) <i>Engraulis mordax</i> (anchois Californie)	22834	29,4 e-t 26,3 [5;385]		12 [4;65]				[50-75]	acoustique et senne. L_b par sonar H_b par sondeur
OBSERVATION	Concentration de bancs près des côtes jusqu'à 165 m ou 50 milles. Répartition sonde en m: [9;3658]. Forte variabilité saisonnière de la taille et forme de groupement. L : 12 cm.								
Misund (1990) <i>Clupea harengus</i> (hareng)	5 33				1,7:1:nm 1,52:1:nm	5355,9 2301,8			acoustique sonar
OBSERVATION	A_b : correspond à la coupe horizontale mesurée par le sonar. Forme de bancs: elliptique.								
Misund (1993) Misund et Aglen (1993) Misund et al. (1995) <i>Clupea harengus</i> (hareng)	76					370 [2,5;3244]		4,25 [0,3;22,2]	acoustique densité estimée à partir du sondeur.
OBSERVATION	Seuil: -80 dB. \bar{L} : 29 cm. $IC_{rd} = 20 \log \bar{L} - 71,9$. A_b : correspond à la coupe horizontale mesurée par le sonar. Variabilité de la densité à l'intérieur des bancs: [0,1;24] $n m^{-3}$. Forme: circulaire, ovale, allongée, carrée, irrégulière (amorphe) et parabolique. Variabilité de la forme de bancs avec la profondeur.								
Misund et Beltestad (1996) <i>Clupea harengus</i> (hareng)	1 1 1 1 1	59,1 45,8 83,4 62,6 49,4	69,5 22,6 59,5 34,8 28,6	48 16 56 19 20		3224 812 3895 1710 1109		1,7 7,3 0,7 5,4 5,4	acoustique et senne PR_b : 36 PR_b : 14 PR_b : 38 PR_b : 19 PR_b : 24
OBSERVATION	A_b : correspond à la coupe horizontale mesurée par le sonar. La densité est estimée à partir du nombre de poissons capturés par la senne et du volume du banc calculé par les mesures acoustiques (hypothèse que le banc a la forme d'une ellipsoïde ou d'un cylindre).								

La deuxième, dite modélisation statistique des signaux rétro-diffusés, simule des réalisations de l'enveloppe temporelle des signaux rétro-diffusés par un banc à partir d'une modélisation plus complexe du processus physique de formation de l'écho (sous-chapitre 4.3).

Les simulations réalisées à partir du modèle géométrique ont permis la construction de l'image-sondeur (échogramme) résultant du processus d'échantillonnage acoustique selon la répartition spatiale et l'apparence générale des bancs (cf. §4.2.2). L'influence de ces facteurs a été analysée à partir de la comparaison entre la valeur réelle des descripteurs simulés (définie par hypothèse ou à partir de la valeur moyenne caractérisant l'espèce dans le golfe de Gascogne) et celle des descripteurs de bancs acoustiques mesurés à partir de la simulation du processus d'échantillonnage acoustique. Les remarques suivantes permettent de résumer l'apport des simulations étudiées:

1. L'utilisation d'un faisceau plus étroit réduit les erreurs de mesure de la taille, de la forme et de l'énergie rétro-diffusée de bancs. Par ailleurs, ces erreurs augmentent avec la profondeur et varient en fonction du taux d'occupation du faisceau par le banc. Dans certains cas, l'erreur absolue entre l'indice de rétro-diffusion de volume du banc défini *a priori* et du banc acoustique correspondant peut être supérieure à 10 dB et la sous-évaluation de l'énergie globale rétro-diffusée peut être supérieure à 70%.
2. La structure spatiale du groupement des bancs (distance entre les bancs) est un facteur d'influence considérable pour la formation de l'image acoustique. La relation entre la structure de groupement des bancs et l'image correspondante est probablement non linéaire. Cette relation présente une forte sensibilité à la densité des poissons dans les bancs, à l'indice de rétro-diffusion du poisson et donc à l'espèce insonifiée, et finalement aux caractéristiques acoustiques du sondeur utilisé, notamment l'ouverture du faisceau et le seuil de détection utilisé pendant l'acquisition. En fonction de ces facteurs, plusieurs bancs isolés peuvent être détectés différemment et les bancs acoustiques correspondants seront très variés par leur apparence générale, notamment par leur taille et forme.
3. La position des bancs dans le faisceau est un facteur de variabilité très important. Le même type de banc, appartenant à la même espèce, peut produire des bancs acoustiques qui ne se ressemblent pas, et des bancs différents, appartenant à des espèces différentes, peuvent produire des bancs acoustiques similaires.
4. La distance parcourue entre les émissions est déterminée par la vitesse de déplacement et par la récurrence. Cette distance conditionne le nombre des signaux et le nombre des valeurs d'amplitude rétro-diffusées par les bancs. Ainsi, la variation de la distance parcourue peut être un facteur d'influence pour les descripteurs dont les valeurs dépendent du nombre des valeurs d'amplitude, comme la moyenne et l'écart-type des valeurs d'amplitude d'un banc. En outre, elle peut également avoir un rôle important dans la précision de l'estimation des paramètres au moment de l'ajustement des lois statistiques. La méthode d'extraction de descripteurs, basée sur l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude (cf. Chapitre 3, §3.2.3), serait particulièrement sensible au nombre des signaux et des valeurs rétro-diffusées par les bancs.

TABLEAU 5.3: SUITE.

REFERENCE ESPECE	N_b	L_b m	La_b m	H_b m	rapport	A_b m^2	IR_V dB	ρ nm^{-3}	METHODE
Scalabrin									acoustique, sondeur.
<i>Sardina pilchardus</i> (sardine)	179	15 e-t 17 [2,4;121]		5,3 e-t 4,1 [1,5;32]	2,8:nm:1	62 e-t 123 [3,8;838]	-41 e-t 4,8 [-50;-27]	6,6 e-t 9,8 [0,4;80]	\bar{L} : 19,8 e-t 1,2 [16,2;23] PR_b : 21 e-t 8,1 [5,9;52]
<i>Engraulis encrassolus</i> (anchois)	478	19 e-t 35 [1,7;596]		4,6 e-t 3,4 [1,2;26]	4,1:nm:1	57 e-t 176 [2,0;3104]	-47 e-t 3,6 [-56;-35]	2,5 e-t 2,7 [0,21;22]	\bar{L} : 13,9 e-t 1,1 [12,3;16] PR_b : 41 e-t 11 [5,1;68]
<i>Trachurus trachurus</i> (chinchard)	667	31 e-t 46 [0,9;411]		4,5 e-t 3,6 [1,0;36]	6,9:nm:1	92 e-t 183 [1,3;1732]	-45 e-t 4,0 [-59;-30]	0,80 e-t 1,1 [0,02;15]	\bar{L} : 21,9 e-t 4,4 [11,5;34,2] PR_b : 38 e-t 34 [5;166]
<i>Micromesistius poutassou</i> (merlan bleu)	95	102 e-t 102 [13,4;683]		13 e-t 7,7 [2,6;45]	7,8:nm:1	603 e-t 712 [16;3899]	-49 e-t 4,8 [-61;-37]	0,5 e-t 0,7 [0,01;4,1]	\bar{L} : 15,4 e-t 1,0 [14,9;18,4] PR_b : 260 e-t 91 [54;390]
OBSERVATION	golfe de Gascogne. A_b : correspond à la coupe verticale mesurée par le sondeur. Bancs capturés dans le trajet du chalut. L_b et A_b corrigées de l'ouverture faisceau. Densité calculée à partir de la valeur du IR_V de chaque banc et de IC_{rd} en fonction de \bar{L} des poissons capturés.								
Smith (1970)	≈ 2300	[3,84]							sonar lateral
OBSERVATION	La majorité de bancs ont été identifiés comme d'anchois de Californie. Mode L_b : 13 m.								
Squire (1978)									photographie aérienne 6000 pieds. nuit. jour.
<i>Engraulis mordax</i> (anchois Californie)	20 20				2,53:1:nm 2,09:1:nm				
OBSERVATION	Bancs près de la surface et plus allongés pendant la nuit. Rapport moyen entre la surface horizontale du banc et la surface du cercle tangent: 29,2% (nuit) et 42,1% (jour).								

Ces simulations permettent de montrer l'influence de certaines sources de variabilité qui peuvent, en partie, expliquer la dispersion des valeurs empiriques et les faibles taux de discrimination obtenus dans le cas de certaines espèces.

La position des bancs par rapport à la trajectoire de l'axe du faisceau acoustique et la distance horizontale entre les bords des bancs voisins sont des facteurs qui peuvent expliquer pourquoi un banc de chinchard peut ressembler à un banc de sardine, ou alors, comment un même type de banc peut produire des images acoustiques très différentes. Il est important de rappeler que l'influence de la variation de l'ouverture du faisceau et du seuil de détection a été minimisée dans le cadre de cette étude (cf. Chapitres 2 et 3). Toutefois, le changement de transducteur, réalisé en 1992, a réduit l'ouverture transversale du faisceau de 13° à 8°. Si l'ouverture du faisceau, dans le sens de déplacement du navire, n'a pas varié au cours des campagnes, la réduction de l'ouverture transversale a pu introduire une certaine variabilité, dont l'ordre de grandeur est difficile à estimer.

Le deuxième modèle développé dans le cadre de ce mémoire a été nommé modèle statistique des signaux rétro-diffusés. Ce modèle cherche à mettre en évidence, à partir d'une modélisation classique des phénomènes physiques mis en jeu, le rôle et l'importance relative des divers paramètres influant sur les fluctuations observées dans les signaux rétro-diffusés par les bancs détectés en milieu naturel. Les moments normalisés (cf. Annexe D) d'ordre 2, 3 et 4 de la distribution empirique des valeurs d'énergie des bancs détectés en milieu naturel ont été calculés et comparés à ceux obtenus à partir des simulations de ce modèle. Ces moments normalisés ont également été utilisés pour vérifier le comportement

du modèle en fonction de ses variables explicatives et essayer de comprendre l'origine de la variabilité observée dans les signaux rétro-diffusés par des bancs réels (cf. §4.3.2).

L'hypothèse que les signaux rétro-diffusés par des bancs de poissons sont porteurs d'une information utile pour l'identification de l'espèce, admet, par principe, l'existence de processus de formation des signaux différents du modèle gaussien et donc, d'une variabilité dans les statistiques caractérisant ces signaux. Cette hypothèse a été partiellement vérifiée par les résultats présentés dans le paragraphe 3.2.3 du chapitre 3. Cependant, d'autres facteurs que l'espèce peuvent aussi être responsables de cette variabilité, laquelle pourrait être, à la limite, indépendante du facteur spécifique et peu utile pour l'identification acoustique.

Les résultats des simulations, réalisées à partir du modèle statistique des signaux rétro-diffusés, montrent que la principale source de variance de l'énergie des signaux simulés est associée à la complexité et à l'instabilité de l'interaction entre le faisceau acoustique et le banc de poissons. Dans ce cas, les signaux sont construits à partir d'intersections banc-faisceau variables où le nombre moyen de diffuseurs n'est pas stable et où le volume de diffusion n'est pas équivalent au volume de confusion à chaque instant t .

Un résultat similaire aurait probablement pu être obtenu en faisant varier la densité des poissons à l'intérieur de chaque banc de façon à simuler des bancs hétérogènes. En effet, une part de la variance des signaux peut également être associée à des variations naturelles de la densité à l'intérieur des bancs de poissons. Ce phénomène a été observé et étudié, en milieu naturel, par Fréon *et al.* (1992), Misund (1993) et Misund *et al.* (1995). Ces études présentent, en particulier, une analyse des facteurs qui peuvent expliquer les écarts observés entre les mesures de densité obtenues par des moyens acoustiques et celles obtenues par des moyens optiques (cf. Tableaux 5.2 et 5.3). Misund (1993) signale qu'un banc de poissons peut présenter des zones où les valeurs de densité sont très élevées (du même ordre de grandeur que celles obtenues par les moyens optiques en bassin ou en milieu naturel) et des zones où la densité est très faible caractérisant les bords du banc ou la présence de vacuoles. La densité moyenne de poissons à l'intérieur d'un banc, telle que mesurée par un sondeur vertical, représente alors l'expression globalisée de ces variations naturelles. L'importance de l'erreur absolue, entre la densité moyenne acoustique et la densité moyenne réelle, sera fonction des caractéristiques de l'échantillonnage acoustique réalisé.

Les variations naturelles de la densité à l'intérieur des bancs et les variations dues à l'instabilité de la relation banc-faisceau peuvent expliquer, en partie, la déviation par rapport au modèle gaussien des caractéristiques statistiques du signal rétro-diffusé par les bancs de poissons. Dans ce cas, la loi K et la loi Γ semblent plus appropriées pour décrire le processus de diffusion des bancs de poissons que la loi de Rayleigh (cf. Figure 4.25, §4.3.2).

En ce qui concerne la modélisation statistique des signaux rétro-diffusés et les simulations réalisées dans ce mémoire, l'étendue de la dispersion des valeurs simulées, à partir d'intersections banc-faisceau variables, recouvre de manière significative celle des données empiriques (Figure 4.26). Malheureusement, la validation et l'estimation de l'importance de cette source de variance, dans le cas des signaux de bancs réels, ne peuvent pas être

réalisées directement sans l'aide d'un moyen externe de contrôle. En effet, lorsque l'émission et la réception des signaux sont réalisées par un faisceau unique, il est impossible de connaître la réalité de la relation banc-faisceau et de mesurer le taux réel d'occupation des volumes de confusion par les poissons. De ce fait, la modélisation réalisée indique l'importance de la relation banc-faisceau dans la variance des signaux, sans pour autant permettre de fournir son ordre de grandeur.

Les résultats des simulations réalisées à partir de ces deux modèles, semblent indiquer qu'une fraction significative de la variabilité des données empiriques observée peut être imputée à une non-cohérence entre les ordres de grandeur de la réalité physique étudiée et de l'échantillonnage acoustique réalisé pour l'acquisition de données. Toutefois, il est impossible de fournir un ordre de grandeur de l'influence de certains facteurs de variabilité sur la base de données (comme par exemple l'impact de la structure de groupement des bancs et du taux d'occupation du faisceau par le banc) en l'absence d'un moyen d'observation direct de la vérité-terrain.

La modélisation de la variabilité a permis de démontrer la nécessité des procédures appliquées lors du post-traitement de données, surtout celles concernant l'élimination des bancs acoustiques de faible dimension. En effet, la variance associée à la relation banc-faisceau peut augmenter lorsque les bancs sont petits par rapport au faisceau. La proportion de bancs éliminés n'est pas uniforme pour toutes les espèces. Ainsi, presque 70% de bancs de merlan bleu, 60% de bancs d'anchois et 50% de bancs de chinchard ont été éliminés contre seulement 35% de bancs de sardine. Ces valeurs semblent donc être, entre autres, fonction de la profondeur caractérisant la répartition bathymétrique des espèces et indiquent la sensibilité de l'identification acoustique aux caractéristiques du sondeur monofaisceau.

La modélisation peut également expliquer pourquoi les bancs acoustiques de merlan bleu sont plus grands que ceux des autres espèces, malgré les corrections apportées. Il est tout simplement possible que la résolution horizontale de l'échantillonnage acoustique, à la profondeur habituelle de cette espèce, soit inférieure à la distance entre bancs caractérisant le groupement réel de ces bancs. Ainsi, plusieurs bancs peuvent être détectés comme un seul grand banc et il suffirait d'améliorer la résolution angulaire pour retrouver le nombre de bancs du groupement d'origine.

5.2.2 Variabilité associée au comportement des espèces

Les aspects discutés et mis en valeur par la modélisation de la variabilité montrent la difficulté d'isoler, à partir de l'étude de la base de données, les sources de variance d'origine instrumentale de celles d'origine biologique associées au comportement des espèces. Toutefois, il est également important d'analyser la variabilité biologique, d'autant plus que les données utilisées pour l'identification acoustique correspondent à une zone géographique très étendue (plateau continental du golfe de Gascogne) et à une fenêtre temporelle de 5 ans (1989-1993).

Une part de la variance observée dans les données empiriques peut être attribuée à une modification du comportement des espèces. Plusieurs facteurs peuvent influencer le

comportement grégaire des espèces pélagiques provoquant des changements dans l'apparence générale, la structure interne et la position bathymétrique des bancs, facteurs dont une liste non exhaustive regrouperait sans doute:

- **Intensité lumineuse.** La présence d'un minimum d'intensité lumineuse semble être un facteur important pour permettre à certaines espèces la formation et le maintien de la structure en banc (Whitney, 1969; Shaw, 1978). Ceci a été vérifié pour les maquereaux, en laboratoire, où ils ne se sont jamais regroupés en bancs lorsque l'intensité lumineuse était inférieure à un certain seuil (Glass *et al.*, 1986). La formation des bancs de sardine et de hareng semble aussi être limitée par la faiblesse de l'intensité lumineuse (Blaxter et Hunter, 1982). Ainsi, des variations de l'apparence et de la structure interne des bancs peuvent être fonction de la luminosité.
- **Conditions océanographiques.** Les conditions océanographiques peuvent affecter le comportement de certaines espèces et donc la forme des bancs (Radakov, 1973). Ceci a été observé par Swartzman *et al.* (1994) dans des conditions où la position de la thermocline semble séparer des bancs de poissons de taille et de densité différentes. La forme des bancs de sardine dans le golfe de Gascogne serait en partie fonction de la position des isothermes par rapport à la côte (Kurc, 1963). Le mauvais temps, l'augmentation de la turbulence et du bruit ambiant ont probablement une influence sur la taille des bancs (Scalabrin et Massé, 1993). La distribution de la sardine, de l'anchois et du chinchard le long des côtes du Chili a été associée à l'occurrence et à l'intensité des fronts océaniques (Castillo *et al.*, 1996).
- **Vitesse de nage.** Une augmentation de la vitesse peut diminuer la distance moyenne entre les poissons dans le banc et modifier leur position relative, ainsi que la forme du banc (Partridge *et al.*, 1980). Dans le cas du chinchard, des poissons de 10 cm peuvent nager pendant 6 heures avec une vitesse voisine de 1 ms^{-1} et cette vitesse de nage peut augmenter avec la taille moyenne des poissons (Hunter, 1971).
- **Période de reproduction.** Certaines espèces changent de comportement pendant la période de frai. Ainsi, d'importantes concentrations de hareng peuvent être observées pendant la période de reproduction où la taille des bancs et la densité de poissons dans les bancs sont plus élevées que la moyenne (Radakov, 1973): densité avant la ponte $0,2-0,8 \text{ kg m}^{-3}$ et pendant la ponte $30-32 \text{ kg m}^{-3}$.
- **Présence des prédateurs.** Elle peut provoquer des changements brusques de la forme des bancs, lesquels sont associés à la stratégie de défense des espèces-proie (Pitcher et Wyche, 1983). Ces changements ont été observés et analysés par Fréon *et al.* (1992) à partir de vidéos et de photographies sous-marines. En présence ou face à l'attaque de prédateurs, la distance moyenne entre les poissons dans un banc peut diminuer, provoquant une augmentation de la densité de poissons dans le banc (van Olst et Hunter, 1970). Swartzman (1991) a modélisé le lien entre la prédation et la dynamique du comportement grégaire. Les résultats de cette étude suggèrent que la taille des bancs ainsi que leur nombre sont sensibles à la pression provoquée par la prédation. Les bancs seraient plus grands si cette pression était plus faible. Misund (1991) a observé que la taille moyenne des bancs de hareng est plus faible en présence des prédateurs. Massé *et al.* (1996) ont observé une modification de la

densité et de la position bathymétrique des bancs d'anchois en présence des bancs de chinchard.

- **Comportement alimentaire.** Le comportement et la structure d'un banc peuvent être influencés par le type d'activité menée par les poissons (Radakov, 1973; Blaxter et Hunter, 1982). Ainsi, le comportement alimentaire et la position de l'espèce dans la chaîne trophique peuvent avoir une influence sur les bancs. Les espèces pélagiques peuvent se nourrir de plancton ou être carnivores. Dans le cas du plancton, les poissons peuvent soit filtrer soit choisir les proies les plus adaptées (Gibson et Ezzi, 1990). Les carnivores présentent plutôt un comportement de chasse, et peuvent être une source de stress pour les espèces proies tel que remarqué ci-dessus. Il peut y avoir certains avantages à la formation de bancs de prédateurs lorsque les proies sont groupées en masses compactes (Eggers, 1976). Ces comportements types peuvent être influencés par la disponibilité et l'abondance de nourriture. Cette relation a été modélisée par Duffy et Wissel (1988) et leur modèle a permis de montrer comment, selon certaines conditions, une modification de la disponibilité et de l'abondance de nourriture peut produire des changements dans la taille des bancs et dans le comportement alimentaire des poissons. Au sein d'une même espèce, le comportement alimentaire des poissons peut également varier avec l'âge ou la période de développement. Radakov (1973) remarque une diminution de la densité de poissons dans les concentrations de hareng ($0,6-0,7 \text{ kg m}^{-3}$), lorsqu'ils sont observés en train de s'alimenter.
- **Réactions du banc à la présence du navire.** Les espèces peuvent être sensibles ou indifférentes à la présence d'un navire et au bruit rayonné par celui-ci (Diner et Marchand, 1995). La sensibilité se traduit par des réactions d'évitement, d'éclatement ou de plongée des bancs (Olsen *et al.*, 1983; Diner et Massé, 1987). Ainsi, les bancs de sardine ont plutôt tendance à plonger devant l'ouverture du chalut. La stratégie adoptée par l'espèce en réaction au stress provoqué par le navire, peut produire différents types de bancs. Dans le cas de l'évitement au navire, la vitesse et la densité du banc peuvent augmenter. En cas d'éclatement du banc, il peut y avoir une perte de vitesse et l'apparition de zones de confusion (Pitcher et Wyche, 1983) où la densité de poissons peut être plus faible. Si la plongée est la réaction adoptée, l'angle d'inclinaison des poissons doit probablement augmenter provoquant une diminution de l'indice de rétro-diffusion des poissons et une sous-évaluation acoustique de la densité de poissons. Ces différents comportements ont également été étudiés par Misund (1991), Fréon *et al.* (1992), Gerlotto (1993) et Soria (1994). En ce qui concerne la pression exercée par l'activité de plusieurs navires de pêche, Kemmerer (1980) note une augmentation de la taille des bancs lorsque l'effort de pêche sur une zone est interrompu pendant quelques jours.

Ces quelques exemples montrent que la taille, la forme et la structure interne des bancs, ainsi que leur position bathymétrique, peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs associés à l'environnement océanographique, à la présence d'une source de stress (prédateur, effort de pêche, bruit) et à l'activité caractérisant le rythme de vie des espèces (période de reproduction, alimentation, migration). Ces facteurs peuvent présenter une corrélation spatio-temporelle. Ainsi, si la taille, la densité ou la position bathymétrique des bancs varient en fonction de l'activité des poissons, il peut être possible d'observer une variabilité

saisonnaire conditionnée par la période de reproduction ou une variabilité nyctémérale conditionnée par le temps alloué à la recherche de nourriture et à l'activité alimentaire.

Le Tableau 5.4 présente un résumé des caractéristiques biologiques des espèces étudiées dans ce mémoire et qui peuvent être associées à certains aspects discutés ci-dessus. Les espèces n'ont pas le même comportement alimentaire. Le comportement et le type de nourriture du chinchard évoluent avec l'âge du poisson. Ainsi le chinchard juvénile, dont la taille moyenne est voisine de celle d'un anchois adulte, se nourrit également de plancton alors que le chinchard adulte est un prédateur des sardines et des anchois, présentant un comportement de chasseur. La taille moyenne des chinchards capturés lors des chalutages utilisés dans ce mémoire varie entre 11 et 25 *cm*. Le chinchard est donc représenté dans la base de données par plusieurs classes d'âge présentant des comportements biologiques différents. Ces changements de comportement peuvent expliquer une partie de la variabilité observée dans les bancs acoustiques de chinchard et particulièrement la possibilité qu'ont les bancs de chinchards juvéniles de ressembler à ceux des autres espèces.

A l'exception de la sardine, qui peut se reproduire tout au long de l'année, les autres espèces présentent une période de reproduction bien définie (Tableau 5.4). Ainsi, la variabilité des bancs acoustiques qui a été observée peut également être attribuée à des différences dans le comportement grégaire provoquées par la reproduction des espèces. L'existence de plusieurs populations, ainsi qu'une variabilité spatiale selon l'âge et les migrations indiquent que certaines espèces présentent un comportement spatio-temporel déterminé par les conditions océanographiques et par l'abondance et la qualité de la nourriture. Ces facteurs doivent être pris en compte dans l'analyse de la variabilité des bancs acoustiques, surtout dans celle des bancs de chinchard.

