

THESE

présentée à

L'UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
FACULTE DES SCIENCES DE BREST

pour l'obtention du grade de
Docteur ès Sciences

par

François GERLOTTO

**METHODOLOGIE D'OBSERVATION ET D'EVALUATION
PAR HYDROACOUSTIQUE
DES STOCKS TROPICAUX
DE POISSONS PELAGIQUES COTIERS:**

**IMPACT DU COMPORTEMENT ET DE LA
DISTRIBUTION SPATIALE**

soutenue le :

devant la Commission d'Examen composée de :

Président

Examinateurs

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION

CHAPITRE 1. INFLUENCE DU COMPORTEMENT DES POISSONS PELAGIQUES SUR LES RESULTATS DES EVALUATIONS ACOUSTIQUES EN MILIEU TROPICAL

INTRODUCTION	: 6
1. LES MOUVEMENTS DES POISSONS	: 9
1.1. Les déplacements	
1.1.1. Les migrations	: 9
1.1.2. Les déplacements verticaux à rythme nycthéméral	: 13
1.1.3. Les déplacements horizontaux à rythme nycthém.	: 13
1.2. les changements dynamiques de structure	: 14
1.2.1. Schéma des types de changement au Vénézuéla	: 15
A. Matériel et méthodes	: 15
B. Résultats	: 16
1.2.2. Impact du changement de structure sur les évaluations	: 17
A. Le comportement nycthéméral	: 17
B. La variabilité temporelle	: 19
a. analyse des données d'une série de couvertures du golfe de Cariaco	: 19
b. analyse des données d'une radiale répétée	: 22
1.3. Conclusion sur les mouvements des poissons	: 23
2. L'évitement	: 25

2.1. L'importance des stimuli	: 26
2.1.1. Rôle et impact du bruit	: 26
2.1.2. Impact de la lumière	: 27
2.1.3. Résumé	: 28
2.2. L'évitement des poissons tropicaux de jour	: 28
2.2.1. L'évitement latéral	: 28
A. Matériel et méthodes	: 29
B. Résultats	: 30
C. Discussion	: 31
2.2.2. L'évitement vertical	: 31
A. Matériel et méthodes	: 31
B. Résultats	: 32
2.2.3. Discussion	: 33
2.3. L'évitement des poissons tropicaux de nuit	: 34
2.3.1. L'évitement latéral	: 34
2.3.2. L'évitement vertical	: 35
A. Plongée liée au bruit	: 35
B. Plongée liée à l'éclairage	: 40
a. méthodologie	: 40
b. résultats	: 42
2.4. Conclusions sur l'évitement	: 45
3. LE COMPORTEMENT STATIQUE	: 47
3.1. La position angulaire des poissons	: 47
3.1.1. Révision bibliographique	: 47
3.1.2. L'inclinaison des poissons tropicaux de jour	: 48
3.1.3. L'inclinaison des poissons tropicaux de nuit	: 50
3.1.4. Conclusion	: 51
3.2. L'ombre acoustique	: 51
3.2.1. Révision bibliographique	: 52
3.2.2. L'ombre acoustique dans les bancs tropicaux	: 57

4. CONCLUSIONS SUR L'IMPACT DU COMPORTEMENT	: 62
---	------

**CHAPITRE 2. MISE AU POINT DE METHODOLOGIES D'ECHANTILLONNAGE
ET DE STRATIFICATION POUR L'EVALUATION ET L'IDENTIFICATION
DES DETECTIONS ACOUSTIQUES**

INTRODUCTION	: 65
1. LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET DE STRATIFICATION	: 68
1.1. Description des caractéristiques statistiques des données et des outils d'analyse	: 68
1.1.1. Caractéristiques statistiques usuelles des ESDU	: 69
A. Type de distribution	: 70
B. Autocorrélation	: 73
C. L'isotropie	: 78
D. L'homogénéité des ESDU	: 79
E. La stationnarité	: 79
F. La variabilité temporelle	: 80
1.1.2. Les méthodes statistiques usuelles	: 80
A. Méthode globale	: 83
B. Méthode des radiales	: 83
C. Méthode des blocs	: 84
D. Méthode des contours	: 85
E. Méthode des rectangles	: 87
F. Méthode géostatistique	: 88
G. Méthode des campagnes répétées	: 90
1.2. Mise au point d'une méthodologie d'échantillonnage et de stratification	: 92
1.2.1. la vitesse du navire	: 92
1.2.2. Choix de l'unité d'échantillonnage	: 93
1.2.3. Choix des périodes de prospection	: 94
1.2.4. Choix du type de prospection	: 96
1.2.5. Choix du type de traitement	: 96