Les différences de comportement des espèces concernées par ce mémoire, pourraient être étudiées à partir de l'analyse de la variabilité spatiale à l'échelle du plateau continental, de la variabilité interannuelle et de la variabilité saisonnière. S'il était possible d'associer la dispersion des valeurs des descripteurs des bancs à des sources de variance spatio-temporelles, il serait possible, par la suite, de mieux définir quels sont les facteurs d'origine biologique qui peuvent expliquer certains changements de comportement observés.

Plusieurs études montrent une dépendance entre certains descripteurs des bancs et leur distribution spatiale à une meso-échelle. Swartzman *et al.* (1994) ont observé des différences de densité, de taille et de position bathymétrique des bancs de lieu jaune, dans la mer de Béring, selon les gradients nord-sud et côte-large du plateau continental. Ces différences de comportement ont été associées à la présence de poissons appartenant à plusieurs classes d'âge (juvénile et adulte) et à leurs préférences en termes de facteurs environnementaux (position de la thermocline et abondance de nourriture).

Misund (1993) a observé une différence significative de la taille des bancs de hareng entre trois régions de la mer du Nord ainsi qu'une variabilité saisonnière importante. Cette variabilité saisonnière de la taille et de la forme des bancs a également été observée par Smith (1970) et Mais (1974, 1977) pour les bancs d'anchois en Californie et par Johannesson et Losse (1973) pour les bancs d'anchois et de chinchard de la mer Noire.

TAB. 5.4 - Résumé des caractéristiques biologiques des espèces étudiées pour le golfe de Gascogne, conforme les informations de l'Annexe A.

CARACTERISTIQUES	SARDINE	ANCHOIS	CHINCHARD	MERLAN BLEU
LONGEVITE (ans)	< 10	< 4	≈ 15	≈ 20
LONGUEUR MAXIMALE (cm)	25	20	47	45
COMPORTEMENT ALIMENTAIRE	zooplancton	zooplancton	petits pélagiques ^a	zooplancton petits poissons
BATHYMETRIE et COMPORTEMENT				
max PR_b (m)	120	150	10 à 500 ^b	400 ^c
jour	s'éloigne de la surface grégaire	s'éloigne de la surface grégaire	+ profond grégaire	+ profond grégaire
nuit	surface dispersé	surface dispersé	s'approche de la surface dispersé	remonte vers le haut de la colonne d'eau dispersé en couches de faible densité
REPRODUCTION				
période	toute l'année max. printemps	avril à juin	mars-avril à août ^d	mars
zone	variable selon la saison	près de la surface ≈ sud du golfe	sur tout le plateau	-
PLUSIEURS POPULATIONS	oui	oui ^e	?	?
MIGRATION SAISONNIERE	oui	oui ^f	oui ^g	oui

^a Le type de nourriture du chinchard varie avec l'âge (taille), en évoluant du plancton vers les poissons. Comportement de chasseur lorsqu'il devient adulte.

^b Entre deux eaux ou sur le fond.

^c Le merlan bleu est un poisson bathypélagique qui vit en pleine eau entre 300 et 400 m, soit aux accores soit sur des fonds de plus de 1000 m.

^d Maximum en juin-juillet au nord du golfe et plus précoce au sud.

^e Une population est confinée à la côte, l'autre est dite " l'anchois du large ".

^f Variabilité de la répartition spatiale selon l'âge. Belles concentrations à l'automne de la deuxième et de la troisième année au nord de la Loire. Belles concentrations au printemps devant la Gironde et l'Adour.

^g Variabilité de la répartition spatiale selon l'âge. Migration côte large en formant des grands bancs à l'automne.

L'étude de Mais (1974) utilise les données de 38 campagnes acoustiques réalisées, entre 1966 et 1972, le long des côtes de la Californie. Ce nombre important de campagnes lui a permis d'observer une importante variabilité interannuelle dans le comportement grégaire de l'anchois, lequel était capable d'influencer la vulnérabilité de l'espèce à la senne traditionnellement utilisée par la pêche professionnelle.

Une variabilité interannuelle de la taille moyenne des bancs a également été observée par Scalabrin et Massé (1993) à partir de l'analyse des bancs détectés au mois d'avril en 1990 et en 1991, dans le même secteur géographique du golfe de Gascogne. Dans ce cas, il a été fait l'hypothèse que la différence de taille pouvait être due à des changements dans l'environnement océanographique provoqués par les conditions météorologiques très différentes caractérisant les deux campagnes. Ainsi, en présence de mauvais temps, capable

d'augmenter la turbulence et le bruit ambiant, les poissons peuvent avoir plus de difficulté à garder le contact avec leurs congénères et à maintenir la cohésion du groupe, formant des bancs de plus faibles dimensions. L'heure de la journée semble également avoir un impact sur le comportement des poissons et sur les descripteurs des bancs (Johannesson et Losse, 1973; Mais, 1974; Elminowicz, 1975; Scalabrin et Massé, 1993).

Ainsi, une variabilité spatio-temporelle de la valeur des descripteurs des bancs de poissons a été observée lors de différentes études. Il est possible qu'une partie de la variance de la base de données puisse donc être expliquée par des facteurs spatio-temporels exprimant de manière indirecte l'influence d'autres déterminants d'origine biologique ou environnementale dans le comportement grégaire des poissons.

Nonobstant l'importance potentielle des sources de variabilité associées au comportement des espèces et présentées ci-dessus, leur influence sur la base de données ne constitue pas une contrainte majeure pour l'identification acoustique des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu. En contrepartie, la variance observée des bancs de chinchard semble surtout pouvoir être expliquée par une variabilité du comportement de cette espèce. Dans la mesure où la variance associée aux bancs de chinchard constitue un facteur limitant du processus d'identification acoustique, l'étude de son origine, à partir par exemple de l'analyse spatio-temporelle de la base de données, est d'une importance fondamentale.

Toutefois, la représentativité de la base de données est assez limitée eu égard à la mosaïque spatio-temporelle de la répartition et de l'abondance des espèces dans le golfe de Gascogne. A l'exception des campagnes où l'anchois était l'espèce cible (DAAG 90, 91 et 92) et qui se sont déroulées toujours au mois d'avril dans le sud du golfe, les autres campagnes ont couvert de manière plus ponctuelle certaines zones du nord ou du sud du golfe à des périodes très diverses de l'année (cf. Chapitre 2 et Annexe B). De plus, la grille d'échantillonnage, déterminée par le protocole expérimental utilisé dans ce travail, n'a pas été adaptée à l'étude de la variance associée aux facteurs spatio-temporels et au comportement des espèces.

Ainsi, il est très difficile d'analyser l'impact de ces sources de variabilité sur l'apparence générale, la structure interne et la position bathymétrique des bancs acoustiques des espèces étudiées dans ce mémoire. Bien que très important, le nombre de chalutages (donc de bancs) disponible n'est pas compatible avec celui requis afin d'analyser une variance caractérisée par autant de degrés de liberté.

Néanmoins, une connaissance plus approfondie des facteurs de variabilité associés au comportement des espèces, surtout de ceux conditionnant le comportement du chinchard, semble nécessaire. Il serait possible de structurer cette connaissance afin de constituer une base d'informations *a priori*. Ces informations *a priori* pourraient alors être utilisées pour augmenter la robustesse de l'identification acoustique des espèces permettant probablement de lever l'ambiguïté en ce qui concerne l'identification acoustique des bancs de chinchard.

5.3 Perspectives

Le processus d'identification acoustique peut être décrit comme l'association de plusieurs signaux, représentant l'information utile concernant les espèces, avec un bruit, représentant la variabilité. Lorsqu'il est possible de dégager le signal de chaque espèce du bruit et de discriminer les signaux, l'identification acoustique devient réalisable.

Le processus d'identification sera d'autant plus efficace que le rapport signal-bruit est élevé et que les signaux sont distincts. L'étude du bruit présente alors peu d'intérêt et le problème de l'identification est résolu. Ce cas de figure correspond à l'identification acoustique des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu réalisée et démontrée dans ce mémoire. La variance de la base de données, qu'elle soit d'origine instrumentale ou liée au comportement de ces espèces, ne constitue pas une contrainte pour l'identification. Dans ce cas, l'étude du bruit ne présente d'intérêt que dans la mesure où la diminution de la variance, associée à la technologie utilisée, peut augmenter la robustesse d'une méthode opérationnelle qui pourrait être envisagée et développée à partir de ces données.

Le processus d'identification devient complexe avec la prise en compte des bancs de chinchard. En effet, d'une part la discrimination entre les signaux sardine-anchois-chinchard semble difficile lorsque l'environnement d'étude est multispécifique, et d'autre part il n'a pas été possible d'extraire du bruit, caractérisant la variance de la base de données, une information utile concernant le comportement du chinchard. Dans ce cas, la recherche d'un signal plus riche en information ainsi que l'étude et la réduction des sources potentielles de variabilité deviennent des objectifs à atteindre afin de résoudre le problème de l'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire du golfe de Gascogne.

Trois solutions ou perspectives complémentaires peuvent être envisagées afin d'obtenir une information de meilleure qualité et conjointement une réduction de la variabilité. Ces perspectives concernent la technologie, la couverture spatio-temporelle et l'utilisation d'une information *a priori*.

Technologie

Les remarques présentées dans le paragraphe 5.2.1 soulignent l'importance de certains facteurs comme source de variabilité, notamment la sensibilité potentielle de l'identification par rapport aux caractéristiques du sondeur utilisé et la variance des signaux rétro-diffusés provoquée par la complexité et l'instabilité de la relation banc-faisceau. La résolution angulaire des sondeurs monofaisceau classiques est faible et le volume insonifié donc trop important par rapport à la taille de bancs. Entre autres facteurs, cette faible résolution ne semble pas adaptée à l'obtention de signaux stables par rapport au taux d'occupation du volume de confusion par les poissons d'un banc.

Les sondeurs multifaisceaux peuvent être la solution à ce défaut intrinsèque du sondeur monofaisceau. Un ensemble de faisceaux contigus, présentant chacun une résolution angulaire élevée, permettrait d'augmenter le volume échantillonné (introduisant de surcroît la troisième dimension) et de contrôler la position acoustique des bancs diminuant ainsi

la variance des certains descripteurs. Entre autres aspects favorables à l'utilisation des sondeurs multifaisceaux, il est possible de citer:

- l'élimination des bancs dont seuls les bords sont détectés,
- l'observation en trois dimensions de la taille et de la forme des bancs,
- l'étude de la variabilité naturelle de la densité de poissons à l'intérieur des bancs.

L'acquisition de données avec un sondeur multifaisceaux doit être combinée à un échantillonnage acoustique plus efficace, soit par une diminution de la vitesse de déplacement soit par une augmentation de la récurrence (lorsque cela est possible), de façon à augmenter le nombre de signaux rétro-diffusés par les bancs. L'acquisition et le traitement préliminaire des données halieutiques par des sondeurs ou sonars multifaisceaux a déjà été réalisée par Challande *et al.* (1990) et par Misund *et al.* (1995)¹.

L'information fréquentielle n'a pas été explorée dans ce mémoire dans la mesure où les signaux ont été acquis à partir des sondeurs opérant en bande étroite à la fréquence de 38 kHz. Toutefois, des résultats intéressants ont été obtenus pour la discrimination et l'identification d'espèces de plancton par une analyse multifréquentielle (Madureira *et al.*, 1993; Mitson *et al.*, 1996). L'analyse comparée des signaux rétro-diffusés acquis à partir de fréquences discrètes et éloignées pourrait apporter une information supplémentaire et vraisemblablement utile pour l'identification des espèces de poisson pélagiques.

L'utilisation de l'information spectrale, obtenue par les sondeurs large-bande, constitue également une perspective intéressante pour l'identification des espèces par l'apport potentiel de descripteurs complémentaires de ceux présentés dans ce mémoire (cf. Chapitre 1). D'un point de vue exclusivement acoustique, une solution probablement plus efficace pour l'identification des espèces serait la prise en compte simultanée de l'information spectrale et de l'information obtenue par un sondeur multifaisceaux.

Couverture spatio-temporelle

Toute base de données, constituée pour l'identification acoustique, doit être représentative des différences de comportement des espèces. L'importance de ce problème est fonction du nombre de degrés de liberté déterminant le comportement des espèces considérées.

Dans le cas de l'identification des espèces du golfe de Gascogne, le manque de représentativité de la base de données peut être pallié par la réalisation d'un nombre plus important de campagnes d'acquisition, lesquelles doivent couvrir de manière extensive le golfe et les différentes saisons.

L'intensification du nombre et de la périodicité des campagnes permettrait une meilleure couverture spatio-temporelle et l'utilisation d'une grille d'échantillonnage adaptée à l'étude du comportement des espèces pélagiques. Dans ce cas, le protocole expérimental de ces

1. Le projet européen AVITIS (1996-1998) sous la responsabilité de l'ORSTOM, regroupe plusieurs partenaires dont l'ENST de Bretagne. Ce projet doit permettre la réalisation d'un système adapté au traitement des données halieutiques acquises par un sonar multifaisceaux.

campagnes devrait être défini en fonction des hypothèses à vérifier sur le comportement des espèces, surtout celles concernant le chinchard. Les facteurs d'influence qui semblent être les plus importants pour l'étude de la variabilité sont: les conditions océanographiques, la période de reproduction, les migrations, le comportement alimentaire et la réaction des poissons aux sources de stress.

Une meilleure représentativité de la base de données, par rapport à ces sources de variabilité, permettrait de constituer une base d'informations *a priori* susceptibles d'améliorer les faibles taux de discrimination obtenus avec la prise en compte d'un nombre croissant d'espèces.

Information *a priori*

Du fait des problèmes de représentativité de la base de données, toute méthode ou source d'information capable d'affiner la connaissance sur l'abondance, la répartition et le comportement des espèces pélagiques dans le golfe de Gascogne mérite d'être mieux explorée.

La prise en compte des connaissances disponibles dans le domaine scientifique (halieutique ou autres) et parmi les professionnels de la pêche peut faciliter l'organisation d'une base d'informations *a priori*, permettant l'emploi d'autres méthodes de discrimination, telle que la classification bayésienne. L'utilisation des probabilités conditionnelles (définies, par exemple, en fonction de critères spatio-temporels) peut réduire l'incertitude concernant le résultat de l'identification associé à la détection d'un nouveau banc.

Ainsi, l'utilisation d'une information *a priori* et des probabilités conditionnelles constituent une voie complémentaire à l'acoustique permettant probablement d'augmenter la robustesse de l'identification acoustique des espèces et de lever l'ambiguïté concernant l'identification des bancs de chinchard.

La pensée de M. Holliday, exprimée au moment de la cérémonie de clôture du dernier congrès international consacré à l'acoustique halieutique (*in* Simmonds et MacLennan, 1996), permet de résumer les perspectives ici proposées afin de résoudre le problème de l'identification acoustique des espèces pélagiques à comportement grégaire, dont celui du golfe de Gascogne:

"Species identification: this is the grand challenge of fisheries and plankton acoustics. It will not be accomplished with acoustics alone, but it cannot be accomplished without acoustics. All available information must be integrated in new analytical procedures which will make probabilistic statements regarding the specific cause of the small, strangely shaped, intriguing marks seen on echosounders and sonars."

Conclusion

Ce mémoire a présenté le travail entrepris pour résoudre le problème de l'identification acoustique de certaines espèces pélagiques à comportement grégaire du golfe de Gascogne.

Globalement, il a été démontré que les différences entre espèces observées lors de l'analyse visuelle des échogrammes obtenus par un sondeur halieutique classique, monofaisceau opérant en bande de fréquence étroite à la fréquence de 38 *kHz*, existent et peuvent être décrites numériquement.

Les méthodes d'extraction des descripteurs des bancs, à partir des signaux de ce type de sondeur et présentées dans ce mémoire, constituent un ensemble complet développé et appliqué sur une base de données à des fins d'identification acoustique des espèces de poissons pélagiques. Les résultats obtenus par ces méthodes ont permis de démontrer que la structure de regroupement des poissons en bancs est dépendante de l'espèce, ce qui est conforme à l'hypothèse émise au départ.

L'identification acoustique des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu est possible et la variance intra-spécifique concernant les données de ces espèces ne représente pas une contrainte pour le processus de discrimination. L'identification acoustique des bancs de chinchard est moins efficace et les difficultés sont probablement liées à la variabilité du comportement de cette espèce. Le chinchard semble être une espèce présentant un comportement grégaire caractérisé par un grand nombre de degrés de liberté. Ainsi, les distributions des valeurs des descripteurs des bancs de chinchard recouvrent souvent celles des autres espèces.

La modélisation de la variabilité a conduit à la réalisation de deux modèles, dont les objectifs sont différents, capables de simuler la réponse acoustique des bancs en fonction des paramètres de l'échantillonnage acoustique et de la définition *a priori* de la structure grégaire des poissons selon l'espèce. Cette modélisation a permis de mieux interpréter la variance des données empiriques et d'apporter quelques idées concernant la réduction de la variabilité d'origine instrumentale.

Les modèles et les méthodes d'extraction des descripteurs, développés pour cette étude, peuvent être appliqués à d'autres espèces pélagiques présentant un comportement grégaire ou à des espèces similaires présentes dans d'autres écosystèmes. De ce fait, l'identification acoustique des espèces, à partir des méthodes ici développées, sera possible lorsque les différences entre les valeurs des descripteurs des bancs étudiés seront significatives.

Annexe A

Biologie et répartition des espèces étudiées

Cet aperçu des aspects biologiques et de la répartition des espèces étudiées a été réalisée à partir de la documentation suivante: Letaconnoux (1951) et Quéro (1984). Seuls ont été retenus, les aspects qui semblent être le plus intéressants pour la compréhension de la diversité du comportement grégaire. Le tableau A.1 montre la classification des espèces selon l'ordre et la famille.

TAB. A.1 - *Classification systématique des espèces.*

ORDRE	FAMILLE	GENRE et ESPECE	NOM COMMUN
Clupeiformes	Clupeides	<i>Sardina pilchardus</i>	sardine
	Engraulides	<i>Engraulis encrasicolus</i>	anchois
Perciformes	Carangides	<i>Trachurus trachurus</i>	chinchard
Gadiformes	Gadides	<i>Micromesistius poutassou</i>	merlan bleu

A.1 Sardine

Répartition géographique: Atlantique nord-est, de la Norvège jusqu'au Sénégal, Méditerranée.

Répartition bathymétrique: entre la surface et le fond dans les eaux côtières jusqu'à 120 m de profondeur.

Biologie

La sardine est une espèce pélagique, grégaire, vivant en bancs parfois importants, près de la surface la nuit, plus profondément le jour (entre 30 et 55 m de la surface).

Au sein de la population du golfe de Gascogne il existerait différentes sous-populations. Ainsi, sur la côte des Landes, il existe deux formes présentant des différences biologiques profondes. Elle accomplit des migrations cycliques du large vers la côte au printemps et, inversement, de la côte vers le large en hiver.

La sardine fraie toute l'année dans le golfe de Gascogne avec un maximum au printemps principalement au large, au-dessous du plateau continental de la Gironde, et au nord de la Bretagne, mais également dans les eaux côtières, de la Gironde à la Loire.

En été elle pond dans les eaux peu profondes au sud de la Bretagne; en automne près de la côte, du Pays Basque à la Loire; en hiver au niveau du talus entre Arcachon et Penmar'ch, ainsi, qu'à la côte au Pays Basque et au sud-ouest de la Bretagne.

La sardine acquiert sa maturité sexuelle entre 10 et 20 cm, selon les populations, à la fin de la première année de vie. La femelle porte de 50 000 à 60 000 ovules. La croissance est rapide et la taille commune varie entre 10 et 20 cm avec une taille maximale de 25 cm. La longévité est faible, inférieure à 10 ans. Les adultes se nourrissent surtout des crustacés planctoniques (copépodes).

La sardine est un poisson physostome.

A.2 Anchois

Répartition géographique: Atlantique nord-est, de la mer du Nord jusqu'au Maroc, Méditerranée.

Répartition bathymétrique: entre la surface et le fond dans les eaux côtières jusqu'à 150 m de profondeur. L'anchois pénètre dans les estuaires et les étangs saumâtres.

Biologie

L'anchois est un poisson pélagique vivant en bancs. Deux groupes ont été mis en évidence: les "anchois littoraux d'eaux saumâtres" et les "anchois du large".

Les premiers sont inféodés à des eaux fortement dessalées par les apports fluviaux, n'effectuant pas de grandes migrations.

Les "anchois du large", dès leur naissance au printemps, ou début de l'été, jusqu'au mois d'octobre, restent dans le golfe de Gascogne à proximité du rivage. Leur croissance va alors marquer un temps d'arrêt. Avec l'arrivée du froid, ils gagnent des couches d'eau plus profondes, moins sensibles aux variations de température. Ils reviennent au printemps

dans les eaux littorales.

Au cours de leur première année, ils se trouvent essentiellement dans les eaux côtières landaises et vendéennes. A l'automne de leur deuxième et troisièmes années, ils migrent au nord de la Loire pour former de belles concentrations.

L'anchois acquiert la maturité sexuelle à la fin de sa première année. La femelle porte de 13 000 à 20 000 ovules.

Dans le golfe de Gascogne, les "anchois du large" de 2 à 3 ans sont sexuellement mûrs dès avril, ceux d'un an seulement en juin, d'où une période de ponte étalée. La reproduction a lieu près de la surface entre 10 et 30 m de profondeur.

Les frayères des "anchois du large" se trouvent, en mai, le long des côtes landaises, s'étendant certaines années jusqu'à l'île de Ré et même à l'embouchure de la Loire et au niveau du talus, en face des Landes.

En juillet, alors que la ponte se termine, il existe plusieurs petites frayères entre la Loire et le sud de la Gironde et au niveau du talus, au large d'Arcachon et de la Vendée.

La croissance de l'anchois est rapide, le poisson atteignant de 8 à 11 cm dès la première année. La taille commune se situe entre 10 et 15 cm, avec une taille maximale de 20 cm. Leur longévité est faible, ne dépassant les 3 ans. Ils se nourrissent essentiellement de zooplancton.

L'anchois est un poisson physostome.

A.3 Chinchard

Répartition géographique: Atlantique est, de la Norvège à l'Afrique du Sud. Méditerranée, mer Noire, mer de Marmara, Atlantique centre-ouest.

Répartition bathymétrique: il vit entre deux eaux, soit sur le fond, soit sur tout le plateau continental et le bord du talus, entre 10 et 500 m.

Biologie

La population de *Trachurus trachurus* qui fréquente les côtes françaises se compose de deux sous-espèces (*trachurus* et *mediterraneus*). La sous-espèce *trachurus* est la plus abondante dans le golfe de Gascogne.

Les chinchards sont des poissons pélagiques grégaires. Ils effectuent des mouvements de migration saisonniers vers la côte en été, suivis d'un retour au large en automne. De plus, après leur naissance sur le plateau continental, ils viennent passer leurs première et seconde années à la côte, sur des fonds entre 40 et 70 m. Avec l'approche de la maturité sexuelle, ils abandonnent la vie en zone côtière pour gagner le large, sur des fonds entre

120 et 300 *m*, près des accores. Là ils se rassemblent en bancs abondants vers la fin du printemps pour frayer lors du réchauffement des eaux. Durant l'été, ils se dispersent dans les eaux superficielles en quête de nourriture, puis ils se rassemblent à nouveau en hiver, mais en bancs moins denses, sur les fonds de la bordure du plateau continental.

Il acquiert la maturité sexuelle au cours de la troisième année chez le mâle (20 à 22 *cm*), et vers quatre à cinq ans chez la femelle (26 à 30 *cm*).

La période de reproduction débute avec le réchauffement des eaux de surface, lorsque la température en surface atteint ou dépasse 11° C, et s'étale sur sept mois. La ponte a lieu de mars-avril au mois d'août dans le golfe de Gascogne et en mer Celtique, avec un maximum en juin-juillet dans le nord du golfe. Elle serait plus précoce dans le sud. La femelle porterait 3 000 à 14 000 ovules.

Le taux de croissance est assez rapide pendant la première année où sa taille peut atteindre 11 *cm*. La taille commune se situe entre 15 et 45 *cm*, la taille maximale est de 47 *cm*. La longévité de l'espèce serait d'une quinzaine d'années.

Les adultes se nourrissent en été d'éléments pélagiques, dont, copépodes, crevettes, oeufs et larves de poissons, et jeunes poissons pélagiques (sprat, anchois, sardines, hareng, merlan); et en hiver de crustacés benthiques et de poissons pélagiques profonds. Les jeunes se nourrissent surtout de plancton.

Le chinchard est un poisson physocliste.

A.4 Merlan bleu

Répartition géographique: Atlantique nord-est, du Groenland et du nord de la Norvège au Maroc, Méditerranée occidentale, mer de Barents, Atlantique nord-ouest.

Répartition bathymétrique: il vit en pleine eau, entre 400 *m* de profondeur et la surface.

Biologie

Le merlan bleu est un poisson bathypélagique, vivant en pleine eau à de grandes profondeurs, surtout entre 300 et 400 *m*, soit aux accores, soit au-dessous des fonds de plus de 1 000 *m*. Grégaire, il vit en bancs situés plus profondément le jour que la nuit.

Comme la plupart des espèces bathypélagiques, le merlan bleu effectue journalièrement une migration verticale, se dirigeant vers la surface à la tombée de la nuit, retournant vers le fond avec l'arrivée du jour, migrant ainsi verticalement entre 30 et 100 *m* pendant les mois d'été et jusqu'à 200 *m* en hiver.

La majorité des merlans bleus, se reproduisant à l'ouest des îles Britanniques, migrent vers le nord à la recherche de nourriture, atteignant les îles Faeroe en mai, se dispersant

en été à l'est de l'Islande et en mer de Norvège. Ils reviendront sur les lieux de ponte en janvier-février.

Le merlan bleu acquiert la maturité sexuelle au cours de sa troisième année, entre 20 et 25 *cm*. Le frai a lieu en mars dans le golfe de Gascogne. La femelle porte, selon sa taille, entre 16 000 et 150 000 ovules.

Le taux de croissance est élevé, le poisson mesurant 16 *cm* à la fin de la première année. La taille commune se situe entre 12 et 30 *cm* et la taille maximale est de 45 *cm*. Sa longévité serait d'une vingtaine d'années. Son alimentation est surtout planctonique et les plus grands ingèrent de petits poissons et des céphalopodes.

Le merlan bleu est un poisson physocliste.

Annexe B

Description statistique des descripteurs MOVIES-B

Cette annexe présente sous forme de tableaux et de figures les principaux résultats de l'analyse statistique effectuée sur les distributions des valeurs de descripteurs des bancs acoustiques calculés par MOVIES-B. Les bancs retenus pour cette analyse sont ceux sélectionnés par le post-traitement de la base de données.

Deux catégories de bancs détectés sont considérées: les bancs détectés en cours de chalutage et potentiellement capturés par le chalut et les bancs détectés en cours de prospection immédiatement avant et/ou après le chalutage. Les parcours en prospection sont parallèles ou transversaux au parcours du chalutage. La vitesse du navire est le principal facteur de différence entre un parcours-chalutage ($v = 4$ noeuds) et un parcours-prospection ($v > 7$ noeuds). Par conséquent, l'échantillonnage acoustique sur un banc sera plus important en chalutage qu'en prospection.

Le nombre de bancs par espèce et par catégorie de détection, respectivement, parcours-chalutage ou parcours-prospection, est le suivant:

- Sardine - 179 et 223.
- Anchois - 478 et 916.
- Chinchard - 667 et 512.
- Merlan bleu - 95 et 36.

Les Tableaux B.1, B.2, B.3 et B.4 offrent une description plus détaillée des chalutages par espèce qui ont été retenus comme source de données pour les analyses statistiques.

Les résultats correspondant à la description statistique des descripteurs par espèce sont présentés par les Tableaux et les Figures suivants:

1. Tableau B.5 - présente le maximum, le minimum, la moyenne et l'écart-type de la distribution des valeurs de chaque descripteur, par espèce et par catégorie de détection (en chalutage ou en prospection).

2. Figures B.1, B.2, B.3, B.4 et B.5 - présentent les courbes-enveloppes des histogrammes correspondant à la distribution des valeurs de chaque descripteur, par espèce et pour les bancs détectés pendant les parcours-chalutage. Une transformation logarithmique a été appliquée sur les valeurs des descripteurs lorsque leur dispersion était trop élevée.
3. Tableau B.6 - présente la moyenne, l'écart-type, le coefficient d'asymétrie et le coefficient d'aplatissement de la distribution des valeurs de chaque descripteur par espèce et exclusivement pour les bancs détectés pendant les parcours-chalutage.
4. Tableaux B.7, B.8, B.9 et B.10 - présentent la matrice de corrélation des descripteurs pour chaque espèce.
5. Tableau B.11- présente les distances de Mahalanobis entre les espèces pour chaque descripteur. Les valeurs considérées sont celles des bancs détectés pendant les parcours-chalutage.

TAB. B.1 - Information détaillée sur les chalutages et les captures de sardine. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D, en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L, en cm. Poids moyen du poisson, W, en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.

CAMPAGNE	DATE	HEURE	POSITION	PROF.	D	CAPTURE	SARDINE			AUTRES	
							%	L	W	%	espèces
AURA	24/08/90	08H36	48°07,0 - 4°34,8	40	11	1130	96	19,7	66	4	HM
ETAP	01/07/91	17H24	46°39,2 - 2°10,8	30	2	300	96	20,6	72	4	HM
ETAP	02/07/91	14H05	47°42,9 - 4°05,8	40	3	2000	100	18,4	54	0	/
ETAP	02/07/91	17H43	47°42,4 - 4°06,2	40	4	4000	100	20,6	78	0	/
ETAP	06/07/91	09H32	48°08,1 - 4°30,6	35	3	6000	100	20,6	83	0	/
ETAP	07/07/91	07H48	48°05,9 - 4°37,0	30	3	6000	100	21,7	89	0	/
ETAP	09/07/91	14H09	47°43,1 - 4°05,6	32	3	300	100	19,5	63	0	/
ETAP	10/07/91	09H19	47°41,4 - 3°30,0	34	3	5000	100	20,5	76	0	/
ETAP	10/07/91	15H11	47°45,0 - 3°51,6	30	2	2500	100	18,2	53	0	/
AURA	17/10/91	14H12	47°44,8 - 3°51,4	35	4	360	98,9	20,6	76	1,1	MQ,CH
DAAG	24/04/92	16H31	44°29,9 - 1°28,4	55	3	607	97,5	16,2	34	2,5	MQ
ETAP	07/11/92	13H47	46°06,5 - 1°53,1	50	6	1000	95	19,2	62	5	AN
ETAP	10/11/92	14H13	48°07,3 - 4°28,9	30	3	511	99	20,7	91	1	MQ
ETAP	24/05/93	15H51	47°45,3 - 3°53,1	50	4	2000	97	20,6	76	3	SP,MQ
ETAP	25/05/93	15H06	47°15,9 - 3°11,5	46	4	126	95	20,2	70	5	MQ,AN
ETAP	28/05/93	09H43	47°40,8 - 3°28,9	30	2	331	100	19,9	68	0	/
ETAP	29/05/93	09H22	48°07,5 - 4°31,8	30	3	466	95,3	23,1	108	4,7	MQ
ETAP	29/05/93	18H14	48°06,7 - 4°42,4	30	2	71	98,5	23,0	106	1,5	MQ

TAB. B.2 - Information détaillée sur les chalutages et les captures d'anchois. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D, en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L, en cm. Poids moyen du poisson, W, en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.

CAMPAGNE	DATE	HEURE	POSITION	PROF.	D	CAPTURE	ANCHOIS			AUTRES	
							%	L	W	%	espèces
METEVA	15/11/89	14H04	45°46,1 - 2°32,4	100	5	350	97	12,6	14	3	CH,SA
DAAG	24/04/90	10H37	45°55,4 - 2°17,3	70	4	100	95	13,0	14	5	SP,CH,SA
AURA	22/08/90	10H29	47°31,0 - 3°35,6	78	4	815	100	15,6	28	0	/
AURA	22/08/90	16H07	47°38,9 - 3°44,3	60	5	8000	96	16,0	31	4	SP
ETAP	04/09/90	08H50	45°51,7 - 1°44,8	45	4	129	96	14,8	20	4	SP,MQ
ETAP	04/09/90	17H45	45°40,8 - 1°41,8	50	3	1212	99	13,8	14	1	MQ
DAAG	21/04/91	20H27	45°30,4 - 1°52,5	66	6	167	95,2	13,3	14	4,8	MQ,SP
DAAG	17/04/92	18H05	45°49,5 - 1°56,1	65	2	590	98	13,8	17	2	SP
DAAG	18/04/92	12H59	45°40,5 - 1°45,8	56	2	729	98,5	13,0	16	1,5	MQ,CH
DAAG	18/04/92	15H35	45°39,9 - 1°41,6	53	2	346	98,9	13,0	13	1,1	CH,MQ
DAAG	18/04/92	17H44	45°39,2 - 1°43,2	58	1	862	99,4	12,3	12	0,6	MQ
ERAG	09/06/93	13H14	44°50,1 - 1°52,3	111	4	450	99	15,2	23	1	MQ
ERAG	10/06/93	14H34	44°20,3 - 1°36,6	88	3	26	100	13,4	15	0	/
ERAG	21/06/93	08H40	45°25,7 - 1°38,3	49	5	2871	99,8	12,6	13	0,2	CH

TAB. B.3 - Information détaillée sur les chalutages et les captures de chinchard. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, *D*, en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, *L*, en cm. Poids moyen du poisson, *W*, en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.

CAMPAGNE	DATE	HEURE	POSITION	PROF.	D	CAPTURE	CHINCHARD			AUTRES	
							%	<i>L</i>	<i>W</i>	%	espèces
AURA	11/08/90	15H17	46°25,4 - 2°30,1	60	4	786	99,8	20,9	76	0,2	MQ
AURA	13/08/90	14H14	46°30,0 - 2°20,0	45	4	250	99,3	16,7	55	0,7	MQ
AURA	15/08/90	10H30	46°54,0 - 2°40,5	45	10	1600	81	18,5	57	19	SA
AURA	19/08/90	14H47	47°20,6 - 5°43,3	140	9	920	100	22,9	97	0	/
AURA	25/08/90	12H14	47°47,5 - 6°09,6	130	11	238	98,3	24,9	137	1,7	MQ
ETAP	09/09/90	08H54	45°50,7 - 1°36,0	36	6	1500	100	19,6	63	0	/
ETAP	09/09/90	17H45	45°50,2 - 1°28,5	25	5	426	94	24,3	116	6	MQ,SA
ETAP	17/09/90	09H07	47°42,2 - 4°17,5	85	2	7000	100	22,6	90	0	/
ETAP	17/09/90	19H51	47°44,5 - 4°04,7	37	3	4000	100	20,4	75	0	/
ETAP	08/07/91	10H47	47°15,0 - 5°41,6	175	3	400	100	24,3	118	0	/
AURA	13/10/91	12H59	46°38,8 - 2°13,5	30	4	6500	95	23,1	104	5	SP
AURA	15/10/91	20H30	47°36,1 - 3°38,5	60	4	1450	98	23,5	243	2	AN,SA
AURA	18/10/91	20H25	47°25,8 - 3°21,8	40	4	1618	97,8	24,7	124	2,2	SA,SP
DAAG	23/04/92	14H39	44°50,3 - 2°03,8	138	2	449	97,8	18,6	55	2,2	SA,MQ
DAAG	25/04/92	12H57	44°19,8 - 1°54,9	128	2	1150	98,3	23,5	110	1,7	MQ
ETAP	14/11/92	08H21	47°40,2 - 4°12,0	75	2	3537	100	27,0	149	0	/
ETAP	31/05/93	08H24	47°18,5 - 5°32,9	140	3	5000	92	19,0	63	8	MQ
ERAG	14/06/93	17H16	45°08,9 - 1°58,0	90	7	199	94	11,4	11	6	AN,MQ
ERAG	16/06/93	10H44	44°50,0 - 1°52,1	110	4	1043	95	11,5	11	5	AN
ERAG	18/06/93	10H15	44°50,1 - 1°56,3	114	4	1475	97	11,6	11	3	AN

TAB. B.4 - Information détaillée sur les chalutages et les captures de merlan bleu. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, *D*, en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, *L*, en cm. Poids moyen du poisson, *W*, en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.

CAMPAGNE	DATE	HEURE	POSITION	PROF.	D	CAPTURE	MERLAN BLEU			AUTRES	
							%	<i>L</i>	<i>W</i>	%	espèces
AURA	17/08/90	14H20	46°34,8 - 4°51,9	370	8	419	100	15,0	20	0	/
AURA	25/08/90	19H35	47°30,6 - 6°51,0	350	10	189	100	14,9	20	0	/
DAAG	10/04/91	09H39	43°39,7 - 3°17,0	400	7	85	100	18,4	37	0	/
AURA	20/10/91	07H30	46°40,5 - 4°15,6	140	4	56	100	15,4	22	0	/
AURA	21/10/91	08H27	46°55,6 - 5°11,5	150	4	611	100	15,8	29	0	/

TAB. B.5 - Paramètres statistiques des descripteurs par espèce et par catégorie de détection: maximum, minimum, moyenne et écart-type.

Paramètre statistique	Sardine		Anchois		Chinchard		Merlan bleu	
	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.
L_b	Longueur en m							
maximum	124	85	603	944	417	341	730	462
minimum	3.4	4.2	3.1	5.4	1.7	3.0	24.2	48.3
moyenne	18	15	25	32	37	28	139	110
écart-type	18	11	35	58	47	38	108	72
L_{bc}	Longueur corrigée en m							
maximum	121	83	596	938	411	721	683	415
minimum	2.4	2.1	1.7	3.1	0.9	2.8	13.4	24.4
moyenne	15	12	19	25	31	46	102	73
écart-type	17	11	35	57	46	59	102	69
H_b	Hauteur maximale en m							
maximum	32	24	26	32	36	33	45	39
minimum	1.5	1.2	1.2	1.0	1.0	1.2	2.6	2.8
moyenne	5.3	5.3	4.6	4.4	4.5	6.2	13	11
écart-type	4.1	3.4	3.4	3.2	3.6	4.6	7.7	8.3
H_{moyc}	Hauteur moyenne corrigée en m							
maximum	12	15	12	18	19	17	16	19
minimum	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	1.0	0.9
moyenne	2.8	3.0	2.1	2.1	2.1	2.7	4.9	4.6
écart-type	1.8	1.9	1.4	1.5	1.7	1.9	3.1	4.2
A_b	Aire en m²							
maximum	880	877	3130	3560	1780	2830	4110	5100
minimum	5.9	4.1	3.2	6.1	2.0	6.1	24	79
moyenne	69	54	67	87	104	174	751	532
écart-type	126	91	179	227	193	249	790	850
A_{bc}	Aire corrigée en m²							
maximum	838	827	3104	3540	1732	2814	3899	4691
minimum	3.8	3.0	2.0	4.0	1.3	4.4	16	53
moyenne	62	47	57	76	92	150	603	411
écart-type	123	87	176	225	183	239	712	779
P_b	Périmètre en m							
maximum	1060	269	4030	3220	1800	1970	3040	3970
minimum	12	11	9.0	15	8.7	15	66	131
moyenne	65	47	93	101	118	166	534	429
écart-type	100	39	222	205	167	187	482	641
P_{bc}	Périmètre corrigé en m							
maximum	1051	262	4017	3208	1786	1960	2945	3876
minimum	9.8	8.1	5.9	10	6.7	10	44	82
moyenne	59	41	81	88	106	145	460	356
écart-type	100	38	221	205	164	185	472	637

Tableau B.5: suite

Paramètre statistique	Sardine		Anchois		Chinchard		Merlan bleu	
	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.
E_b	Elongation							
maximum	16	10	33	123	50	76	48	36
minimum	0.9	0.7	1.0	0.6	1.0	1.1	1.3	1.9
moyenne	3.7	3.1	6.0	7.4	7.9	11	12	14
écart-type	2.2	1.8	3.3	6.4	7.0	9.1	7.6	8.6
E_{bc}	Elongation corrigée							
maximum	165	951	2093	2200	588	934	165	379
minimum	0.8	0.6	1.3	0.6	1.5	1.1	2.1	1.7
moyenne	11	14	29	34	31	37	34	53
écart-type	15	65	106	88	45	59	30	72
F_b	Dimension fractale							
maximum	1.8	1.8	1.9	1.9	2.2	1.8	1.8	1.8
minimum	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.3	1.2
moyenne	1.4	1.3	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
écart-type	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
F_{bc}	Dimension fractale corrigée							
maximum	1.8	1.8	2.1	2.0	4.8	1.9	1.9	1.8
minimum	1.0	1.0	1.1	1.1	1.0	1.0	1.3	1.2
moyenne	1.3	1.3	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
écart-type	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
P_S	Sonde en m							
maximum	59	59	116	126	180	171	625	400
minimum	27	25	44	33	21	24	138	294
moyenne	38	35	59	61	55	85	327	360
écart-type	7.1	6.7	11	16	34	43	120	39
PR_b	Profondeur du banc en m							
maximum	52	44	68	119	166	155	390	346
minimum	5.9	5.9	5.1	5.0	5.0	5.1	54	161
moyenne	21	18	41	46	38	70	260	257
écart-type	8.1	8.0	11	16	34	42	91	55
AL_b	Altitude du banc en m							
maximum	38	37	106	91	110	103	339	223
minimum	0.4	0.4	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	2.1
moyenne	12	12	14	11	12	9.4	56	92
écart-type	7.7	7.0	13	11	13	14	71	84
AL_r	Indice d'altitude en %							
maximum	85	82	93	89	86	83	86	57
minimum	5.9	6.5	4.1	2.2	1.2	1.1	1.5	1.4
moyenne	39	41	26	21	34	18	16	25
écart-type	17	18	19	17	27	21	16	21

Tableau B.5: suite

Paramètre statistique	Sardine		Anchois		Chinchard		Merlan bleu	
	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.	chal.	prosp.
N_{SR}	Nombre de signaux rétro-diffusés							
maximum	140	56	528	533	341	377	129	36
minimum	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	4.0	4.0
moyenne	19	10	22	15	28	23	27	8.7
écart-type	21	8.3	32	30	38	28	20	5.6
IR_V	Indice de rétro-diffusion de volume en $dB m^{-3}$							
maximum	-27	-29	-35	-32	-30	-30	-37	-47
minimum	-50	-55	-56	-56	-59	-60	-61	-58
moyenne	-41	-40	-47	-46	-45	-47	-49	-54
écart-type	4.8	5.0	3.6	4.1	4.0	4.8	4.8	3.2
E_G	Energie globale rétro-diffusée en mV^2							
maximum (10^3)	306	205	81	276	142	209	241	54
minimum	69	31	26	48	26	57	20	164
moyenne (10^3)	16	13	2.3	4.4	5.0	7.2	15	4.0
écart-type (10^3)	39	26	6.4	17	14	20	30	9.6
A_{max}	Valeur maximale d'amplitude en mV							
maximum	142	120	88	108	137	97	69	15
minimum	5.4	2.6	2.9	2.7	2.6	2.2	1.4	2.5
moyenne	35	36	15	16	18	15	15	5.9
écart-type	28	27	9.8	13	14	12	13	3.3
\bar{A}	Moyenne de valeurs d'amplitude en mV							
maximum	35	29	14	20	23	24	12	3.9
minimum	3.4	2.1	1.6	1.6	1.2	1.1	1.0	1.3
moyenne	9.1	9.8	4.7	5.1	5.6	4.9	4.0	2.2
écart-type	5.1	4.9	1.7	2.3	2.6	2.6	2.1	0.7
A_σ	Ecart-type de valeurs d'amplitude en mV							
maximum	31	24	10	17	24	21	9.5	2.9
minimum	1.0	0.2	0.5	0.2	0.4	0.3	0.1	0.3
moyenne	6.4	6.9	2.6	2.3	3.1	2.5	2.3	1.0
écart-type	5.0	4.9	1.6	2.3	2.4	2.1	1.9	0.7
A_{cv}	Coefficient de variation de valeurs d'amplitude							
maximum	116	114	97	108	127	115	92	80
minimum	29	8.9	19	10	11	5.2	11	18
moyenne	64	64	53	51	51	48	51	40
écart-type	17	21	15	17	17	17	15	15

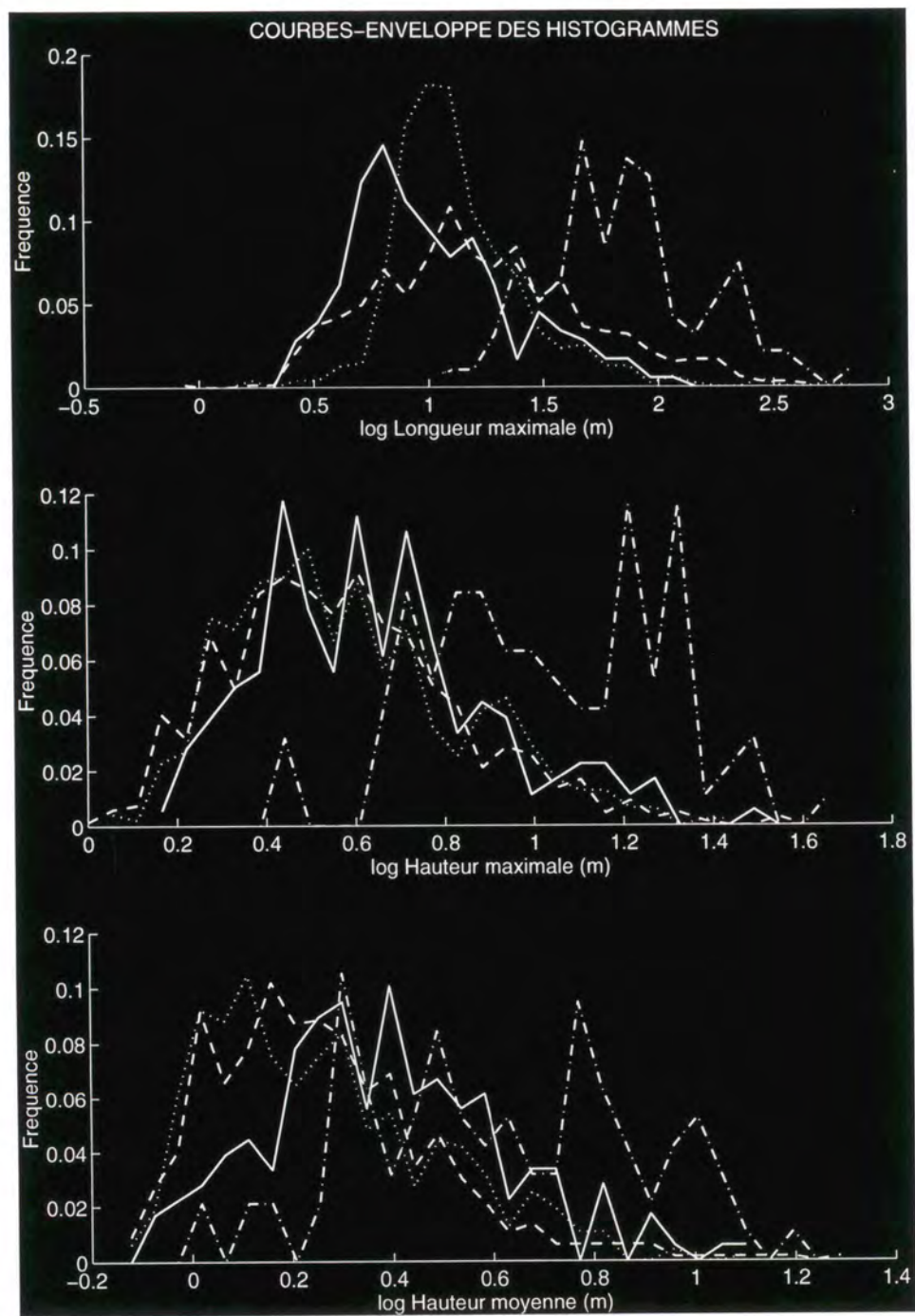


FIG. B.1 - Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la longueur corrigée, de la hauteur maximale et de la hauteur moyenne corrigée. Sardine: (-), n=179. Anchois: (...), n=478. Chinchard: (- -), n=667. Merlan bleu: (-.-), n=95.