2. L'IDENTIFICATION DES POPULATIONS	: 98
2.1. Les outils d'évaluation des proportions spécifiques	: 98
2.1.1. Les méthodes traditionnelles d'identification	: 99
A. Les pêches de contrôle	: 99
B. Les pêches commerciales	: 101
2.1.2. Les méthodes nouvelles	: 103
A. Les sondeurs à large bande	: 103
B. les analyses automatiques des échos	: 104
C. Les méthodes indirectes	: 105
2.1.3. Conclusion	: 106
2.2. Le concept de population acoustique	: 107
2.2.1. Principe	: 107
A. Caractéristiques biologiques	: 107
B. Caractéristiques éthologiques	: 107
C. Définition du concept de population acoustique	: 108
2.2.2. Matériel et méthodes	: 108
2.2.3. Validation	: 111
A. Caractéristiques du golfe du Venezuela	: 111
B. matériel et méthodes	: 111
C. Résultats	: 113
3. CONCLUSION DU CHAPITRE 2	: 118

CHAPITRE 3. EXEMPLE D'APPLICATION DE L'ACOUSTIQUE

A LA CONNAISSANCE D'UN STOCK:

***Sardinella aurita* AU VENEZUELA ORIENTAL**

INTRODUCTION	: 121
1. LE MILIEU	: 124
1.1. Le milieu physique	: 124

1.1.1. La géographie	: 124
1.1.2. L'hydrologie	: 125
1.2. Le milieu biologique	: 126
1.2.1. Observation de la production primaire	: 126
1.2.2. La diversité spécifique	: 127
1.2.3. Le stock de sardinelles	: 127
A. l'aire de ponte	: 128
B. les périodes de ponte	: 128
C. l'aire de distribution	: 128
1.3. La pêcherie	: 129
1.3.1. Description	: 129
1.3.2. Les statistiques de pêche	: 130
1.3.3. Les débarquements	: 132
2. L'APPLICATION DE L'ACOUSTIQUE	: 134
2.1. Evolution de la stratégie de prospection	: 134
2.1.1. Description générale	: 134
2.1.2. ECOMAR 1	: 136
A. Description de la campagne	: 136
B. Conclusions tirées d'ECOMAR 1	: 137
2.1.3. ECOMAR 3	: 137
A. Description de la campagne	: 137
B. Conclusions tirées d'ECOMAR 3	: 138
2.1.4. ECHOVEN 2	: 139
A. Description de la campagne	: 139
B. Conclusions tirées d'ECHOVEN 2	: 140
2.2. Résultats	: 141
2.2.1. La stratification	: 141
A. Les populations acoustiques lors d'ECHOVEN 2	: 141
B. Discussion	: 143
2.2.2. Les populations acoustiques lors d'ECOMAR 3	: 145
2.3. La précision des évaluations de biomasse	: 146

2.3.1. Les sources d'erreur	:	149
2.3.2. La variance des ESDU	:	149
2.3.3. les autres sources d'erreur	:	151
3. L'APPORT DE L'ACOUSTIQUE	:	153
3.1. Evaluation de la capture maximale équilibrée	:	153
3.1.1. Evaluation de la biomasse totale	:	153
3.1.2. Evaluation de la part capturable	:	154
3.2. Evaluation de la part disponible à la pêcherie	:	155
3.2.1. Les surfaces accessibles	:	155
3.2.2. les profondeurs accessibles	:	155
3.2.3. la variation de la disponibilité	:	156
4. CONCLUSION DU CHAPITRE 3	:	158

CONCLUSION GENERALE

absente !

BIBLIOGRAPHIE

INTRODUCTION

Le "différentiel de croissance" entre les populations et les ressources dans la plupart des pays tropicaux est certainement l'un des problèmes les plus aigus qu'ils aient à résoudre. Ceux qui arrivent, ne serait-ce qu'à l'auto-suffisance alimentaire, sont comptés sur les doigts de la main. L'exploitation des ressources dites "renouvelables", et en particulier des ressources marines, est donc une des grandes priorités de ces pays, lorsqu'ils ont la chance de disposer d'une façade maritime.

L'étude, le suivi et l'exploitation des stocks halieutiques y a donc vite pris une importance particulière dans les recherches scientifiques nationales, et par voie de conséquence dans celles de l'ORSTOM, qui coopère avec ces pays. Cette recherche a présenté deux voies. La première concernait l'étude des pêcheries et de la dynamique des populations des stocks exploités, historiquement la plus ancienne en halieutique dans notre Institut. Fondées sur les grandes synthèses des années 50 (Monod, Postel), les études entreprises dès le début des années 60 ont abouti à partir de la décennie suivante et dans le courant des années 80 à des analyses très complètes sur la plupart des grands stocks africains; elles ont formé la base d'une recherche qui se poursuit dans ce domaine avec un succès qui n'est pas à démontrer.

L'autre voie a consisté à évaluer les ressources potentielles. Elle s'est dédiée tout d'abord à explorer les zones peu ou pas pêchées afin d'en déterminer la productivité. Les premiers travaux de ce type ont été les grandes campagnes exploratoires le long de la côte ouest-africaine, telles celles menées lors du "Guinean Trawling Survey" en 1960, à partir de données de chalutage démersal. La moisson de résultats de ces recherches, bien que maintenant un peu perdue dans la mémoire scientifique, a souvent servi de base à des travaux plus récents qui ont permis d'augmenter de façon significative l'ampleur de la production animale.