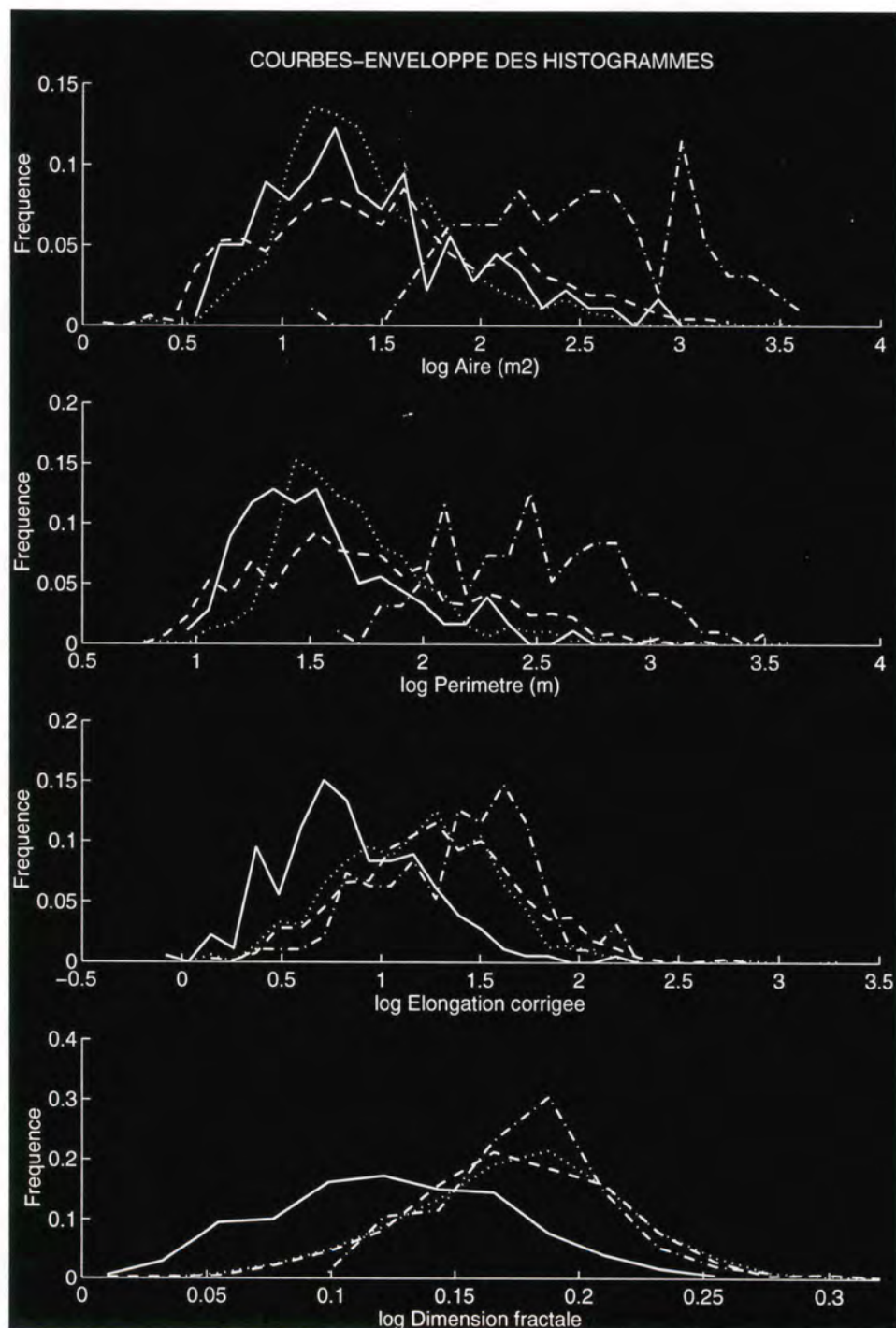


FIG. B.2 - Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de l'aire corrigée, du périmètre corrigé, de l'élongation corrigée et de la dimension fractale corrigée. Sardine: (-), n=179. Anchois: (...), n=478. Chinchard: (- -), n=667. Merlan bleu: (-.-), n=95.

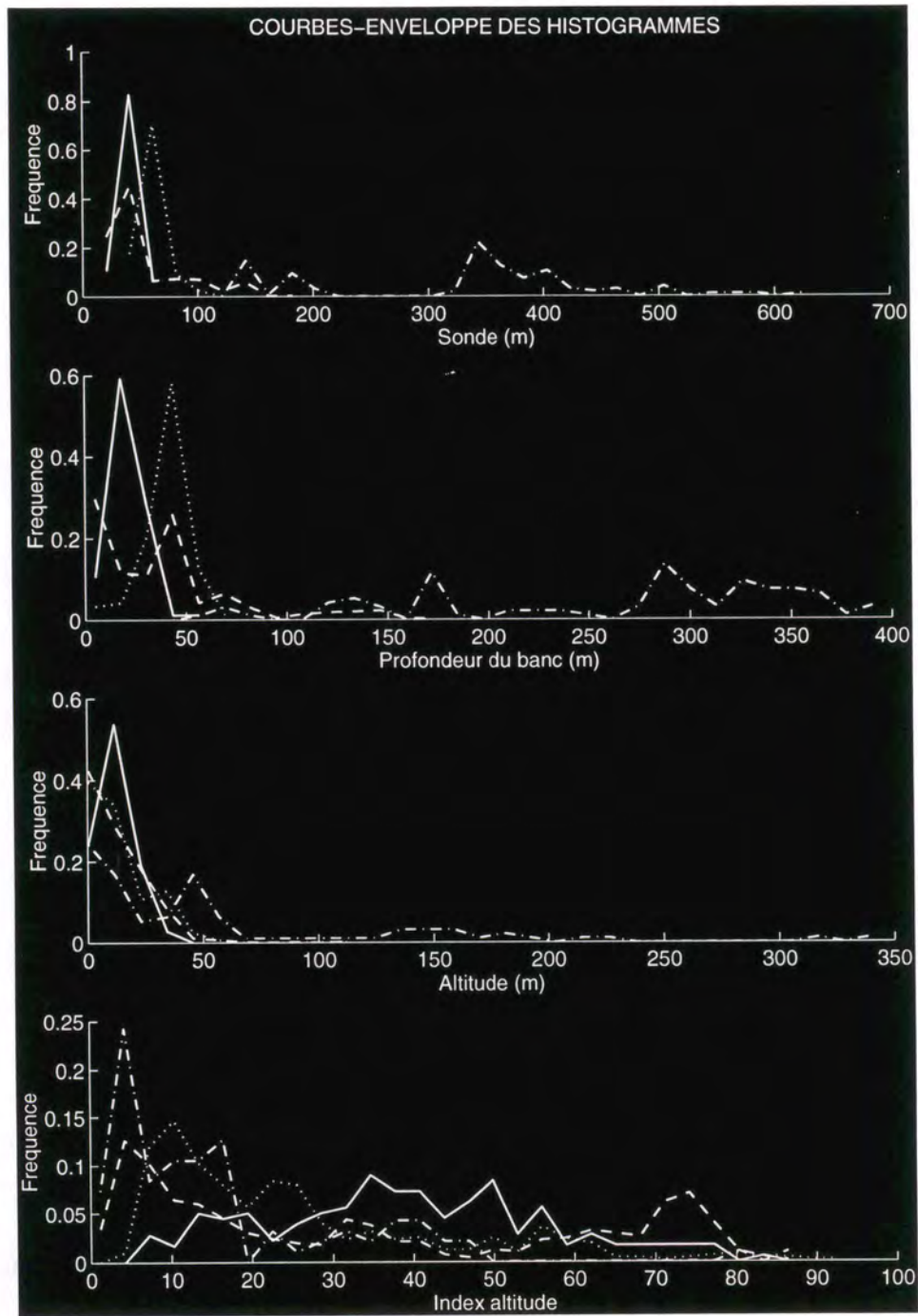


FIG. B.3 - Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la sonde, de la profondeur du banc, de l'altitude du banc et de l'indice d'altitude. Sardine: (-), n=179. Anchois: (...), n=478. Chinchard: (- -), n=667. Merlan bleu: (-.-), n=95.

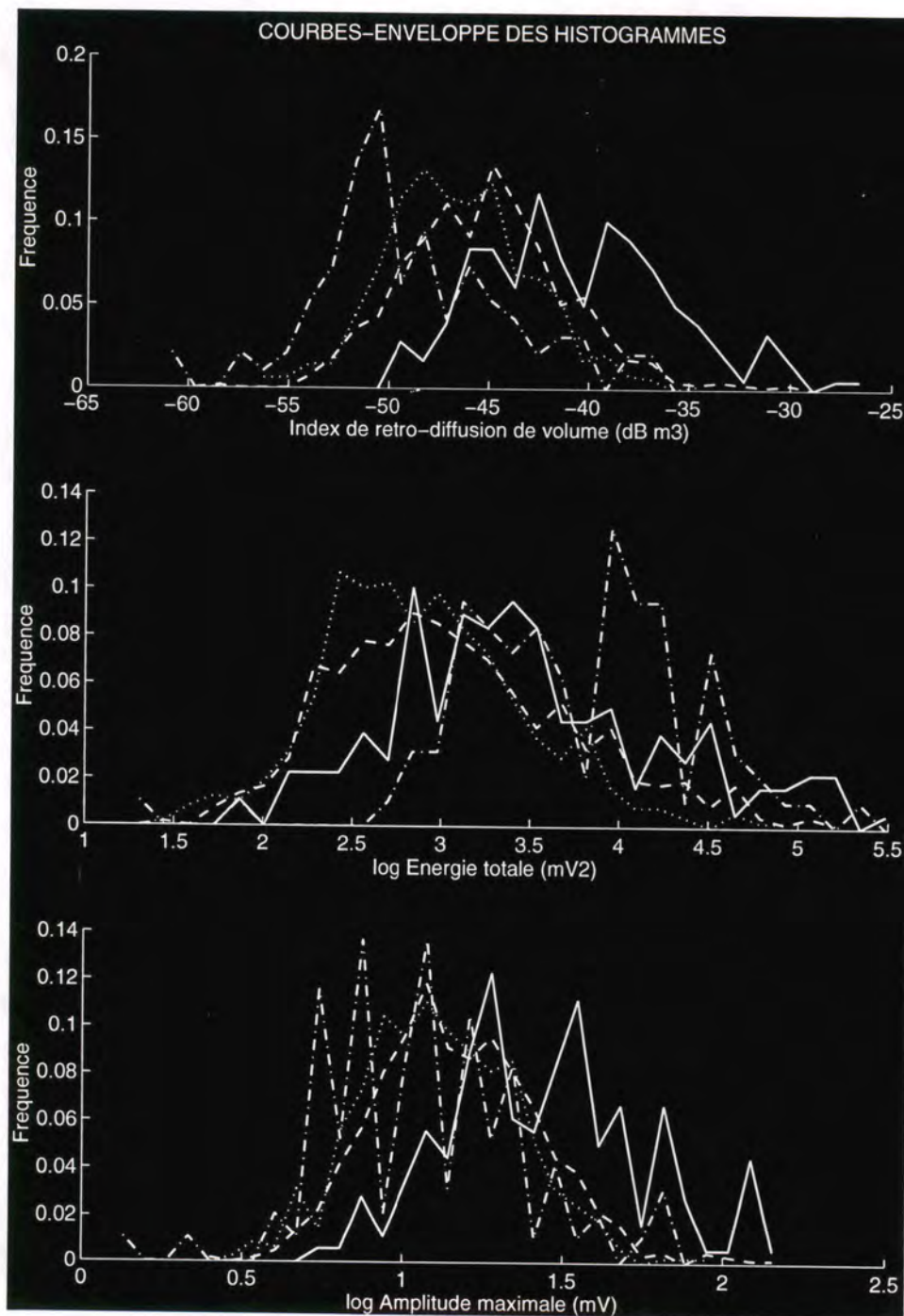


FIG. B.4 - Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de l'indice de rétro-diffusion de volume, de l'énergie globale rétro-diffusée et de la valeur maximale d'amplitude. Sardine: (-), n=179. Anchois: (...), n=478. Chinchard: (- -), n=667. Merlan bleu: (-.-), n=95.

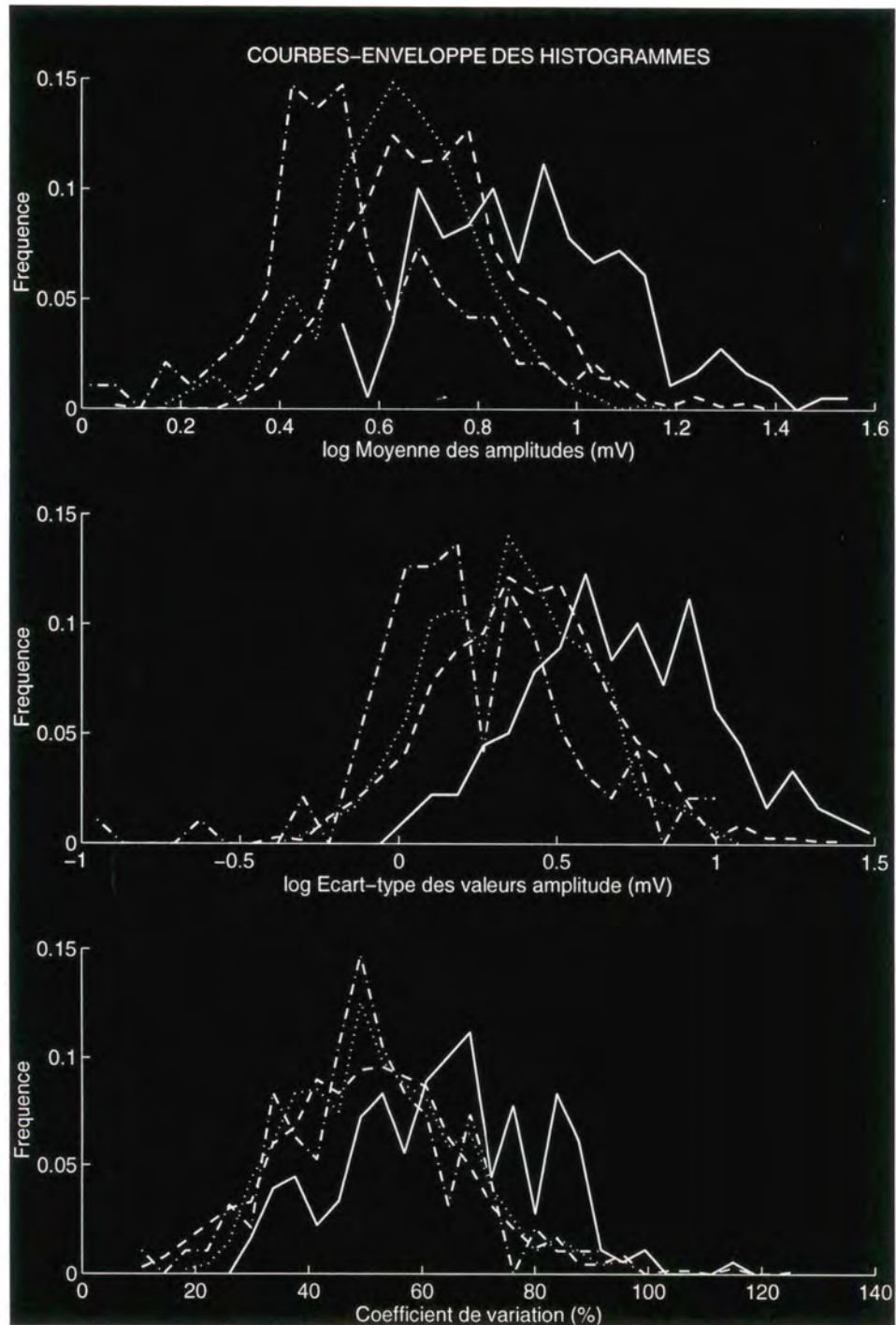


FIG. B.5 - Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la moyenne, de l'écart-type et du coefficient de variation des valeurs d'amplitude. Sardine: (-), n=179. Anchois: (...), n=478. Chinchard: (- -), n=667. Merlan bleu: (-.-), n=95.

TAB. B.6 - Paramètres statistiques des descripteurs par espèce: moyenne, écart-type, coefficient d'asymétrie β_1 et coefficient d'aplatissement β_2 .

Descripteur et Paramètres statistiques	Sardine	Anchois	Chincharde	Merlan bleu
$\log L_{bc}$				
moyenne	1.06	1.17	1.27	1.87
écart-type	0.32	0.28	0.43	0.35
β_1	0.85	1.43	0.54	0.35
β_2	3.23	7.22	2.90	2.73
$\log H_b$				
moyenne	0.74	0.69	0.69	1.07
écart-type	0.21	0.21	0.21	0.24
β_1	0.89	0.85	0.89	0.04
β_2	3.61	3.26	3.93	2.28
$\log A_{bc}$				
moyenne	1.45	1.46	1.54	2.51
écart-type	0.49	0.42	0.58	0.51
β_1	0.82	1.08	0.49	-0.02
β_2	3.22	4.97	2.60	2.23
$\log P_{bc}$				
moyenne	1.58	1.69	1.76	2.49
écart-type	0.36	0.34	0.46	0.39
β_1	1.12	1.44	0.49	0.16
β_2	4.31	7.01	2.67	2.37
$\log E_{bc}$				
moyenne	0.92	1.23	1.32	1.40
écart-type	0.32	0.38	0.39	0.36
β_1	0.75	0.69	0.32	-0.17
β_2	3.80	5.32	3.06	2.57
F_{bc}				
moyenne	1.34	1.50	1.50	1.51
écart-type	0.15	0.15	0.20	0.11
β_1	0.40	0.17	6.78	0.37
β_2	2.72	3.23	110.66	3.11
P_S				
moyenne	38.17	59.30	55.16	327.09
écart-type	7.08	11.17	33.67	119.72
β_1	0.96	1.71	1.50	-0.15
β_2	3.65	7.45	4.42	2.36
PR_b				
moyenne	20.61	41.16	38.30	259.77
écart-type	8.08	11.36	34.16	91.12
β_1	0.74	-0.77	1.54	-0.57
β_2	4.07	4.20	5.17	2.04

Tableau B.6: suite				
Descripteur et Paramètres statistiques	Sardine	Anchois	Chinchard	Merlan bleu
<i>AL_b</i>				
moyenne	12.35	13.52	12.30	55.90
écart-type	7.73	13.19	12.97	70.61
β_1	0.62	1.61	2.25	1.84
β_2	3.06	7.70	13.54	6.38
<i>AL_r</i>				
moyenne	39.05	25.71	33.85	16.44
écart-type	17.35	18.74	27.22	16.19
β_1	0.19	1.28	0.41	1.84
β_2	2.50	4.00	1.57	7.13
<i>IR_V</i>				
moyenne	-40.53	-46.57	-45.15	-48.88
écart-type	4.79	3.55	4.04	4.81
β_1	-0.38	-0.18	-0.39	-0.36
β_2	2.72	3.07	3.56	3.23
<i>log E_G</i>				
moyenne	3.48	2.91	3.09	3.76
écart-type	0.76	0.57	0.68	0.65
β_1	0.46	0.41	0.52	-0.47
β_2	2.77	3.42	2.91	4.26
<i>log A_{max}</i>				
moyenne	1.45	1.15	1.21	1.12
écart-type	0.29	0.23	0.24	0.28
β_1	0.29	0.28	0.52	0.39
β_2	2.59	2.93	3.51	3.28
<i>log A</i>				
moyenne	0.96	0.74	0.80	0.67
écart-type	0.18	0.12	0.14	0.16
β_1	0.59	0.10	0.61	0.57
β_2	3.12	3.29	3.89	3.23
<i>log A_{σ}</i>				
moyenne	0.79	0.52	0.56	0.46
écart-type	0.25	0.17	0.20	0.20
β_1	0.39	0.47	0.68	0.86
β_2	2.69	2.87	3.79	3.58
<i>A_{cv}</i>				
moyenne	18.74	17.38	17.31	14.70
écart-type	3.65	3.29	4.24	2.33
β_1	0.15	0.48	0.45	0.16
β_2	3.76	4.02	2.81	2.61

TAB. B.7 - Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de sardine.

	L_{bc}	H_b	E_{bc}	F_{bc}	A_{bc}	P_{bc}	P_S	PR_b	AL_b	AL_r	IR_V	E_G	A_{max}	\bar{A}	A_σ	A_{cv}
L_{bc}	1.0	0.7	0.4	0.2	0.9	1.0	0	-0.1	-0.3	-0.1	0.3	0.7	0.4	0.3	0.3	-0.4
H_b	0.7	1.0	-0.3	-0.1	0.9	0.8	0	-0.3	-0.2	0	0.2	0.7	0.4	0.2	0.3	-0.5
E_{bc}	0.4	-0.3	1.0	0.7	0.1	0.2	0.1	0.2	0	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.2	-0.2	0
F_{bc}	0.2	-0.1	0.7	1.0	0	0.3	0.2	0.1	0	0	-0.4	-0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.2
A_{bc}	0.9	0.9	0.1	0	1.0	1.0	0	-0.2	-0.3	-0.1	0.3	0.8	0.5	0.3	0.4	-0.5
P_{bc}	1.0	0.8	0.2	0.3	1.0	1.0	0.1	-0.1	-0.3	-0.1	0.2	0.7	0.4	0.2	0.2	-0.5
P_S	0	0	0.1	0.2	0	0.1	1.0	0.4	0.4	0.1	-0.3	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	0
PR_b	-0.1	-0.3	0.2	0.1	-0.2	-0.1	0.4	1.0	-0.5	-0.8	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	0
AL_b	-0.3	-0.2	0	0	-0.3	-0.3	0.4	-0.5	1.0	0.9	-0.2	-0.3	-0.3	-0.2	-0.2	0.2
AL_r	-0.1	0	-0.1	0	-0.1	-0.1	0.1	-0.8	0.9	1.0	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	0.1
IR_V	0.3	0.2	-0.1	-0.4	0.3	0.2	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	1.0	0.8	0.9	1.0	1.0	0.2
E_G	0.7	0.7	-0.1	-0.3	0.8	0.7	-0.2	-0.2	-0.3	-0.1	0.8	1.0	0.9	0.8	0.8	-0.2
A_{max}	0.4	0.4	-0.1	-0.3	0.5	0.4	-0.3	-0.2	-0.3	-0.1	0.9	0.9	1.0	0.9	1.0	-0.1
\bar{A}	0.3	0.2	-0.1	-0.4	0.3	0.2	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	1.0	0.8	0.9	1.0	1.0	0.2
A_σ	0.3	0.3	-0.1	-0.4	0.4	0.2	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	1.0	0.8	1.0	1.0	1.0	0.2
A_{cv}	-0.4	-0.5	0	-0.2	-0.5	-0.5	0	0	0.2	0.1	0.1	-0.2	-0.1	0.2	0.2	1.0

TAB. B.8 - Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs d'anchois.

	L_{bc}	H_b	E_{bc}	F_{bc}	A_{bc}	P_{bc}	P_S	PR_b	AL_b	AL_r	IR_V	E_G	A_{max}	\bar{A}	A_σ	A_{cv}
L_{bc}	1.0	0.6	0.3	0.2	0.9	0.9	-0.1	0.1	-0.3	-0.3	0.2	0.7	0.4	0.2	0.2	-0.5
H_b	0.6	1.0	-0.5	0	0.9	0.8	-0.2	-0.1	-0.4	-0.2	0	0.6	0.3	0.1	0.1	-0.6
E_{bc}	0.3	-0.5	1.0	0.5	-0.2	0	0.2	0.2	0.1	0	-0.1	-0.2	-0.2	-0.1	-0.1	0.2
F_{bc}	0.2	0	0.5	1.0	0	0.3	0.1	0.2	-0.2	-0.2	-0.4	-0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.2
A_{bc}	0.9	0.9	-0.2	0	1.0	0.9	-0.2	0.1	-0.4	-0.3	0.2	0.8	0.5	0.2	0.2	-0.6
P_{bc}	0.9	0.8	0	0.3	0.9	1.0	-0.1	0.1	-0.4	-0.3	0.1	0.7	0.3	0.1	0.1	-0.7
P_S	-0.1	-0.2	0.2	0.1	-0.2	-0.1	1.0	0.4	0.6	0.3	-0.3	-0.3	-0.3	-0.4	-0.3	0.1
PR_b	0.1	-0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.4	1.0	-0.5	-0.8	-0.2	-0.1	-0.2	-0.2	-0.3	-0.2
AL_b	-0.3	-0.4	0.1	-0.2	-0.4	-0.4	0.6	-0.5	1.0	0.9	-0.1	-0.4	-0.2	-0.1	0	0.4
AL_r	-0.3	-0.2	0	-0.2	-0.3	-0.3	0.3	-0.8	0.9	1.0	0	-0.2	-0.1	0	0.1	0.4
IR_V	0.2	0	-0.1	-0.4	0.2	0.1	-0.3	-0.2	-0.1	0	1.0	0.7	0.9	1.0	1.0	0.2
E_G	0.7	0.6	-0.2	-0.3	0.8	0.7	-0.3	-0.1	-0.4	-0.2	0.7	1.0	0.9	0.8	0.7	-0.3
A_{max}	0.4	0.3	-0.2	-0.3	0.5	0.3	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	0.9	0.9	1.0	0.9	0.9	-0.1
\bar{A}	0.2	0.1	-0.1	-0.4	0.2	0.1	-0.4	-0.2	-0.1	0	1.0	0.8	0.9	1.0	0.9	0.2
A_σ	0.2	0.1	-0.1	-0.4	0.2	0.1	-0.3	-0.3	0	0.1	1.0	0.7	0.9	0.9	1.0	0.3
A_{cv}	-0.5	-0.6	0.2	-0.2	-0.6	-0.7	0.1	-0.2	0.4	0.4	0.2	-0.3	-0.1	0.2	0.3	1.0

TAB. B.9 - Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de chinchard.

	L_{bc}	H_b	E_{bc}	F_{bc}	A_{bc}	P_{bc}	P_S	PR_b	AL_b	AL_r	IR_V	E_G	A_{maz}	\bar{A}	A_σ	A_{cv}
L_{bc}	1.0	0.6	0.5	0.1	1.0	1.0	0.4	0.5	-0.4	-0.6	-0.1	0.8	0.3	0	0.1	-0.6
H_b	0.6	1.0	-0.2	0.1	0.8	0.8	0.5	0.4	-0.2	-0.4	-0.2	0.6	0.2	-0.1	-0.1	-0.6
E_{bc}	0.5	-0.2	1.0	0.3	0.3	0.3	0	0.1	-0.2	-0.3	0	0.2	0	-0.1	-0.1	-0.2
F_{bc}	0.1	0.1	0.3	1.0	0	0.2	0.1	0.1	-0.1	-0.1	-0.3	-0.1	-0.2	-0.3	-0.3	-0.2
A_{bc}	1.0	0.8	0.3	0	1.0	1.0	0.5	0.5	-0.4	-0.6	-0.1	0.8	0.4	-0.1	0.1	-0.7
P_{bc}	1.0	0.8	0.3	0.2	1.0	1.0	0.5	0.5	-0.4	-0.6	-0.2	0.8	0.3	-0.1	0	-0.7
P_S	0.4	0.5	0	0.1	0.5	0.5	1.0	0.9	0	-0.5	-0.4	0.2	-0.2	-0.4	-0.3	-0.4
PR_b	0.5	0.4	0.1	0.1	0.5	0.5	0.9	1.0	-0.3	-0.7	-0.3	0.3	-0.1	-0.3	-0.2	-0.4
AL_b	-0.4	-0.2	-0.2	-0.1	-0.4	-0.4	0	-0.3	1.0	0.7	-0.2	-0.4	-0.3	-0.2	-0.1	0.3
AL_r	-0.6	-0.4	-0.3	-0.1	-0.6	-0.6	-0.5	-0.7	0.7	1.0	0.2	-0.4	-0.1	0.2	0.2	0.6
IR_V	-0.1	-0.2	0	-0.3	-0.1	-0.2	-0.4	-0.3	-0.2	0.2	1.0	0.5	0.9	1.0	0.9	0.4
E_G	0.8	0.6	0.2	-0.1	0.8	0.8	0.2	0.3	-0.4	-0.4	0.5	1.0	0.8	0.5	0.6	-0.4
A_{maz}	0.3	0.2	0	-0.2	0.4	0.3	-0.2	-0.1	-0.3	-0.1	0.9	0.8	1.0	0.8	0.9	0
\bar{A}	0	-0.1	-0.1	-0.3	-0.1	-0.1	-0.4	-0.3	-0.2	0.2	1.0	0.5	0.8	1.0	0.9	0.3
A_σ	0.1	-0.1	-0.1	-0.3	0.1	0	-0.3	-0.2	-0.1	0.2	0.9	0.6	0.9	0.9	1.0	0.4
A_{cv}	-0.6	-0.6	-0.2	-0.2	-0.7	-0.7	-0.4	-0.4	0.3	0.6	0.4	-0.4	0	0.3	0.4	1.0

TAB. B.10 - Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de merlan bleu.

	L_{bc}	H_b	E_{bc}	F_{bc}	A_{bc}	P_{bc}	P_S	PR_b	AL_b	AL_r	IR_V	E_G	A_{maz}	\bar{A}	A_σ	A_{cv}
L_{bc}	1.0	0.5	0.5	0	0.9	0.9	0.5	0.7	-0.1	-0.2	-0.1	0.6	0.1	-0.1	0	-0.3
H_b	0.5	1.0	-0.4	-0.1	0.8	0.8	0.5	0.4	0.3	0.3	-0.1	0.6	0.1	-0.1	0	-0.4
E_{bc}	0.5	-0.4	1.0	0.3	0	0.1	0.1	0.4	-0.3	-0.4	-0.2	-0.1	-0.2	-0.2	-0.2	0.1
F_{bc}	0	-0.1	0.3	1.0	-0.2	0.2	0	-0.1	0.1	0.1	-0.4	-0.5	-0.5	-0.4	-0.5	-0.3
A_{bc}	0.9	0.8	0	-0.2	1.0	0.9	0.5	0.6	0.1	0	0	0.7	0.2	-0.1	0.1	-0.4
P_{bc}	0.9	0.8	0.1	0.2	0.9	1.0	0.5	0.5	0.1	0.1	-0.2	0.5	0.1	-0.2	-0.1	-0.5
P_S	0.5	0.5	0.1	0	0.5	0.5	1.0	0.8	0.6	0.4	-0.6	0	-0.4	-0.6	-0.5	-0.2
PR_b	0.7	0.4	0.4	-0.1	0.6	0.5	0.8	1.0	0	-0.2	-0.3	0.2	-0.2	-0.4	-0.3	0
AL_b	-0.1	0.3	-0.3	0.1	0.1	0.1	0.6	0	1.0	0.9	-0.5	-0.3	-0.5	-0.4	-0.4	-0.3
AL_r	-0.2	0.3	-0.4	0.1	0	0.1	0.4	-0.2	0.9	1.0	-0.5	-0.4	-0.5	-0.5	-0.4	-0.4
IR_V	-0.1	-0.1	-0.2	-0.4	-0.1	-0.2	-0.6	-0.3	-0.5	-0.5	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	0.2
E_G	0.6	0.5	-0.1	-0.5	0.7	0.5	0	0.2	-0.3	-0.4	0.7	1.0	0.8	0.7	0.7	-0.1
A_{maz}	0.1	0.1	-0.2	-0.5	0.2	0.1	-0.4	-0.2	-0.4	-0.5	1.0	0.8	1.0	0.9	1.0	0
\bar{A}	-0.1	-0.1	-0.2	-0.4	-0.1	-0.2	-0.6	-0.4	-0.5	-0.5	1.0	0.7	0.9	1.0	1.0	0.2
A_σ	0	0	-0.2	-0.5	0.1	-0.1	-0.5	-0.3	-0.4	-0.4	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	0.2
A_{cv}	-0.3	-0.4	0.1	-0.3	-0.4	-0.5	-0.2	0	-0.3	-0.4	0.2	-0.1	0	0.2	0.2	1.0

TAB. B.11 - Distances de Mahalanobis calculées pour chaque descripteur entre les espèces prises deux à deux. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.

Descripteur	SA-AN	SA-CH	SA-MB	AN-CH	AN-MB	CH-MB
L_{bc}	0.34	0.54	2.39	0.28	2.23	1.54
H_b	0.22	0.26	1.49	0.04	1.71	1.75
A_{bc}	0.01	0.17	2.13	0.17	2.27	1.78
P_{bc}	0.33	0.44	2.46	0.16	2.20	1.72
E_{bc}	0.87	1.10	1.40	0.23	0.47	0.23
F_{bc}	1.08	0.93	1.26	0.00	0.04	0.03
P_S	2.26	0.70	3.41	0.16	3.15	3.09
PR_b	2.08	0.71	3.70	0.11	3.37	3.22
AL_b	0.11	0.00	0.87	0.09	0.83	0.86
AL_r	0.74	0.23	1.35	0.35	0.53	0.78
IR_V	1.43	1.04	1.74	0.37	0.55	0.84
E_G	0.85	0.54	0.39	0.29	1.39	1.01
A_{max}	1.15	0.93	1.17	0.23	0.14	0.34
\bar{A}	1.44	1.01	1.71	0.43	0.49	0.84
A_σ	1.25	1.02	1.47	0.20	0.35	0.51
A_{cv}	0.39	0.36	1.32	0.02	0.94	0.76

Les distances de Mahalanobis (Krishnaiah et Kanal, 1982) sont calculées par:

$$M_{ij}^2 = (\bar{X}_i - \bar{X}_j) \frac{2}{(\sigma_i + \sigma_j)}$$

où \bar{X} et σ représentent respectivement, la moyenne et la variance de la distribution des valeurs du descripteur considéré et i, j sont les indices des espèces prises deux à deux.

Les distances de Mahalanobis peuvent être interprétés de la manière suivante: si la distance entre deux espèces est supérieure à 4,0, la probabilité de recouvrement entre les deux classes est inférieure à 2,5%, pourvu que les valeurs soient normalement distribuées.

La plus grande valeur de distance obtenue (3,7) est celle entre la sardine et le merlan bleu pour la profondeur des bancs. Ceci n'est pas surprenant puisque les bancs de sardine ont été capturés près des côtes et les bancs de merlan bleu capturés entre 100 et 400 m de profondeur. Les autres valeurs indiquent qu'aucun descripteur ne présente, de façon isolée, un pouvoir discriminant suffisant afin d'identifier les espèces.

En ce qui concerne la base de données, les distances de Mahalanobis ont été calculées seulement à titre indicatif, puisque les distributions ici présentées ne semblent pas pouvoir être associées à une distribution normale.

Annexe C

Description de l'outil informatique VENTANA

VENTANA est une application développée en langage "C" pour UNIX. Globalement le programme fonctionne selon les étapes suivantes:

1. Lecture, inversion et décodage des octets du fichier de données brutes .MOV (écrit en langage "Pascal", sous MS-DOS).
2. Positionnement d'une fenêtre (hauteur maximale en fonction du nombre des signaux rétro-diffusés) autour du banc acoustique présélectionné afin de récupérer les données utiles; une matrice est constituée où chaque ligne correspond aux valeurs d'amplitude situées à une même profondeur et chaque colonne au signal reçu par le sondeur.
3. Recherche et élimination des points aberrants autour du banc afin d'ajuster au maximum le contour du banc à l'intérieur de la matrice et le contour défini par l'algorithme de reconnaissance des bancs de MOVIES-B.
4. Manipulation de la matrice: (1) élimination des signaux correspondant à une insonification partielle du banc; (2) calcul de l'indice de rétro-diffusion de volume, et de la densité correspondante, par trois méthodes différentes afin d'établir la pertinence des corrections proposées; (3) calcul des moments centrés d'ordre 1 à 4 et des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement pour les matrices d'amplitude, d'intensité, d'amplitude moyenne sur 8 valeurs consécutives et d'intensité moyenne sur 8 valeurs consécutives; (4) construction de vecteurs max/2, max/4, max/8 et max/16 valeurs afin de réaliser des tests sur l'indépendance statistique des valeurs d'amplitude.

Les valeurs calculées par l'application VENTANA sont corrigées en utilisant les mêmes principes que ceux utilisés par MOVIES-B. Cependant, quelques écarts peuvent être observés entre les valeurs en raison de facteurs suivants: la précision du temps pris en compte par MOVIES-B est de l'ordre de la seconde alors que la récurrence des émissions est plus fréquemment supérieure à une émission par seconde, ce qui pose un problème d'incertitude quant au moment précis caractérisant la fin du banc; l'algorithme de recherche de points aberrants n'est pas aussi performant que l'algorithme de reconnaissance des bancs de MOVIES-B, et quelques points peuvent être pris en compte alors que normalement ils n'appartiennent pas au contour du banc. Néanmoins, le travail réalisé sur 280 bancs

a montré que ces écarts sont peu significatifs, n'invalidant pas les valeurs obtenues par VENTANA.

Trois matrices de travail sont créées par allocation dynamique de mémoire ($A(i, j)$, $B(i, j)$ et $I(i, j)$) et la liste suivante présente un résumé des principales valeurs calculées par VENTANA pour chaque banc:

1. Matrice $A(i, j)$, où i correspond au rang de la profondeur à l'intérieur de la fenêtre (hauteur du banc) et j les signaux rétro-diffusés. Les termes sont les valeurs d'amplitude exprimées en V , corrigées par l'amplification appliquée par INES et par la constante qui permet le transfert de la valeur en bits à la valeur d'entrée du système correspondant à 5 V:

$$A(i, j) = \text{amplitude(bits)} * \frac{CTEVBITS}{1000} / \text{amplification} \quad (C.1)$$

où $\text{amplification} = 2^{G_{INES}-1}$ et $CTEVBITS = 5000/4095$ en mV . Si $A(i, j) \leq \text{seuil intégation}$, $A(i, j) = 0$.

2. Matrice $X(i, j)$, les termes sont les valeurs d'amplitude exprimées en mV corrigées par la constante-sondeur de la campagne:

$$X(i, j) = A(i, j) * \sqrt{CTENORMAL} \quad (C.2)$$

où $CTENORMAL = 10^6 * 10^{0,1(C_S)}$.

3. Matrice $I(i, j)$, les termes correspondent aux valeurs d'intensité exprimées en mV^2 après l'exécution de l'algorithme de recherche de points aberrants et de l'algorithme d'élimination des signaux correspondant à une insonification partielle du banc:

$$I(i, j) = A(i, j) * A(i, j) * \sqrt{CTENORMAL} \quad (C.3)$$

4. Matrice $B(i, j)$, les termes correspondent aux valeurs d'intensité exprimées en mV^2 après l'exécution de l'algorithme de recherche des points aberrants mais le nombre des signaux correspond au nombre total des signaux rétro-diffusés par le banc. Les valeurs d'intensité sont pondérées par la distance parcourue entre les émissions:

$$B(i, j) = A(i, j) * A(i, j) * d_S(j) \quad (C.4)$$

5. Amplitude moyenne exprimée en mV , correspond à la valeur calculée par MOVIES-B (sans points aberrants et sur tous les signaux):

$$\bar{A} = \frac{1}{i * j} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_{ij} \quad (C.5)$$

où $x(i, j) > 0$.

6. Energie globale exprimée en mV^2 , correspond à la valeur calculée par MOVIES-B (sans points aberrants et sur tous les signaux):

$$E_G = \frac{1}{\eta} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n B_{ij} * CTENORMAL \quad (C.6)$$

où η est le nombre de valeurs par mètre vertical, ici égal à 10.

7. Calcul de l'indice de rétro-diffusion de volume, IR_{V_0} , exprimé en $dB m^{-3}$. Cet indice correspond à la valeur calculée par MOVIES-B (sans points aberrants et sur tous les signaux):

$$IR_{V_0} = 10 * \log \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n B_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n aire_{ij} * \eta} + C_S \quad (C.7)$$

8. Calcul de l'indice de rétro-diffusion de volume, IR_{V_1} , selon l'expression C.7, sans prendre en compte ni l'énergie ni la surface correspondant aux signaux rétro-diffusés lorsque le banc est partiellement insonifié.
9. Calcul de l'indice de rétro-diffusion de volume, IR_{V_2} . Dans ce cas, l'énergie globale est pondérée par la surface du banc corrigée de la surface d'une ellipse où l'axe majeur correspond au demi diamètre du faisceau à la profondeur considérée et l'axe mineur à la demi hauteur moyenne du banc:

$$IR_{V_2} = 10 * \log \frac{E_G}{A_b - \pi * H_{moy}/2 * D_F/2} - 60,0 \quad (C.8)$$

10. Calcul de la densité respective à chaque valeur de IR_V en fonction de l'espèce et de la taille moyenne des poissons du banc traité, exprimée en *nombre de poissons* m^{-3} :

$$\rho = 10^{0,1(IR_V - IC_{rd})} \quad (C.9)$$

11. Calcul du coefficient d'asymétrie de la distribution des valeurs d'amplitude:

$$\beta_1 = m_3 / \sqrt{\sigma^3} \quad (C.10)$$

où m_3 est le moment centré d'ordre 3 et $\sqrt{\sigma}$ est l'écart-type.

12. Calcul du coefficient d'aplatissement de la distribution des valeurs d'amplitude:

$$\beta_2 = m_4 / \sqrt{\sigma^4} \quad (C.11)$$

où m_4 est le moment centré d'ordre 4 et $\sqrt{\sigma}$ est l'écart-type.

Plusieurs fichiers sont créés automatiquement par VENTANA pour chaque banc:

- fic.MOV (format Pascal binaire): contient toutes les données de base correspondant à la fenêtre où se trouve le banc au format MOVIES. Ainsi, il est possible de visualiser la matrice des données extraite par VENTANA en jouant ce fichier avec MOVIES-B.

- fic.MAT (ASCII): contient seulement les valeurs d'amplitude qui se trouvent dans la fenêtre entourant le banc, avant corrections. C'est une matrice dont le nombre i de lignes est égal à la hauteur du banc + 4 et le nombre j de colonnes est égal au nombre d'émissions + 4. Les valeurs d'amplitude sont ceux de la matrice temporaire $X(i, j)$.
- fic.MATT (ASCII): résultat de l'application de l'algorithme de recherche de points aberrants, de l'algorithme de recherche du début et de la fin du banc sur la matrice $X(i, j)$ et de l'algorithme qui élimine les signaux rétro-diffusés correspondant aux émissions insonifiant partiellement le banc.
- fic.VEC (ASCII): contient les mêmes données que le fic.matt mais sous le format d'un vecteur unique (utilisable par STEXOM).
- fic.VECINT (ASCII): contient les mêmes données que le fic.matt mais sous le format d'un vecteur unique utilisable par STEXOM ($X(i, j)^2$).
- fic.VEC2, 4, 8, 16 (ASCII): vecteurs de valeurs maximales sur 2, 4, 8 et 16 valeurs d'amplitude de chaque signal ($X(i, j)$, équivalent à la matrice fic.matt).
- fic.MOY8AMP (ASCII): vecteur de la moyenne sur huit valeurs consécutives d'amplitude de chaque signal ($X(i, j)$, équivalent à la matrice fic.matt).
- fic.MOY8INT (ASCII): vecteur de la moyenne sur huit valeurs consécutives d'intensité de chaque signal ($X(i, j)^2$, équivalent à la matrice fic.matt).
- fic.DELTA (ASCII): vecteur avec les valeurs de la distance parcourue entre les émissions, d_S en m .
- fic.DELTARV (ASCII): vecteur avec les valeurs de IR_V pour chaque signal rétro-diffusé en $dB m^{-3}$.
- fic.DELTARO (ASCII): vecteur avec les valeurs de densité pour chaque signal rétro-diffusé en *nombre de poissons* m^{-3} .
- fic.AXI (ASCII): fichier texte contenant les informations décodées sur le banc, le numéro du banc, l'espèce et les résultats des calculs (IR_V , densité, paramètres statistiques de la distribution des valeurs d'amplitude et d'intensité).

Plusieurs applications dérivées de l'utilitaire VENTANA ont été réalisées, en particulier l'utilitaire ECHELLE qui permet de réajuster l'échelle horizontale au même ordre de grandeur de l'échelle verticale:

- LECTURE.C - permet la lecture d'un fichier au format MOVIES et l'écriture d'un fichier avec la valeur de l'octet exprimée en hexadécimal.
- ECHELLE.C - permet d'adapter l'échelle horizontale à la même valeur de représentation de l'échelle verticale, pour une visualisation plus réaliste des échogrammes. Chaque émission est écrite n fois dans le nouveau fichier.MOV créé, n étant le facteur de conversion d'échelle (distance à l'émission précédente exprimée en décimètres). La remise à l'échelle est valable pour une visualisation dans la gamme des 50 mètres.

- LECDAT.C - permet de lire un fichier.DAT en remplaçant les séparateurs ";" par un champ vide et les données manquantes par "NaN". Option: concaténation des fichiers .DAT dans un seul fichier .ASCII, compatible avec MATLAB.
- VENTANAI.C - permet de sauvegarder, sous un format binaire, la matrice de valeurs d'amplitude correspondant à une séquence de bancs faisant plusieurs milles de long. Ce format est compatible avec les logiciels de traitement d'image.

Annexe D

Calcul des moments normalisés

L'expression générale des moments non-centrés d'ordre r s'écrit:

$$M_r = \int_{-\infty}^{\infty} x^r f(x) dx \quad (\text{D.1})$$

où x est une variable aléatoire continue et $f(x)$ sa fonction de densité. La fonction de densité de la loi exponentielle négative est exprimée par:

$$f(x) = \frac{1}{\lambda} e^{-x/\lambda} \quad (\text{D.2})$$

En remplaçant la fonction de densité de (D.1) par (D.2), on obtient l'expression générale des moments non-centrés pour la loi exponentielle négative:

$$M_r = \frac{1}{\lambda} \int_0^{\infty} x^r e^{-x/\lambda} dx \quad (\text{D.3})$$

La solution analytique de ces intégrales définies est donnée par (Spiegel, 1988):

$$\int_0^{\infty} x^n e^{-ax} dx = \frac{\Gamma(n+1)}{a^{n+1}} \quad (\text{D.4})$$

d'où:

$$M_r = \lambda^r \Gamma(r+1) \quad (\text{D.5})$$

Soit pour les premiers ordres:

$$\begin{aligned} r = 1 & \quad M_1 = \lambda \\ r = 2 & \quad M_2 = 2\lambda^2 \\ r = 3 & \quad M_3 = 6\lambda^3 \\ r = 4 & \quad M_4 = 24\lambda^4 \end{aligned}$$

Les moments normalisés sont calculés par l'expression générale:

$$N_r = \frac{M_r}{(M_1)^r} \quad (\text{D.6})$$

soit:

$$N_r = r! \quad (D.7)$$

Pour les premiers ordres, les moments normalisés de la loi exponentielle négative s'expriment finalement par les valeurs suivantes:

$$\begin{aligned} N_2 &= 2 \\ N_3 &= 6 \\ N_4 &= 24 \end{aligned}$$

Table des figures

1.1	Exemple simulé de distribution disjointe des valeurs de l'indice de rétro-diffusion pour deux espèces de poissons à partir des mesures <i>in situ</i> réalisées par Clay et Castonguay (1996). Espèce A: maquereau (indice de rétro-diffusion moyen = -56,3 dB). Espèce B: morue (indice de rétro-diffusion moyen = -35,5 dB).	17
1.2	Exemples d'échogrammes numérisés présentant une séquence de bancs de sardine (en haut), d'anchois (au centre) et de chinchard (en bas).	19
2.1	Diagramme du système d'acquisition de données.	22
2.2	Diagramme représentant les étapes du traitement de signal réalisables par le système d'acquisition et la forme du signal résultant de chaque opération. La réception (1) et l'amplification par le GVT (2) sont intégrées par le sondeur, tandis que l'amplification (3), la démodulation (4), la numérisation et le seuillage (5) et la sauvegarde des valeurs d'amplitude du signal (6) sont des opérations définies dans INES.	24
2.3	Exemple de correction du niveau de détection sur des bancs d'anchois détectés au large d'Oléron pendant la campagne METEVAC89. La première image correspond aux données brutes numérisées avec un seuil de 12 mV et la deuxième image correspond aux mêmes données après correction du niveau de détection par l'application d'un seuil de 50 mV.	28
2.4	Carte du golfe de Gascogne avec les isobathes de 50, 100 et 200 m. Carte du serveur IFREMER, réalisée à partir de données du SHOM.	30
2.5	Représentation de l'acquisition de données pendant un chalutage. (10) sonar omnidirectionnel, (9) sondeur vertical, (1) et (7) panneaux du chalut, (3) sondeur de corde de dos, (4) capteur de pression et (5) capteur de température. Les bancs de poissons insonifiées par le sondeur vertical sont normalement rabattus par les panneaux du chalut et capturés. Les images fournies par le sondeur de corde de dos permettent de contrôler l'entrée des bancs dans le chalut. ©IFREMER.	33
3.1	Illustration des lois de contiguïté verticale et horizontale utilisées pour la définition d'un banc acoustique. Les segments A et B, séparés verticalement par moins de huit valeurs d'amplitude, seront intégrés à un seul banc, alors que les segments C et D peuvent constituer, par la suite, deux bancs distincts. Les segments E et F seront intégrés à un seul banc, dans la mesure où la contiguïté horizontale est vérifiée par la présence respective d'au moins une valeur d'amplitude contiguë localisée à la même profondeur. Bien que situés à la même profondeur, ce ne sera pas le cas pour les segments G et H, puisque toutes les valeurs d'amplitude sont séparées horizontalement par la réception d'un signal nul. Les segments I et J illustrent le début d'un banc acoustique.	41

- 3.2 Rectangles élémentaires utilisés pour le calcul des descripteurs de taille et de morphologie. La hauteur de chaque rectangle correspond au pas d'échantillonnage du signal et sa longueur à la distance parcourue par le navire depuis l'émission précédente. 44
- 3.3 Points de référence du banc acoustique pour le calcul des descripteurs de taille, de morphologie et de position bathymétrique. 45
- 3.4 Organigramme de construction de la base de données pour l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs. 47
- 3.5 Représentation, par espèce, du nombre de signaux rétro-diffusés pour chaque banc de la base de données en fonction du diamètre du faisceau à la profondeur où se situe le banc. Les droites tracées représentent le nombre minimal théorique d'émissions nécessaire pour couvrir au moins deux fois le diamètre du faisceau, en fonction de la vitesse et de la cadence d'émission. Paramètres: $\theta_{3dB} = 4^\circ$, vitesse=4 noeuds, cadence d'émission= n coups par seconde. 51
- 3.6 Projection des descripteurs de taille, morphologie, énergie rétro-diffusée et bathymétrie des bancs sur les plans factoriels 1 et 2 de l'analyse en composantes principales. 80% de la variance de la base de données, toutes espèces confondues, est expliquée par les quatre premiers facteurs formant ces deux plans. Les symboles sont explicités dans le Tableau 3.1. 53
- 3.7 Illustration de la position du barycentre des nuages de points, représentant les bancs de chaque espèce, sur les plans factoriels 1 et 2 de l'ACP. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu. 54
- 3.8 Box plots de la distribution des valeurs de la longueur, de l'aire, de l'élongation et de la dimension fractale des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu. 55
- 3.9 Box plots de la distribution des valeurs de la profondeur et de l'indice d'altitude des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu. . . 56
- 3.10 Box plots de la distribution des valeurs de l'indice de rétro-diffusion de volume, de l'énergie globale, de la moyenne et de l'écart-type des valeurs d'amplitude des bancs acoustiques par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu. 57
- 3.11 Matrice de confusion de l'analyse discriminante simple pour l'échantillon de test des bancs de sardine (SA) et d'anchois (AN), sous-ensemble 1 du Tableau 3.3. Le taux global de classification est de 96% et seulement 2% des bancs d'anchois sont reconnus comme des bancs de sardine et 9% des bancs de sardine sont reconnus comme des bancs d'anchois. . . 61
- 3.12 Matrice de confusion de l'analyse discriminante multiple pour l'ensemble des bancs de sardine (SA), d'anchois (AN) et de chinchard (CH). Les bancs de sardine et d'anchois sont bien discriminés par l'analyse, par contre 41% et 18% des bancs de chinchard sont reconnus, respectivement, comme des bancs d'anchois et de sardine. Le taux global de classification est de 57%. 61

- 3.13 Densité de poissons en fonction du signal rétro-diffusé pour un banc de merlan bleu (n° 43). Le banc se situe à 175 m de profondeur, le diamètre du faisceau est égal à 25 m et la distance moyenne parcourue entre la réception de deux signaux consécutifs est égale à 1,7 m. Ainsi, le nombre des signaux dégradés au début et à la fin du banc, pour lesquels le taux d'occupation du faisceau par le banc est variable, est égal à 14. Les lignes (- -) délimitent la partie centrale du banc et les seuls signaux pris en compte pour l'analyse spectrale et pour l'analyse de la distribution des valeurs d'amplitude. Il est intéressant d'observer, à l'intérieur de ces limites, l'importante variabilité de la densité qui peut être le reflet d'une réelle hétérogénéité de la densité des poissons dans le banc, ou la conséquence des intersections variables dans le sens transversal au déplacement dues au mouvement de roulis du navire. 72
- 3.14 (a) Enveloppe temporelle du signal n° 37 d'un banc de sardines (nombre total de signaux rétro-diffusés par le banc égal à 106), le temps entre les extrémités de la courbe représente la hauteur du banc. (b) Densité spectrale résultante de l'analyse spectrale sur le même signal. 75
- 3.15 Représentation de la position des bornes de fréquence dans la courbe de densité spectrale pour le calcul de descripteurs. 77
- 3.16 Box plot de la distribution des valeurs de neuf descripteurs spectraux de l'enveloppe temporelle des signaux de bancs par espèce. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. 78
- 3.17 Distribution des bancs analysés dans le plan formé par les descripteurs spectraux DF_3 et DF_6 correspondant, respectivement à l'énergie moyenne contenue dans les bandes de fréquence 300-1875 Hz et 1313-1875 Hz des spectres de puissance. Sardine: (+). Anchois: (o). Chinchard: (*). Les bancs de merlan bleu n'y s'ont pas représentés puisque leurs valeurs se trouvent dispersées tout au long du nuage de points. 79
- 3.18 Le graphe de Pearson permet la visualisation d'une famille des fonctions de densité nommée système de distribution de Pearson sur le plan formé par le coefficient d'asymétrie (en abscisse) et par le coefficient d'aplatissement (en ordonnée). (I) et (VI) correspondent à des surfaces couvertes par quelques distributions du système de Pearson. Limites supérieure et inférieure de la distribution de Pearson de type I (-), loi lognormale (-.-), loi de Weibull (- -), loi de Rice (*), loi de Laplace-Gauss (N), loi de Rayleigh (R). 83
- 3.19 Répartition des bancs dans le graphe de Pearson en fonction de la valeur du coefficient d'asymétrie (en abscisse) et du coefficient d'aplatissement (en ordonnée). Les bancs présentant un nombre n_a inférieur au nombre moyen \bar{n}_a des valeurs d'amplitude, calculé à partir de l'ensemble des bancs de chaque espèce, sont signalés par (.), lorsque $n_a \geq \bar{n}_a$ les bancs sont signalés par (o). (a) Sardine, $\bar{n}_a = 154$. (b) Anchois, $\bar{n}_a = 55$. (c) Chinchard, $\bar{n}_a = 312$. (d) Merlan bleu, $\bar{n}_a = 189$. Limites supérieure et inférieure de la distribution de Pearson de type I (-), loi lognormale (-.-), loi de Weibull (- -), loi de Laplace-Gauss (N), loi de Rayleigh (R). 84
- 3.20 Exemples de résultat de l'ajustement de la fonction de répartition empirique des valeurs d'amplitude pour un banc de chaque espèce, $F_0(x)$ (-), à la fonction de répartition théorique, $F(x)$ (...), de la loi bêta de première espèce et de la loi de Rayleigh. ($H_0 : F = F_0$) signale les exemples où l'hypothèse nulle est acceptée; autrement dit, la différence entre les fréquences observées et les fréquences espérées ne sont alors pas significatives et la distribution empirique correspond à la loi testée. ($H_1 : F \neq F_0$) signale les exemples où l'hypothèse alternative ne peut pas être rejetée; la distribution empirique ne correspond alors pas à la loi testée. Résultats obtenus par un test d'adéquation du χ^2 avec un seuil de signification $\alpha = 0,05$. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. 86

- 3.21 Valeur estimée de la moyenne (\bar{o}) et intervalle de confiance, calculé avec un niveau de confiance de 90%, des paramètres p , q , a et b de la loi bêta de première espèce. L'estimation a été réalisée à partir de la valeur des paramètres correspondant aux fonctions de répartition ajustées lorsque l'hypothèse nulle était acceptée, conforme les résultats présentés dans le Tableau 3.12. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. 88
- 3.22 Représentation de la valeur estimée de la moyenne (\bar{o}) et intervalle de confiance, calculé avec un niveau de confiance de 90%, sur le plan formé par les paramètres a et p de la loi bêta de première espèce pour les trois espèces considérées. Lorsque le nombre de valeurs d'amplitude d'un banc est suffisant pour l'ajustement et l'estimation des paramètres, le couple (a, p) permet d'envisager une discrimination efficace des trois espèces. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. (...) correspond à un intervalle d'estimation plus réaliste de la valeur du paramètre a pour l'anchois. 88
- 3.23 Distribution spatiale des coordonnées du barycentre des bancs pendant un chalutage monospécifique. La profondeur du fond est de 46 m pour la sardine, 68 m pour l'anchois et 48 m pour le chinchard. Ces bancs ont été potentiellement capturés par un chalut pélagique avec une ouverture verticale de 22 m. La distance moyenne entre les bancs et la densité de bancs semblent être corrélées avec l'espèce. 90
- 3.24 Schéma de calcul des descripteurs de la distribution spatiale des bancs obtenus par le traitement d'image. La figure à gauche correspond à l'image des bancs obtenue à partir des données acoustiques; la figure au centre montre, après étiquetage, le calcul de la distance moyenne aux deux plus proches voisins; et la figure à droite montre l'image obtenue pour le calcul de la zone d'influence de chaque banc. 91
- 3.25 (a) Distribution des valeurs de la distance moyenne aux deux plus proches voisins NND_2 et (b) distribution des valeurs de la densité de bancs pour les trois espèces considérées. SA: sardine, AN: anchois et CH: chinchard. 93
- 3.26 Répartition des points correspondant aux séquences-chalutage dans le plan formé par les descripteurs de la moyenne des distances aux deux plus proches voisins NND_2 et de la densité de bancs. 94
- 3.27 Matrice de confusion de l'analyse discriminante simple, pour l'ensemble de test, où les valeurs de descripteurs prises en compte correspondent aux valeurs moyennes calculées pour chaque séquence-chalutage. La classe chinchard (CH) est composée par les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de chinchard et la classe sardine-anchois (SA-AN) est composée par les séquences-chalutage monospécifiques des bancs de sardine et d'anchois. 96
- 4.1 Angle d'inclinaison du poisson θ_P 106
- 4.2 Echogramme des bancs de sardine, détectés lors de la campagne METEVAC89 (novembre 1989) au large d'Oléron. Le phénomène de diffusion multiple peut être observé par la présence d'une queue de comète au-dessous du banc avec de faibles valeurs d'amplitude. . 112
- 4.3 Résolution horizontale de l'échantillonnage acoustique. Le diamètre du faisceau, D_F à la profondeur R , correspond à la distance minimale séparant les bords horizontaux de deux bancs qui permet de distinguer leurs échos lors de la construction de l'image. 115
- 4.4 Résolution verticale de l'échantillonnage acoustique. La distance équivalente à la durée d'impulsion, $c\tau/2$, correspond à la distance minimale séparant verticalement deux bancs qui permet de distinguer leurs échos lors de la construction de l'image. 115

- 4.5 Schéma représentant le "volume d'ombre" où l'échantillonnage acoustique ne peut pas se réaliser. d_S est la distance entre deux émissions consécutives, D_F est le diamètre du faisceau, $2\theta_{3dB}$ est l'angle normal au transducteur caractérisant l'ouverture du lobe principal du faisceau et R_{1S} est la profondeur où les faisceaux de deux émissions consécutives se superposent pour la première fois. Les bancs qui se trouvent à l'intérieur de ce volume peuvent ne pas être échantillonnés si leur taille est inférieure à $d_S - D_F(R)$ (zone hachurée du graphe $D_F(R)$). Pour un navire à 10 noeuds ($5,1 \text{ m s}^{-1}$), une récurrence de 1 émission s^{-1} et une ouverture $2\theta_{3dB}$ égale à 8° , R_{1S} se situe à 37 m de profondeur, $d_S = D_F = 5,1 \text{ m}$ et le volume non échantillonné entre les émissions est de l'ordre de 480 m^3 . Dans ces conditions, à 20 m de profondeur ($D_F = 2,8 \text{ m}$), un banc de section circulaire dont le diamètre est inférieur à 2,3 m ne sera pas obligatoirement échantillonné. 116
- 4.6 Exemples d'intersection banc-faisceau variable. (a) dans la direction transversale à celle du déplacement du navire. (b) dans la même direction du déplacement du navire, I désigne les émissions présentant une intersection variable. 118
- 4.7 Schéma représentant le volume de diffusion (surface hachurée) calculé à partir de l'intersection du volume de confusion, $c\tau/2$, et du volume représenté par le banc. 120
- 4.8 Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de l'ouverture du faisceau. Les bancs à gauche correspondent au même banc moyen de sardine et les bancs à droite au même banc moyen de chinchard du Golfe de Gascogne, simulés à plusieurs profondeurs. 123
- 4.9 Echogrammes résultants de la simulation. A gauche, celui obtenu avec un faisceau de 5° et à droite celui obtenu avec un faisceau de 13° . Seuil: -57 dB. Vitesse: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les bancs sont numérotés, du plus proche de la surface vers le plus profond, de la façon suivante: sardine 1, 2, 3 et 4; chinchard 5, 6, 7 et 8. . . . 123
- 4.10 Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de la distance horizontale entre les bancs. La distance horizontale séparant le premier banc du second est égale à un diamètre du faisceau (D_F) à la profondeur considérée; le second est à $2D_F$ du troisième; et le troisième est à $3D_F$ du quatrième. 124
- 4.11 Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les deux premiers bancs, localisés à 20 m de profondeur, sont détectés comme un seul banc acoustique (numéro 1) alors que le troisième et le quatrième sont détectés individuellement (bancs numéros 2 et 3). Les quatre bancs à 60 m de profondeur sont détectés comme un seul banc acoustique (banc numéro 4). 124
- 4.12 Configuration réelle définie a priori afin d'illustrer l'influence de la position du banc par rapport à l'axe du faisceau. Les coordonnées du centre géométrique de bancs à gauche sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau, alors que les bancs à droite ont leurs coordonnées décalées de 8 m dans la direction transversale. L'excentricité est visualisée par la courbe rouge qui entoure l'image du banc lorsqu'elle ne coïncide pas avec la surface de la coupe verticale. Les bancs simulés sont identiques et typiques de la sardine dans le Golfe de Gascogne. 127
- 4.13 Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Les bancs situés à 29 m de profondeur sont numérotés, de la gauche vers la droite, 1 et 2. Les bancs situés à 86 m de profondeur sont numérotés, de la gauche vers la droite, 3 et 4. 127

- 4.14 Configuration réelle définie *a priori* afin d'illustrer l'influence de la position du banc par rapport à l'axe du faisceau lorsque les bancs appartiennent à deux espèces différentes. Les coordonnées du centre géométrique des bancs de chinchard, à gauche, sont sur la trajectoire de l'axe du faisceau, alors que les bancs de sardine, à droite, ont leurs coordonnées décalées de 6 et de 8 m dans la direction transversale. 128
- 4.15 Echogramme obtenu par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Vitesse du navire: 4 noeuds. Récurrence: 2 tirs par seconde. Bancs de chinchard: 1 et 2. Bancs de sardine: 3 et 4 (à droite, du haut vers le bas). 128
- 4.16 Configuration réelle définie *a priori* afin d'illustrer l'influence de la variation de la vitesse de déplacement. Deux types de bancs, différents par la taille, sont simulés l'un et l'autre à 25 et à 80 m de profondeur. 130
- 4.17 Echogrammes obtenus par simulation de l'acquisition avec un faisceau d'ouverture $2\theta_{3dB}$ de 8° . Récurrence: 2 tirs par seconde. A gauche, la vitesse de déplacement est de 10 noeuds, et à droite elle est de 3 noeuds. Les bancs pour chaque figure sont numérotés, du haut vers le bas, de la façon suivante: petits bancs 1 et 2; grands bancs 3 et 4. 130
- 4.18 Structure rhomboédrique utilisée pour la modélisation des bancs de poissons. 135
- 4.19 Simulation de la distribution des écarts de position pour la coordonnée en x des poissons du banc, $N = 1000$ poissons, $L = 0,2$ m. (a) $\zeta = 0,1$ et (b) $\zeta = 0,3$ 137
- 4.20 Fonction de directivité d'un transducteur 38 kHz de 0,6 m de diamètre, calculée selon (4.43). Les valeurs de $\mathcal{D}_T(\vartheta)$ pour $0 \leq \vartheta < 0,15$ correspondent au lobe principal du faisceau et pour $\vartheta \geq 0,15$ à l'écroulement du niveau de l'émission et au lobe secondaire. 138
- 4.21 Simulation de la distribution de valeurs de σ_{rd} , normalisée par sa moyenne, $N = 2400$ poissons. (a) loi normale et (b) loi de Rayleigh. 140
- 4.22 Exemple, seulement illustratif, des distributions de valeurs d'amplitude a_n , (c) et (f), obtenues, respectivement, à partir de la convolution d'une fonction de directivité identique, (a) et (d), avec la fonction de densité de probabilité de la section efficace de rétro-diffusion du poisson σ_{rd} modélisée par une loi normale (b) et une loi de Rayleigh (e). 141
- 4.23 Construction du signal rétro-diffusé pour une émission et représentation de l'enveloppe temporelle s_t 142
- 4.24 Variabilité de l'échantillonnage acoustique, représentée selon le plan horizontal. 144
- 4.25 Représentation des bancs réels (A) et simulés (B) dans les plans formés par le moment normalisé d'ordre 2 (N_2) et les moments normalisés d'ordre 3 ($N_3, *$) et 4 ($N_4, +$). Les points correspondant aux coordonnées de la distribution exponentielle négative dans l'espace des moments sont indiqués par (E), (2;6) et (2;24). Afin d'éviter une surcharge des graphes, les bancs réels correspondent à la sardine et à l'anchois, et les bancs simulés ont été triés selon les valeurs suivantes: taille du poisson = 15 cm, profondeur du banc = 30 m. Courbe des moments normalisés de la loi K (—) et de la loi Γ (- - -). 146
- 4.26 Comportement du modèle en fonction du taux minimal d'interception géométrique. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et ξ . (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes. 147
- 4.27 Comportement du modèle en fonction du coefficient d'écart à la position nominale. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et ζ . (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_3, (*) / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes. 147

4.28	Comportement du modèle en fonction de la hauteur du banc. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la hauteur du banc. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_{3,*} / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.	148
4.29	Comportement du modèle en fonction du nombre d'émissions. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et le nombre d'émissions. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_{3,*} / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.	149
4.30	Comportement du modèle en fonction de la taille du poisson. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la taille du poisson. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_{3,*} / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.	149
4.31	Comportement du modèle en fonction de la profondeur. (a) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et la profondeur du banc. (b) Représentation des bancs simulés dans le plan formé par N_2 et $N_{3,*} / N_4, (+)$. Les valeurs des variables restantes sont constantes.	150
B.1	Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la longueur corrigée, de la hauteur maximale et de la hauteur moyenne corrigée. Sardine: (-), $n=179$. Anchois: (...), $n=478$. Chinchard: (- -), $n=667$. Merlan bleu: (-.-), $n=95$	192
B.2	Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de l'aire corrigée, du périmètre corrigé, de l'élongation corrigée et de la dimension fractale corrigée. Sardine: (-), $n=179$. Anchois: (...), $n=478$. Chinchard: (- -), $n=667$. Merlan bleu: (-.-), $n=95$	193
B.3	Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la sonde, de la profondeur du banc, de l'altitude du banc et de l'indice d'altitude. Sardine: (-), $n=179$. Anchois: (...), $n=478$. Chinchard: (- -), $n=667$. Merlan bleu: (-.-), $n=95$	194
B.4	Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de l'indice de rétro-diffusion de volume, de l'énergie globale rétro-diffusée et de la valeur maximale d'amplitude. Sardine: (-), $n=179$. Anchois: (...), $n=478$. Chinchard: (- -), $n=667$. Merlan bleu: (-.-), $n=95$	195
B.5	Représentation des courbes-enveloppe des histogrammes de la moyenne, de l'écart-type et du coefficient de variation des valeurs d'amplitude. Sardine: (-), $n=179$. Anchois: (...), $n=478$. Chinchard: (- -), $n=667$. Merlan bleu: (-.-), $n=95$	196

Liste des tableaux

2.1	Résumé des informations sur les campagnes d'acquisition: nom de la campagne, année, période de l'année, étendue géographique et bathymétrique de l'échantillonnage acoustique.	32
2.2	Résumé des informations sur les chalutages réalisés par campagne: nombre total de chalutages, nombre total de chalutages monospécifiques et nombre par espèce. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.	36
3.1	Liste non-exhaustive des paramètres et descripteurs de bancs calculés par le logiciel MOVIES-B.	42
3.2	Composition de la base de données, pour l'analyse individuelle de l'image acoustique des bancs de poissons, en fonction des espèces, du nombre de chalutages monospécifiques sélectionnés, de la capture totale et du nombre de bancs disponibles dans chaque catégorie: avant ou après filtrage par les méthodes de post-traitement de la base; pendant le chalutage ou pendant les parcours associés. Le nombre de bancs disponibles pour la suite de ce travail a été réduit de plus de 50%.	50
3.3	Résultats de l'analyse discriminante pour chaque sous-ensemble des bancs. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.	59
3.4	Matrice de confusion de l'analyse discriminante multiple pour l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque espèce (vraie classe) selon les classes reconnues, en fonction des règles de décision calculées par l'analyse discriminante. Les valeurs de la diagonale principale de la matrice représentent le pourcentage des bancs bien classés de chaque espèce.	62
3.5	Résultats de la classification hiérarchique sur l'ensemble des bancs de sardine, d'anchois et de chinchard pour une partition en trois classes. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque classe selon l'espèce. Exemple: 48% des bancs de la classe 1 sont des bancs de chinchard. Les nombres entre parenthèses indiquent l'effectif de la classe en nombre et en pourcentage du total des bancs.	63
3.6	Résultats de la classification hiérarchique. Les nombres indiquent, en pourcentage, la répartition du nombre total des bancs de chaque espèce selon les classes. Exemple: 92% de l'effectif de bancs d'anchois de la base de données se trouvent dans la classe 1.	63
3.7	Caractérisation statistique de la classe 1 en fonction de descripteurs. Les variables continues sont rangées, par ordre d'importance, à partir de l'évaluation des écarts entre la moyenne de la classe et la moyenne générale selon un test non paramétrique de comparaison de moyennes (Lebart et al., 1988). Plus l'écart est significatif, plus la valeur-test associée sera élevée et la probabilité sera faible. Une valeur-test positive représente une moyenne supérieure à la moyenne générale et, inversement, une valeur négative une moyenne inférieure à la moyenne générale.	64

- 3.8 Caractérisation statistique de la classe 2 en fonction de descripteurs. La valeur-test et la probabilité associée sont expliquées dans la légende du Tableau 3.7. 65
- 3.9 Caractérisation statistique de la classe 3 en fonction de descripteurs. La valeur-test et la probabilité associée sont expliquées dans la légende du Tableau 3.7. 65
- 3.10 Moyenne et écart-type de la distribution des valeurs de densité en nombre de poissons m^{-3} . La densité non corrigée, ρ_{nc} , est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant à l'ensemble des signaux de chaque banc, alors que la densité corrigée, ρ_c , est calculée à partir de l'indice de rétro-diffusion de volume correspondant seulement aux signaux non dégradés. 71
- 3.11 Bornes inférieure et supérieure utilisées afin de définir la bande de fréquence du spectre de puissance correspondant à chaque descripteur spectral. 77
- 3.12 Résultats du test d'adéquation du χ^2 utilisé afin de vérifier la qualité de l'ajustement des distributions empiriques à la loi bêta de première espèce et à la loi de Rayleigh. N est le nombre de bancs analysés. Les résultats des colonnes ($H_0 : F = F_0$) représentent le nombre de bancs par espèce pour lesquels l'hypothèse nulle est acceptée avec un seuil de signification $\alpha = 0,05$. Les résultats des colonnes ($H_1 : F <> F_0$) représentent le nombre de bancs par espèce pour lesquels l'hypothèse alternative ne peut pas être rejetée, autrement dit, la distribution des fréquences empiriques F_0 des valeurs d'amplitude ne peut pas y être ajustée par la distribution théorique F 87
- 3.13 Moyenne et écart-type de la distribution des valeurs de descripteurs de voisinage. N correspond au nombre de séquences monospécifiques analysées. La distance moyenne aux deux plus proches voisins, NND_2 , est exprimée en m . La densité est exprimée en nombre de bancs par kilomètre. L'indice de la zone d'influence, IAR , est exprimée en pourcentage. Une valeur faible de cet indice signifie que l'aire du banc est relativement petite comparée à l'espace vide qui l'entoure. Ce descripteur est seulement calculé lorsque la hauteur de la colonne d'eau est similaire entre les séquences, ce qui explique la réduction du nombre de chalutages analysés. 92
- 3.14 Liste de descripteurs utilisés pour la discrimination globale. 95
- 4.1 Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants à partir de la simulation de la détection avec deux faisceaux d'ouverture $2\theta_{3dB}$ différentes. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. 122
- 4.2 Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. A_b : aire de la coupe verticale. F_b : dimension fractale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. 125
- 4.3 Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. E_C : excentricité par rapport à l'axe du faisceau. A_b : aire de la coupe verticale. F_b : dimension fractale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. 126
- 4.4 Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis a priori et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. $\approx D_F$: diamètre du faisceau à la profondeur considérée. E_C : excentricité par rapport à l'axe du faisceau. A_b : aire de la coupe verticale. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. 129

- 4.5 Tableau comparatif des descripteurs des bancs réels définis *a priori* et des bancs acoustiques correspondants. PR_b : profondeur du banc. H_b : hauteur. La_b : largeur. L_b : longueur. A_b : aire de la coupe verticale. N_{SR} : nombre de signaux rétro-diffusés. $N_{\dot{s}_{int}}$: nombre de valeurs d'amplitude supérieures au seuil d'intégration. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. 132
- 4.6 Variables paramétrées pour les simulations et leur intervalle de variation. 145
- 5.1 Potentiel d'identification de l'espèce du poisson en milieu naturel en fonction de la technologie. 154
- 5.2 Caractéristiques observées, mesurées ou calculées d'agrégations ou bancs de poissons selon la bibliographie. \bar{L} : longueur moyenne des poissons. NND : distance ou espacement moyen au plus proche voisin, exprimée en termes de longueur du poisson ou "body length (BL)". θ_P : angle d'inclinaison du poisson par rapport à l'horizontale en degrés (cf. Chapitre 4). Volume occupé par un poisson exprimé en fonction de sa longueur. Densité exprimée en nombre de poissons m^{-3} . Banc: rapport de dimensions longueur:largeur:hauteur. Profondeur de l'observation. e-t: écart-type. [] intervalle de variation. 159
- 5.3 Caractéristiques observées, mesurées ou calculées d'agrégations ou bancs de poissons selon la bibliographie. N_b : nombre de bancs analysés. L_b : longueur ou diamètre, La_b : largeur et H_b : hauteur du banc. Rapport longueur:largeur:hauteur. A_b : aire du banc. IR_V : indice de rétro-diffusion de volume. ρ : densité exprimée en nombre de poissons m^{-3} . e-t: écart-type. [] intervalle de variation. nm: non mesuré. IC_{rd} : indice de rétro-diffusion de la cible. \bar{L} : longueur moyenne des poissons. PR_b : profondeur moyenne de bancs en m. 163
- 5.4 Résumé des caractéristiques biologiques des espèces étudiées pour le golfe de Gascogne, conforme les informations de l'Annexe A. 171
- A.1 Classification systématique des espèces. 179
- B.1 Information détaillée sur les chalutages et les captures de sardine. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D , en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L , en cm. Poids moyen du poisson, W , en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau. 187
- B.2 Information détaillée sur les chalutages et les captures d'anchois. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D , en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L , en cm. Poids moyen du poisson, W , en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau. 187
- B.3 Information détaillée sur les chalutages et les captures de chinchard. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m): valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D , en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L , en cm. Poids moyen du poisson, W , en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau. 188

B.4	<i>Information détaillée sur les chalutages et les captures de merlan bleu. Heure, position (latitude nord et longitude ouest) et profondeur (m); valeurs moyennes pour le chalutage. Distance parcourue pendant le chalutage, D, en miles. Capture totale en kg. Poids de la capture de l'espèce sur le total en %. Longueur moyenne du poisson, L, en cm. Poids moyen du poisson, W, en g. Information sur les autres espèces associées. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard, MB: merlan bleu, SP: sprat et MQ: maquereau.</i>	188
B.5	<i>Paramètres statistiques des descripteurs par espèce et par catégorie de détection: maximum, minimum, moyenne et écart-type.</i>	189
B.6	<i>Paramètres statistiques des descripteurs par espèce: moyenne, écart-type, coefficient d'asymétrie β_1 et coefficient d'aplatissement β_2.</i>	197
B.7	<i>Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de sardine.</i>	199
B.8	<i>Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs d'anchois.</i>	199
B.9	<i>Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de chinchard.</i>	200
B.10	<i>Matrice de corrélation centrée et réduite des descripteurs de bancs de merlan bleu.</i>	200
B.11	<i>Distances de Mahalanobis calculées pour chaque descripteur entre les espèces prises deux à deux. SA: sardine, AN: anchois, CH: chinchard et MB: merlan bleu.</i>	201

Bibliographie

- [1] ALLAN, J.R. The influence of species composition on behaviour in mixed-species cyprinid shoals. *J. Fish Biol.*, 1986, 29 (A): 97-106.
- [2] ANDERSEN, P. et J.G. SUTINEN. Stochastics bioeconomics: a review of basic methods and results. *Mar. Res. Econ.*, 1984, 1(2): 117-136.
- [3] BALLS, R. *Fish on the spotline*. Marconi Int. Mar. Comm. Co. Ltd., London, 1946, 37 pp.
- [4] BARANGE, M., I. HAMPTON et M. SOULE. Empirical determination of *in situ* target strengths of three loosely aggregated pelagic fish species. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 225-232.
- [5] BELLOC, G. La croisière de la *Tanche* en juillet-août 1928. *Revue des Travaux de l'Office des Pêches Maritimes*, 1929, 2(1): 13-18.
- [6] BEVERTON, R.J.H et S.J HOLT. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Lond.*, 1957, Ser. 2, n° 19, 533 pp.
- [7] BLAXTER, J.H.S. et J.R. HUNTER. The Biology of the Clupeoid Fishes. In *Advances in Marine Biology*, J.H.S. BLAXTER, F.S. RUSSEL et M. YONGE (eds.), Academic Press, 1982, vol. 20, 223 pp.
- [8] BLAXTER, J.H.S. et R.S. BATTY. Swimbladder behaviour and target strength. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 233-244.
- [9] BREDER, C.M.Jr. Studies on the structure of the fish school. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.*, 1951, 98: 1-28.
- [10] BREDER, C.M.Jr. Equations descriptive of fish schools and other animal aggregations. *Ecology*, 1954, 35: 361-370.

- [11] BREDER, C.M.Jr. Fish schools as operational structures. *Fish. Bull.*, 1976, 74(3): 471-502.
- [12] BURCZYNSKI, J.J., R.L. JOHNSON, H. KREIBERG et W.B. KIRCHNER. Acoustic estimation of dense aggregations of fish in sea pens. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 54-64.
- [13] BURDIC, W.S. *Underwater acoustic system analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 1984, 445pp.
- [14] BUERKLE, U. Acoustic target strength of cod in relation to their aspect in the sound beam. In *Proceedings of the Meeting on the hydroacoustical methods for the estimations of marine fish populations*, Cambridge, USA, 25-29 June 1979. J.R. SUOMALA (ed.), 1981, vol. II: 229-247.
- [15] BUERKLE, U. Photographic and acoustic measurements in a large aggregation of herring. In *International Symposium on Fisheries Acoustics*, June 22-26. Seattle, 1987. 22 pp. (mimeo).
- [16] CARSCADDEN, J.E. et D.S. MILLER. Estimates of tilt angle of capelin using underwater photographs. ICES CM 1980/H:50, 7 pp. (mimeo).
- [17] CASTILLO, J., A. BARBIERI et A. GONZALEZ. Relationships between sea surface temperature, salinity, and pelagic fish distribution off northern Chile. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 139-146.
- [18] CHALLANDE, P., P. ALAIS, N. DINER et R. PERSON. Développement d'un sonar multifaisceaux pour la pêche. In *Premier Congrès Français d'Acoustique*, 10-13 avril, Lyon, France. ZAKHARIA, M. et P. FILIPPI (eds.), *Colloque de Physique*, 1990, tome 51, C2: 321-324.
- [19] CHARLES, A.T. et G.R. MUNRO. Irreversible investment and optimal management. *Mar. Res. Econ.*, 1985, 1(3): 247-264.
- [20] CLAY, A. et M. CASTONGUAY. *In situ* target strengths of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1996, 53(1): 87-98.
- [21] CLAY, C.S. et H. MEDWIN. *Acoustical oceanography: principles and applications*. John Wiley & Sons, New York. 1977, 544 pp.

- [22] CLAY, C.S. et B.G. HEIST. Acoustic scattering by fish - acoustic models and a two-parameter fit. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1984, 75(4): 1077-1083.
- [23] CLARK, C.W. *Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources*. John Wiley & Sons, New York. 1976, 352 pp.
- [24] CRAIG, R.E. et S.T. FORBES. Design of a sonar for fish counting. *Fiskeridir. Skr. Ser. Havunders*, 1969, 15: 210-219.
- [25] CULLEN, J.M., E. SHAW et H.A. BALDWIN. Methods for measuring the three-dimensional structure of fish schools. *Anim. Behav.*, 1965, 13: 534-543.
- [26] CUSHING, D.H. Echo-surveys of fish. *Journal du Conseil*, CIEM, 1952, 8(1): 45-60.
- [27] CUSHING, D.H. The interpretation of echo traces. *Fish. Investig.*, 1957, Ser. 2, 21(3).
- [28] CUSHING, D.H. The counting of fish with an echo-sounder. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1964, 155: 190-194.
- [29] CUSHING, D. H. The detection of fish. *International Series of Monographs in Pure and Applied Biology, division: Zoology*, 1973, vol. 52, 200 pp.
- [30] DELIGNON, Y. *Etude statistique d'images radar de la surface de la mer*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, France, 1993, 152 pp.
- [31] DENBIGH, P., Q. SMITH et I. HAMPTON. Determination of fish number density by a statistical analysis of backscattered sound. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1991, 90(1): 457-469.
- [32] DEUSER, L., D. MIDDLETON, T. PLEMONS et J. VAUGHAN. On the classification of underwater acoustic signal: experimental applications involving fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1979, 65: 444-455.
- [33] DINER, N. La pêche à la lumière (influence des facteurs de milieu sur les concentrations de poissons). *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, Paris, 1969, n° 180.
- [34] DINER, N., J.L. AVRILLA, D. GUERULT et P. PORCHE. La prospection acoustique des espèces pélagiques côtières du golfe de Gascogne en 1975 et 1976. CIEM

C.M. 1978/H:25, 34 pp. (mimeo).

- [35] DINER, N. et D. GUEREAULT. Données préliminaires sur le comportement des petits pélagiques côtiers du golfe de Gascogne vis-à-vis du chalut pélagique. Groupe de travail sur les réactions des poissons aux manoeuvres de pêche, CIEM, Göteborg, mai 1979, 10 pp. (mimeo).
- [36] DINER, N. et R. LE MEN. Evaluation acoustique des stocks de poissons pélagiques dans la partie sud du golfe de Gascogne en avril-mai 83. CIEM C.M. 1983/H:44, 19 pp. (mimeo).
- [37] DINER, N., J. MASSE, C. LEROY et O. BARBAROUX. Les petits pélagiques du golfe de Gascogne en avril-mai 84: évaluation acoustique, répartition, biologie et milieu. CIEM C.M. 1984/H:23, 24 pp. (mimeo).
- [38] DINER, N. et J. MASSE. Fish school behaviour during echo survey observed by acoustic devices. CIEM C.M. 1987/B:30, 41 pp. (mimeo).
- [39] DINER, N. *Compte rendu de la campagne METEVAC 89*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1989.
- [40] DINER, N., A. WEILL, J.Y. COAIL et J.M. COUDEVILLE. INES-MOVIES: a new acoustic data acquisition and processing system. CIEM CM 1989/B:45, 10 pp.
- [41] DINER, N. *Compte rendu de la campagne ETAP 90*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1990.
- [42] DINER, N. *INES-MOVIES: manuel d'utilisation*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1991, 88 pp.
- [43] DINER, N. *Compte rendu de la campagne ETAP 91*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1991.
- [44] DINER, N. *Compte rendu de la campagne ETAP 92*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1992.
- [45] DINER, N. *Compte rendu de la campagne ETAP 93*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1993.

- [46] DINER, N., F. MAGAND, J. SIMMONDS, S. GEORGAKARAKOS et C. SCALABRIN. *Biomass acoustic selection system*. Rapport du projet Biomass, EEC Research Program in the Fisheries Sector (FAR), contrat n° MA 2:542., 1994.
- [47] DINER, N. et P. MARCHAND. *Acoustique et pêche maritime*. IFREMER (ed.). 1995, 147 pp.
- [48] DRAGESUND, O. et S. OLSEN. On the possibility of estimating year-class strength by measuring echo abundance of 0-group fish. *Fiskeridir. Skr. Ser. Havunders*, 1965, 13(8): 47-75.
- [49] DUFFY, D.C. et C. WISSEL. Models of fish school size in relation to environmental productivity. *Ecol. Modelling*, 1988, 40: 201-211.
- [50] EGGERS, D.M. Theoretical effect of schooling by planktivorous fish predators on rate of prey consumption. *J. Fish. Res. Board Can.*, 1976, 33: 1964-1971.
- [51] EHRENBERG, J.E. Two applications for dual-beam transducer in fish assessment systems. In *Proc. IEEE Conf. Eng. Ocean Environ.*, 1974, vol. 1: 152-155.
- [52] EHRENBERG, J.E., T.J. CARLSON, J.J. TRAYNOR et N.J. WILLIAMSON. Indirect measurement of the mean acoustic backscattering cross section of fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1981, 69(4): 955-962.
- [53] EKELAND, I. *Le calcul, l'imprevu*. Ed. du Seuil, Paris. 1984, 167 pp.
- [54] ELMINOWICZ, A. Measurements of sardine schools by hydroacoustic apparatus. CIEM C.M. 1975/B:14, 27 pp. mimeo.
- [55] EYRING, C.F., R.J. CHRISTENSEN et R.W. RAITT. Reverberation in the sea. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1948, 20: 462-475.
- [56] FEUILLADE, C., R.W. NERO et R.H. LOVE. A low-frequency acoustic scattering model for small schools of fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1996, 99(1): 196-208.
- [57] FOOTE, K.G. Analysis of empirical observations on the scattering of sound by engaged aggregations of fish. *Fiskeridir. Skr. Ser. Havunders*, 1978, 16: 423-456.

- [58] FOOTE, K.G. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1980, 67(6): 2084-2089.
- [59] FOOTE, K.G. Optimizing copper spheres for precision calibration of hydroacoustic equipment. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1982, 71: 742-747.
- [60] FOOTE, K.G. et D.N. MACLENNAN. Use of elastic spheres as calibration targets. In Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the ICES/FAO Symposium on Fisheries Acoustics, NAKKEN, O. et S.C. VENEMA (eds.). *FAO Fish. Rep.*, (300), 1983: 52-58.
- [61] FOOTE, K.G. Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1983, 76(6): 1932-1940.
- [62] FOOTE, K.G. School and multiple echoes. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1984, 184: 84-95.
- [63] FOOTE, K.G. Tilt angles of schooling penned saithe. ICES CM 1985/B:26, 6 pp. (mimeo).
- [64] FOOTE, K.G., A. AGLÉN et O. NAKKEN. Measurement of fish target strength with a split-beam echo sounder. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1986, 80: 612-621.
- [65] FOOTE, K.G. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1987, 82: 981-987.
- [66] FOOTE, K.G. Correcting acoustic measurements of scatterer density for extinction. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1990, 88(3): 1543-1546.
- [67] FORBES, S.T. Progress in dual-beam target-strength measurement on herring and blue whiting. ICES CM 1985/B:22, 5 pp. (mimeo).
- [68] FREON, P. Seasonal and interannual variations of mean catch per set in the senegalese sardine fisheries: fish behaviour or fishing strategy? In *Proceedings of the International Symposium on Long-term Variability of Pelagic Fish Populations and their Environment*, held in Sendai, Japan, 14-18 November, 1989. Ed. by KAWASAKI *et al.*, Pergamon Press. 1989, pp. 135-145.

- [69] FREON, P., F. GERLOTTO et M. SORIA. Changes in school structure according to external stimuli: description and influence on acoustic assessment. *Fish. Res.*, 1992, 15: 45-66.
- [70] FREON, P. et O.A. MISUND. *Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment*. Blackwell, in press.
- [71] FURNESTIN, J. Ultra-sons et pêche à la sardine au Maroc. Les essais du bateau-pilote-de-pêche *Jean-François*. *Bull. Inst. Pêches mar.*, Maroc, 1953, n° 1, 60 pp.
- [72] GARCIA, S. Les problèmes posés par l'aménagement des ressources instables. *CO-PACE/PACE Series 84/28*, FAO. 1984, 38 pp.
- [73] GEORGAKARAKOS, S. et G. PATERAKIS. SCHOOL: a software for fish school identification. CIEM, Fish Capture Committee C.M. 1993/B:8, 4 pp.
- [74] GERLOTTO, F. et E. MARCHAL. The concept of acoustic populations as an aid for biomass identification. CIEM, FAST Working Group, Tromsø, mai 1985, 7 pp. (mimeo).
- [75] GERLOTTO, F. *Méthodologie d'observation et d'évaluation par hydroacoustique des stocks tropicaux de poissons pélagiques côtiers: impact du comportement et de la distribution spatiale*. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France, 1993, 293 pp.
- [76] GIBSON, R.N. et I.A. EZZI. Relative importance of prey size and concentration in determining the feeding behaviour of the herring *Clupea harengus*. *Mar. Biol.*, 1990, 107: 357-362.
- [77] GLASS, C.W., C.S. WARDLE et W.R. MOJSIEWICZ. A light intensity threshold for schooling in the Atlantic Mackerel, *Scomber scombrus*. *J. Fish. Biol.*, 1986, 29(A): 71-81.
- [78] GOHIN, F. Geostatistics applied to fish distribution as derived from acoustic surveys. CIEM, FAST Working Group, Tromsø, mai 1985, 6 pp. (mimeo).
- [79] GRAVES, J. Photographic method for measuring spacing and density within pelagic fish schools at sea. *Fish. Bull.*, 1977, 75: 230-234.

- [80] GYRIN, A., K. SOMLA et M. ROJEWSKI. The number parameters of echo sounder signals with respect to their usefulness to sea creatures species identification. In *Proceedings of the Meeting on the hydroacoustical methods for the estimations of marine fish populations*, Cambridge, USA, 25-29 June 1979. J.R. SUOMALA (ed.), 1981, vol II: 467-489.
- [81] HARA, I. Shape and size of japanese sardine school in the waters off the Southeastern Hokkaido on the basis of acoustic and aerial surveys. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 1985, 51(1): 41-46.
- [82] HARALABOUS, J. et S. GEORGAKARAKOS. Artificial neural networks as a tool for species identification of fish schools. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 173-180.
- [83] HARDEN JONES, F.R. et P. SCHOLES. The swimbladder, vertical movements, and the target strength of fish. In *Proceedings of the Meeting on the hydroacoustical methods for the estimations of marine fish populations*, Cambridge, USA, 25-29 June 1979. J.R. SUOMALA (ed.), 1981, vol II: 157-181.
- [84] HARTIGAN, J.A. *Clustering algorithms*. John Wiley & Sons, New York. 1975, 351 pp.
- [85] HAWKINS, A.D. Fish sizing by means of swimbladder resonance. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1977, 170: 122-129.
- [86] HILLION, A. *Les théories mathématiques des populations*. Presses Universitaires de France, Paris. 1986, 127 pp.
- [87] HODGSON, W.C. Echo-sounding and the pelagic fisheries. Min. Agric. Fish., *Fish Invest.*, London, 1950, Ser. 2, 17(4), 25 pp.
- [88] HOLLIDAY, D.V. Resonance structure in echoes from schooled pelagic fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1972, 51(4): 1322-1332.
- [89] HOLLIDAY, D.V. The use of swimbladder resonance in the sizing of schooled pelagic fish. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1977, 170: 130-135.
- [90] HUNTER, J.R. Procedures for analysis of schooling behavior. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1966, 23(4): 547-562.

- [91] HUNTER, J.R. Sustained speed of jack mackerel, *Trachurus symmetricus*. *Fish. Bull.*, 1971, 69(2): 267-271.
- [92] IBANEZ, F. Effet des transformations des données dans l'analyse factorielle en écologie planctonique. *Cah. Océanogr.*, Service Hydrographique de la Marine, France, 1971, 23: 545-561.
- [93] JAKEMAN, E. et P.N. PUSEY. A model for non-Rayleigh sea echo. *IEEE Transactions and Antennas and Propagation*, 1976, 24(6): 806-814.
- [94] JAKEMAN, E. On the statistics of K-distributed noise. *J. Phys. A: Math. Gen.*, 1980, 13: 31-48.
- [95] JAKEMAN, E. et R.J. TOUGH. Non-Gaussian models for the statistics of scattered waves. *Advances in Physics*, 1988, 37(5): 471-529.
- [96] JEGOU, A.M. *Cartographie de la température de la surface de la mer sur les côtes bretonnes*. Direction de l'Environnement Littoral, IFREMER, Brest, rapport n° DEL-93.12. 1993, 41 pp.
- [97] JEGOU, A.M. et P. LAZURE. Quelques aspects de la circulation sur le plateau Atlantique. In *Actas del IV Coloquio Internacional sobre Oceanografía del Golfo de Vizcaya*, 1995: 99-106.
- [98] JOBST, W.J. et T.I. SMITS. Mathematical model for volume reverberation: experimental and simulation. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1974, 55(2): 227-236.
- [99] JOHANNESSON, K.A. et G.F. LOSSE. Some results of observed abundance estimations in several UNDP/FAO resource survey projects. In *Symposium on Acoustic Methods in Fisheries Research*, FAO, 1973, contribution n° 3, 77 pp.
- [100] JOHANNESSON, K.A. et R.B. MITSON. Fisheries Acoustics: a practical manual for aquatic biomass estimation. FAO Fisheries Technical Paper 240, 1983, 249 pp.
- [101] JOHNSON, M.W. Sound as a tool in marine ecology, from data on biological noises and the deep scattering layer. *J. Mar. Res.*, 1948, 7(3): 443-458.
- [102] KARP, W.A. (ed.). Developments in Fisheries Acoustics. A Symposium held in Seattle, 22-26 June, 1987. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189, 424 pp.

- [103] KEMMERER, A.J. Environmental preferences and behavior patterns of Gulf Menhaden (*Brevoortia patronus*) inferred from fishing and remotely sensed data. In *Fish behavior and its use in the capture and culture of fishes*, J.E. BARDACH *et al.* (eds.), ICLARM, Philippines. 1980: 345-370.
- [104] KIESER, R. et J.E. EHRENBERG. An unbiased, stochastic echo-counting model. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 65-72.
- [105] KIESER, R. et G. LANGFORD. An application of spatial analysis to fisheries acoustics. In *Proceedings of GIS'91 Symposium*, Vancouver, Canada. 1991, pp. 335-339.
- [106] KOUTSIKOPOULOS, C. et B. LE CANN. Physical processes and hydrological structures related to the Bay of Biscay anchovy. *Sci. Mar.*, 1996, 60 (2), 12 pp.
- [107] KRISHNAIAH, P.R. et L.N. KANAL (eds.). *Handbook of Statistics*. North Holland Publishing Company, 1982, vol. 2.
- [108] KURC, G. Détection de la sardine par les ultra-sons sur la côte vendéenne. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, Paris, 1954, n° 20.
- [109] KURC, G. et A. PERCIER. La détection de la sardine en Vendée. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, Paris, 1955, n° 27.
- [110] KURC, G. Rapports entre l'hydrologie et la pêche de la sardine dans le golfe de Gascogne. Comparaison entre une année de bonne pêche (1962) et une année de pêche médiocre (1961). CIEM, 1963, Com. Sardine, n° 52.
- [111] LAGLER, K.F., J.E. BARDACH et R.R. MILLER. *Ichthyology*. John Wiley & Sons, New York. 1962, 545 pp.
- [112] LASKER, R. (ed.). An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to the Northern Anchovy, *Engraulis mordax*. NOAA Technical Report NMFS 36. 1985, 99 pp.
- [113] LAUREC, A. *Analyse des données et modèles prévisionnels en écologie marine*. Thèse Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université d'Aix-Marseille, France, 1979, 405 pp.
- [114] LAUREC, A. et J.C. LE GUEN. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Sc. tech. CNEXO*, 1981, n° 45, 118 pp.

- [115] LAUREC, A. La modélisation en écologie marine au travers de l'exemple de l'halieutique. In *Océanologie: actualité et prospective*. Centre d'Océanologie de Marseille. 1989, pp. 213-262.
- [116] LEBART, L., A. MORINEAU et K.M. WARWICK. *Multivariate descriptive statistical analysis*. John Wiley & Sons, New York. 1984, 231 pp.
- [117] LEBART, L., A. MORINEAU, T. LAMBERT et P. PLEUVRET. *SPAD-N: système portable pour l'analyse de données*. CISIA (ed.), Sèvres, France, 1988.
- [118] LEBOURGES, A. *Utilisation de la spectroscopie ultrasonore en vue d'identifier les espèces de poisson*. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris VI, France, 1990, 231 pp.
- [119] LE CANN, B. et R. PINGREE. Circulation dans le golfe de Gascogne: une revue des travaux récents. In *Actas del IV Coloquio Internacional sobre Oceanografía del Golfo de Vizcaya*, 1995: 217-234.
- [120] LE DANOIS, E. Le sondeur ultrasonore Langevin-Florisson. *Revue des Travaux de l'Office des Pêches Maritimes*, 1928, 2(1): 5-10.
- [121] LE GALL, J. La détection des bancs de poissons. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1952, 132: 65-71.
- [122] LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE. *Ecologie numérique*. Masson et Presses de l'Université du Québec, Paris, 1984, Tome 1 et 2, 260 et 335 pp.
- [123] LETACONNOUX, R. Contribution à l'étude des espèces du genre *Trachurus* et spécialement du *Trachurus trachurus*. *Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, Mémoires*, 1951, n° 15, 67 pp.
- [124] LOPINOT, P. *Détection acoustique des petits pélagiques côtiers. Essai de détermination spécifique des bancs*. Mémoire D.A.A. Halieutique, ENSAR/ISTPM, Rennes, 1976, 31 pp.
- [125] LOVE, R.H. Resonant acoustic scattering by swimbladder-bearing fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1978, 64: 571-580.
- [126] LOVE, R.H. A model for estimating distributions of fish school target strengths. *Deep-Sea Res.*, 1981, 28A(7): 705-725.

- [127] LU, H.J. et K.T. LEE. Species identification of fish shoals from echograms by an echo-signal image processing system. *Fish. Res.*, 1995, 24: 99-111.
- [128] LYTLE, D.W. et D.R. MAXWELL. Hydroacoustic assessment in high density fish schools. *FAO Fish.Rep.*, 1983, 300: 157-171.
- [129] MACLENNAN, D.N., A.E. MAGURRAN, T.J. PITCHER et C.E. HOLLINGWORTH. Behavioural determinants of fish target strength. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 245-253.
- [130] MACLENNAN, D.N. et E.J. SIMMONDS. *Fisheries Acoustics*. Chapman & Hall, London, 1992, 325 pp.
- [131] MACLENNAN, D.N. et A. MENZ. Interpretation of *in situ* target-strength data. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 233-236.
- [132] MADUREIRA, L.S.P., P. WARD et A. ATKINSON. Differences in back-scattering strengths determined at 120 kHz and 38 kHz for three species of Antarctic macroplankton. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 1993, 93: 17-24.
- [133] MAGAND, F. Fish species discrimination using a wide-band echo-sounder. In *Second European Conference on Underwater Acoustic Proceedings*. L. BJØRNØ (ed.), Luxembourg, 1994, vol 2: 821-826.
- [134] MAGAND, F. *Reconnaissance de cibles par sonar actif large bande. Application à des coques de forme simple et à la classification des espèces de poisson en mer*. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 1996, 200 pp.
- [135] MAIS, K.F. Pelagic fish surveys in the California Current. *Calif. Dept. Fish and Game, Fish Bull.*, 1974, 162: 1-78.
- [136] MAIS, K.F. Acoustic surveys of Northern Anchovies in the California Current system, 1966-1972. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1977, vol. 170: 287-295.
- [137] MANDELROT, B. *The fractal geometry of nature*. Freeman & Cie, New York, 1983, 468 pp.
- [138] MARGETTS, A.D. (ed.). Hydro-Acoustics in Fisheries Research. A Symposium held in Bergen, 19-22 June, 1973. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1977, vol.

170, 327 pp.

- [139] MARTY, P. Méthodes Acoustiques. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1928, vol. III: 27-32.
- [140] MASSE, J. *Utilisation de l'écho-intégration en recherche halieutique*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1988, rapport n° DRV-88.030-RH, 130 pp.
- [141] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: DAAG 90*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1989.
- [142] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: AURA 90*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1989.
- [143] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: AURA 91*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1990.
- [144] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: DAAG 91*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1991.
- [145] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: DAAG 92*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1991.
- [146] MASSE, J. *Proposition de campagne à la mer: ERAG 93*. Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Nantes, 1992.
- [147] MASSE, J., C. KOUTSIKOPOULOS et W. PATTY. The structure and spatial distribution of pelagic fish schools in multispecies clusters: an acoustic study. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 155-160.
- [148] MASSE, J. Acoustic observations in the Bay of Biscay: schooling, vertical distribution, species assemblages and behaviour. *Sci. Mar.*, 1996, 60 (2): 227-234.
- [149] MATSUDA, H., T. KISHIDA et T. KIDACHI. Optimal harvesting policy for chub mackerel (*Scomber japonicus*) in Japan under fluctuating environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1992, 49: 1796-1800.
- [150] MAXWELL, D.R. *Hydroacoustic estimation of dense or extensive fish populations*. Ph.D. thesis, University of Washington, USA. 1980, 162 pp.

- [151] MIDTTUN, L. et O. NAKKEN. Counting of fish with an echo-integrator. ICES CM 1968/B:17, 8 pp. (mimeo).
- [152] MISUND, O.A. Sonar observations of schooling herring: school dimensions, swimming behaviour, and avoidance of vessel and purse seine. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 135-146.
- [153] MISUND, O.A. *Swimming behaviour of schools related to fish capture and acoustic abundance estimation*. Thèse de Doctorat, Université de Bergen, Norvège, 1991, 132 pp.
- [154] MISUND, O.A., A. AGLÉN, A.K. BELTESTAD et J. DALEN. Relationship between the geometric dimensions and biomass of schools. *ICES J. Mar. Sci.*, 1992, 49: 305-315.
- [155] MISUND, O.A. Dynamics of moving masses: variability in packing density, shape, and size among herring, sprat, and saithe schools. *ICES J. Mar. Sci.*, 1993, 50: 145-160.
- [156] MISUND, O.A. et A. AGLÉN. On the shape, size and density of North Sea herring schools as mapped by echo integration and accurate sonar projection. CIEM C.M. 1993/B:16, 13 pp.
- [157] MISUND, O.A., A. AGLÉN et E. FRØNÆS. Mapping the shape, size, and density of fish schools by echo integration and a high-resolution sonar. *ICES J. mar. Sci.*, 1995, 52: 11-20.
- [158] MISUND, O.A. et A.K. BELTESTAD. Target-strength estimates of schooling herring and mackerel using the comparison method. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 281-284.
- [159] MITSON, R.B., Y. SIMARD et C. GOSS. Use of a two-frequency algorithm to determine size and abundance of plankton in three widely spaced locations. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 209-215.
- [160] MORGENSTERN, B. Classification, special techniques, and data handling. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1984, 184: 96-112.
- [161] MORIZUR, Y., N. TREGENZA, H. HEESSEN, S. BERROW et S. POUVREAU. *By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries*. Final Report Contract EC DG

- XIV-C-1, Study BIOECO/93 /017, IFREMER. 1996.
- [162] NAKKEN, O. et K. OLSEN. Target strength measurements of fish. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1977, 170: 52-69.
- [163] NAKKEN, O. et S.C. VENEMA (eds.). Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the ICES/FAO Symposium on Fisheries Acoustics. A Symposium held in Bergen, 21-24 June, 1982. *FAO Fish. Rep.*, (300), 1983, 331 pp.
- [164] NERO, R.W. et J.J. MAGNUSON. Characterization of patches along transects using high-resolution 70 kHz integrated acoustic data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1989, 46: 2056-2064.
- [165] NION, H. et H. CASTALDO. Analysis of a method for the study of schooling behavior of anchovy (*Engraulis anchoita*). In *ICES/FAO Symposium on Fisheries Acoustics*, Bergen, juin 1982. Contribution n° 114, révisée in Foote (1984) et in Morgens-tern (1984).
- [166] OLSEN, K. Some experiments on the effect on target strength of fish undertaking vertical migrations. ICES CM 1976/B:42, 14 pp. (mimeo).
- [167] OLSEN, K., J. ANGELL, F. PETTERSEN et A. LØVIK. Observed fish reaction to a surveying vessel with special reference to herring, cod, capelin and polar fish. In *Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the ICES/FAO Symposium on Fisheries Acoustics*, NAKKEN, O. et S.C. VENEMA (eds.). *FAO Fish. Rep.*, (300), 1983: 131-138.
- [168] OLSEN, K. Sound attenuation within schools of herring. ICES CM 1986/B:44, 14 pp. (mimeo).
- [169] OPPENHEIM, A.V., A.S. WILLSKY et I.T. YOUNG. *Signals and Systems*. Prentice-Hall, New Jersey, 1983, 796 pp.
- [170] OPTILAB TM/24 (2.1). Société Graftek, Le Moulin de L'Image, 26 270, Mirmande, France.
- [171] PACE, N.G. et H. GAO. Swathe seabed classification. *IEEE J. Ocean. Eng.*, 1988, 13: 83-90.

- [172] PARTRIDGE, B.L., T. PITCHER, J.M. CULLEN et J. WILSON. The three-dimensional structure of fish schools. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 1980, 6: 277-288.
- [173] PELLETIER, D. et A. LAUREC. Management under uncertainty: defining strategies for reducing overexploitation. *ICES J. Mar. Sci.*, 1992, 49: 389-401.
- [174] PERCIER, A. Etude des bancs de poissons et surveillance des lieux de pêche. *La Pêche Maritime, la Pêche Fluviale et la Pisciculture*, août 1953, 905: 344-347.
- [175] PERCIER, A. Les activités du bateau-pilote-de-pêche *Donibane*. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 1959, 23(2): 162-176.
- [176] PITCHER, T.J. et B.L. PARTRIDGE. Fish school density and volume. *Mar. Biol.*, 1979, 54: 383-394.
- [177] PITCHER, T.J. et C.J. WYCHE. Predator avoidance behaviours of sand-eel schools: why schools seldom split. In *Predators and prey in fishes.*, D.L.G. NOAKES *et al.* (eds.), 1983: 193-205
- [178] PITCHER, T.J. Functions of shoaling behaviour in teleosts. In *The behaviour of teleost fishes*. T.J. PITCHER (ed.), 1986: 294-337.
- [179] PLOURDE, C. et R. BODELL. Uncertainty in fisheries: the discount rate. *Mar. Res. Econ.*, 1984, 1(2): 155-170.
- [180] QUERO, J.C. *Les poissons de mer des pêches françaises*. Ed. Jacques Grancher, Paris, 1984, 394 pp.
- [181] RADAKOV, D.V. *Schooling in the ecology of fish*. John Wiley & Sons, New York. 1973, 173 pp.
- [182] RALLIER DU BATY, R. Terre-Neuve et Islande (campagnes de 1926) et la pêche sur le banc de Terre-Neuve et autour des îles Saint-Pierre et Miquelon. *Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, Mémoires série spéciale n° 7*, 142 pp.
- [183] REID, D.G. et E.J. SIMMONDS. The application of image analysis techniques to the study of fish shoal structure using acoustic survey data. *ICES CM 1991/B:49*, 13 pp.

- [184] REID, D.G. et E.J. SIMMONDS. Image analysis techniques for the study of fish school structure from acoustic survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1993, 50: 886-893.
- [185] RENO, J. et P. TCHERNIA. *Détection des bancs de poissons par ultra-sons*. Ministère de la Marine E.M.G., Com. Océan. Et. Côtes, Paris, 1947: 21-29.
- [186] RICHARDS, L.J., R. KIESER, T.J. MULLIGAN et J.R. CANDY. Classification of fish assemblages based on echo integration surveys. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1991, 48: 1264-1272.
- [187] RICHARDSON, I.D. The use of the echo-sounder to chart sprat concentrations. *Ann. Biol. Cons. Int. Explor. Mer.*, 1949, 6: 136-139.
- [188] RICHARDSON, I.D. Echo-sounder surveys for sprats in 1950-51 season. *Ann. Biol. Cons. Int. Explor. Mer.*, 1950, 7: 97-98.
- [189] RICKER, W.E. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board. Can.*, 1958, 191, 409pp.
- [190] ROSE, G.A. et W.C. LEGGETT. Hydroacoustic signal classification of fish schools by species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1988, 45: 597-604.
- [191] RØTTINGEN, I. On the relation between echo intensity and fish density. *Fiskeridir. Skr. Ser. Havunders*, 1976, 16:301-314.
- [192] RUNNSTRØM, S. A review of the Norwegian herring investigations in recent years. *Journal du Conseil, CIEM*, 1937, 12: p. 2.
- [193] SCALABRIN, C. *Recherche d'une méthodologie pour la classification et l'identification automatiques des détections acoustiques des bancs de poissons*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1991, rapport n° DITI/GO/NPA 91.23, 34 pp.
- [194] SCALABRIN, C., A. WEILL et N. DINER. The structure of multidimensional data from acoustic detection of fish schools. In *First European Conference on Underwater Acoustic Proceedings*. M. WEYDERT (ed.), Elsevier Applied Science. 1992: 141-146.
- [195] SCALABRIN, C. et J. MASSE. Acoustic detection of spatial and temporal distribution of fish shoals in the Bay of Biscay. *Aquat. Living Resour.*, 1993, 6: 269-283.

- [196] SCALABRIN, C. *Modélisation de la reconnaissance des détections acoustiques des bancs de poissons*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1993, rapport final du contrat d'étude IFREMER-ARECOM n° DITI/GO/NPA 92-2-370067, 300 pp.
- [197] SCALABRIN, C. et X. LURTON. Fish shoals echo amplitude analysis. In *Second European Conference on Underwater Acoustic Proceedings*. L. BJØRNØ (ed.), Luxembourg, 1994, vol. 2: 807-814.
- [198] SCALABRIN, C., N. DINER et A. WEILL. Automatic shoal recognition and classification based on MOVIES-B software. In *OCEANS 94 Proceedings*. IEEE/IFREMER (ed.), Brest, 1994, vol. II: 319-324.
- [199] SCALABRIN, C., N. DINER, A. WEILL, A. HILLION et M-C. MOUCHOT. Narrowband acoustic identification of monospecific fish shoals. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 181-188.
- [200] SCALABRIN, C. *Perspectives de l'acoustique-pêche: conclusions du symposium d'Aberdeen*. Direction de l'Ingénierie et de la Technologie, IFREMER, Brest, 1995, rapport n° DITI/NPA 95.23, 20 pp.
- [201] SCALABRIN, C. et X. LURTON. Fish shoal acoustic signals: comparing simulated and experimental data. In *Third European Conference on Underwater Acoustic Proceedings*. J.S. PAPADAKIS (ed.), FORTH-IACM, Héraklion, Crète, 1996, vol. II: 705-710.
- [202] SCHAEFER, M.B. Some aspects of dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 1954, 1(2): 27-56.
- [203] SCHAEFER, M.B. A study on the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 1957, 2(6): 247-268.
- [204] SEREBROV, L.I. Relationship between school density and size of fish. *J. Ichthyol.*, 1976, 16: 135-140.
- [205] SHAW, E. Schooling fishes. *Am. Sci.*, 1978, 66: 166-175.

- [206] SIMMONDS, E.J. et F. ARMSTRONG. A wide band echosounder: measurements on cod, saithe, herring and mackerel from 27 to 54 kHz. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 381-387.
- [207] SIMMONDS, E.J. et D.N. MACLENNAN (eds.). Fisheries and Plankton Acoustics. A Symposium held in Aberdeen, 12-16 June, 1995. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2), 535 pp.
- [208] SIMMONDS, E.J., F. ARMSTRONG et P.J. COPLAND. Species identification using wideband backscatter with neural network and discriminant analysis. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 189-196.
- [209] SMITH, P.F. Further measurements of the sound scattering properties of several marine organisms. *Deep-Sea Res.*, 1954, 2: 71-79.
- [210] SMITH, P.E. The horizontal dimensions and abundance of fish schools in the upper mixed layer as measured by sonar. In *Proceedings of an International Symposium on Biological Sound Scattering in the Ocean*, G.B. FARQUHAR (ed.), Virginia, USA. 1970, Appendix II: 563-591.
- [211] SORIA, M. *Structure et stabilité des bancs et agrégations de poissons pélagiques côtiers tropicaux: application halieutique*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, France, Ed. ORSTOM, TDM 125, 1994, 295 pp.
- [212] SOUID, P. *Automatisation de la description et de la classification des détections acoustiques de bancs de poissons pélagiques pour leur identification*. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille II, France, 1988, 255 pp.
- [213] SOULE, M., M. BARANGE et I. HAMPTON. Evidence of bias in estimates of target strength obtained with split-beam echo-sounder. *ICES J. Mar. Sci.*, 1995, 52: 139-144.
- [214] SPIEGEL, M.R. *Formules et tables de mathématiques*. McGraw-Hill, Paris, 1988, 272 pp.
- [215] SQUIRE, J.L. Northern anchovy school shapes as related to problems in school size estimation. *Fish. Bull. U.S.*, 1978, 76: 443-448.
- [216] STANTON, T.K. Multiple scattering with applications to fish-echo processing. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1983, 73(4): 1164-1169.

- [217] STANTON, T.K. Effects of second-order scattering on high resolution sonars. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1984, 76(3): 861-866.
- [218] STANTON, T.K. Volume scattering: echo peak PDF. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1985a, 77(4): 1358-1366.
- [219] STANTON, T.K. Density estimates of biological sound scatterers using sonar echo peak PDFs. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1985b, 78(5): 1868-1873.
- [220] STANTON, T.K. et C.S. CLAY. Sonar echo statistics as a remote-sensing tool: volume and seafloor. *IEEE J. Ocean. Eng.*, 1986, OE-11(1): 79-95.
- [221] STUART, A. et J.K. ORD. *Kendall's Advanced Theory of Statistics*. Charles Griffin & Company Limited. 1987, vol. 1, 604 pp.
- [222] SUND, O. Echo sounding in fishery research. *Nature*, 1935, 135: 953.
- [223] SWARTZMAN, G. Fish school formation and maintenance: a random encounter model. *Ecol. Modelling*, 1991, 56: 63-80.
- [224] SWARTZMAN, G., W. STUETZLE, K. KULMAN et N. POWOJOWSKI. Relating the distribution of pollock schools in the Bering Sea to environmental factors. *ICES J. Mar. Sci.*, 1994, 51: 481-492.
- [225] THOULET, J. *L'Océanographie*. Sciences et Civilisation. Collection d'exposés synthétiques du savoir humain, 1922, n° 3.
- [226] TOMASSONE, R., M. DANZART, J.J. DAUDIN et J.P. MASSON. *Discrimination et classement*. Masson, Paris, 1988, 172 pp.
- [227] TORESEN, R. Absorption of acoustic energy in dense herring schools studied by attenuation in the bottom echo signal. *Fish. Res.*, 1991, 10: 317-327.
- [228] TUKEY, J.W. Some graphical and semigraphic displays. In *Statistical papers in honor of George W. Snedecor*. T.A. BANCROFT (ed.), Iowa State University Press, 1972: 293-316.
- [229] URICK, R.J. *Principles of underwater sound for engineers*. McGraw-Hill, New York. 1983, 384 pp.

- [230] VAN DER PLOEG, S.W.F., L.C. BRAAT et W.F.J. VAN LIEROP. Integration of resources economics and ecology. *Ecol. Modelling*, 1987, 38 (1/2): 171-190.
- [231] VAN OLST, J.C. et J.R. HUNTER. Some aspects of the organization of fish schools. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1970, 27: 1225-1238.
- [232] VOROBYOV, V.M. et A.V. IVANOV. Target strength measurements of the single fish during the echo survey. In *Proceedings of the Meeting on the hydroacoustical methods for the estimations of marine fish populations*, Cambridge, USA, 25-29 June 1979. J.R. SUOMALA (ed.), 1981, vol II: 425-438.
- [233] VRAY, D. *Analyse et traitement d'échos ultrasonores: application à l'acoustique pêche*. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 1989, 235 pp.
- [234] VRAY, D., G. GIMENEZ et R. PERSON. Attempt at classification of echo-sounder signals based on the linear discriminant fonction of Fisher. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 1990, 189: 388-393.
- [235] WALTERS, C.J. et D. LUDWIG. Effects of measurement errors on the assessment of stock-recruit relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1981, 38: 704-710.
- [236] WEIHS, D. Some hydrodynamical aspect of fish schooling. In *Swimming and flying in nature*, T.Y.T. WU, C.J. BROKAW et C. BRENNEN (eds.), Plenum Press, New York. 1975, vol 2: 703-718.
- [237] WEILL, A. et N. DINER. MOVIES-B: a new software for school characterization. Ancona, ICES CM 1991/B:13.
- [238] WEILL, A., C. SCALABRIN et N. DINER. MOVIES-B: an acoustic detection description software. *Aquat. Living Resour.*, 1993, 6(3): 255-267.
- [239] WESTON, D.E. Sound propagation in the presence of bladder fish. In *Underwater Acoustics*, V.M. ALBERS (ed.), Plenum Press, New York. 1967, vol 2, chap 5.
- [240] WHITNEY, R.R. Schooling of fishes relative to available light. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 1969, 3: 494-507.
- [241] WILHELMIJ, P. et P. DENBIGH. A statistical approach to determining the number density of random scatterers from backscattered pulses. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1984,

76(6): 1810-1818.

- [242] YE, Z. Acoustic scattering from fish swimbladders. *J. Acoust. Soc. Am.*, 1996, 99(2): 785-792.
- [243] ZAKHARIA, M.E. et J.P. SESSAREGO. Sonar target classification using a coherent echo processing. In *IEEE International Conference on Acoustics, Speech and Signal Processing*, Paris, 1982: 331-334.
- [244] ZAKHARIA, M.E., F. MAGAND, F. HETROIT et N. DINER. Wideband sounder for fish species identification at sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 1996, 53(2): 203-208.

RESUME

Ce mémoire aborde le problème de l'identification acoustique des quatre espèces pélagiques du golfe de Gascogne: l'anchois (*Engraulis encrasicolus*), la sardine (*Sardina pilchardus*), le chinchard (*Trachurus trachurus*) et le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*). Les signaux des bancs de poissons, acquis en mer avec des sondeurs monofaisceau opérant en bande étroite à la fréquence de 38 kHz, ont été analysés afin de saisir l'information associée à l'espèce. Quatre méthodes d'extraction d'attributs sont décrites et appliquées sur le même ensemble de données, produisant des descripteurs de bancs acoustiques. Les trois premières sont utilisées pour décrire l'image acoustique des bancs individuels: reconnaissance automatique des signaux acoustiques de bancs à partir d'échogrammes numérisés, analyse statistique de la distribution des valeurs d'amplitude et analyse spectrale. Puis, le traitement d'image est utilisé pour l'extraction d'attributs de voisinage afin de caractériser la distribution spatiale de bancs. L'identification acoustique des bancs de sardine, d'anchois et de merlan bleu est possible et la variance intra-spécifique ne représente pas une contrainte pour le processus de discrimination. L'identification acoustique des bancs de chinchard est moins efficace et les difficultés semblent liées à la variabilité du comportement grégaire de cette espèce. La modélisation de la variabilité a conduit à la réalisation de deux modèles capables de simuler la réponse acoustique des bancs. Cette modélisation a permis de mieux interpréter la variance des données empiriques et d'apporter quelques idées concernant la réduction de la variabilité d'origine instrumentale. Les modèles et les méthodes d'extraction des descripteurs, développés pour cette étude, peuvent être appliqués à d'autres espèces pélagiques présentant un comportement grégaire ou à des espèces similaires présentes dans d'autres écosystèmes.

MOTS CLES: acoustique, identification, banc de poissons, pélagique, classification, halieutique, analyse d'image, analyse spectrale.

ABSTRACT

*This research address the issue of the acoustic identification of four pelagic fish species of the Bay of Biscay: anchovy (*Engraulis encrasicolus*), sardine (*Sardina pilchardus*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*) and blue whiting (*Micromesistius poutassou*). Backscattered signals of wild fish shoals were acquired with a single-beam narrowband vertical echosounder (38 kHz) and analyzed in order to provide discriminant information about the species. Four different methods of feature extraction are described and applied to the same data, providing new descriptors able to improve species identification. Echograms analysis, amplitude probability density function (PDFs) and spectral features are used to describe acoustic images of single shoals. Image processing is used to improve signal shoal description, by taking into account the shoal structure and species-related spatial distribution. Acoustic identification of sardine, anchovy and blue whiting shoals has been demonstrated and species intrinsic variability is not a limiting factor to the discrimination process. Acoustic identification of horse mackerel shoals is less accurate. The lack of meaningful discrimination scores seems to be related to a significant variability characterizing the schooling behavior of this species. Two models were developed to simulate shoal backscattering signals. Simulated results were then compared to experimental data and used as an interpretation tool to explain data variability. Both models provide interesting insights to reduce instrumental sources of variability. The features extraction methods and models developed in this research can be used to study others pelagic species presenting a schooling behavior or to study similar species from others ecosystems.*

KEY WORDS: acoustics, identification, fish school, pelagic, classification, fisheries, image analysis, spectral analysis.