Néanmoins ces recherches exploratoires ont été limitées par les capacités des matériels disponibles jusqu'à l'arrivée, au début des années 70, des méthodes acoustiques quantitatives, que l'on connaît souvent sous le nom (un peu limitatif) d'écho-intégration. Cette dernière technique, dont le principe de base est de nos jours suffisamment connu pour que nous n'ayons

pas à le présenter ici en détails, avait dès le départ comme objectif de fournir des informations non plus seulement descriptives et qualitative, mais aussi pondérales, des ressources et des stocks exploités ou non, présents dans une région donnée. On imagine tous les espoirs que cette méthode a suscité lors de son application dans la zone tropicale, et en particulier sur la côte d'Afrique où elle a été introduite par Marchal en 1972.

Après une phase normale de balbutiements, l'écho-intégration a pu fournir ses premiers résultats utilisables dès 1975, et des évaluations de la majeure partie de la côte ouest-africaine (Gabon, Congo, Ghana, Côte d'Ivoire, Guinée, Sénégal, Mauritanie) ont été réalisées par notre équipe, à laquelle nous avons été incorporé dès notre entrée à l'ORSTOM en 1973, ou par d'autres équipes, en particulier la FAO (campagnes de Guinée, des N/O Fiolent et Fridtjof Nansen, etc).

Malheureusement l'enthousiasme des débuts est vite retombé, comme bien souvent, et rapidement des doutes ont été émis par les chercheurs sur la capacité réelle de l'écho-intégration à fournir des évaluations utilisables: l'incertitude apparente des résultats apparaissait en effet telle qu'il devenait dans ces conditions illusoire d'espérer tirer des indices représentant vraiment les variations naturelles de densité. En effet si, paradoxalement, les évaluations de biomasse étaient toujours "réalistes", et en adéquation parfaite avec les résultats obtenus par ailleurs (données des pêcheries, évaluation de la productivité, etc), les calculs de précision qui ont été faits dans les années 70 et 80 ont souvent abouti à des incertitudes beaucoup trop importantes pour que les résultats puissent être considérés comme fiables.

Au même moment on découvrait toute la richesse de l'éventail d'informations que pouvait fournir l'acoustique, en plus des données de densité: informations sur les distributions géographiques, sur les relations entre stocks et écosystème (types de fonds, masses d'eau, bathymétrie), les migrations, les structures des populations, etc.. Il semblait donc que l'acoustique allait voir sa vocation évoluer de l'évaluation quantitative vers la description qualitative. La critique majeure consistait en effet à mettre surtout en doute les mesures "absolues" de biomasse.

Cette critique mène à plusieurs remarques. Tout d'abord elle n'est fondée sur aucune étude sérieuse sur la validité des données acoustiques elles même, et en général elle ne met pas en doute la réalité des résultats. Des travaux ont néanmoins été réalisés par la communauté internationale sur la validité physique de la méthode, que nous ne présenterons pas dans ce document. Ils ont démontré d'un point de vue statistique la linéarité des évaluations de densité par écho-intégration: l'incertitude sur les résultats ne pouvait pas venir des concepts physiques ayant abouti à la création de l'écho-intégration. La critique sur la validité des données s'est donc surtout portée sur leur signification statistique et sur les biais possibles dus à diverses raisons,

essentiellement biologiques et méthodologiques. En général les résultats d'une campagne ne sont pas mis en doute au niveau de la répartition des biomasses et de la cartographie. C'est d'ailleurs tout à fait surprenant car si ce résultat est considéré comme acceptable on voit mal pourquoi la simple transformation de ces données en biomasses par un coefficient relativement simple à calculer serait génératrice de biais tels qu'on ne puisse en considérer les résultats. Ici aussi, nous n'avons pas trouvé dans la littérature de critique s'appuyant sur des résultats analysés.

Néanmoins le problème de la validité et de la précision des données acoustiques utilisées en écho-intégration était posé et il devenait indispensable de l'étudier de façon un peu sérieuse, ne serait-ce que pour fournir, aux utilisateurs potentiels des résultats, une indication de l'ordre de grandeur des biomasses calculées. C'est ce travail, de longue haleine, que nous présentons ici.

Nous nous sommes attaché à étudier, de façon aussi exhaustive que possible, les trois points suivants:

- Les biais liés au comportement des poissons.

L'acoustique recueillant directement *in situ* des informations sur les populations de poissons, leur comportement a évidemment une influence sur les résultats. Par exemple, la fuite d'un banc de poisson devant la route du navire de prospection, si elle est importante, peut ne pas laisser apparaître ce banc sur les enregistrements acoustiques. On imagine immédiatement les répercussions que de telles réactions peuvent avoir sur les résultats. Le comportement des poissons tropicaux devant un navire de prospection et son impact sur les données acoustiques devait être étudié soigneusement et en priorité: ce sont les résultats de nos expériences sur ce point que nous présenterons dans notre premier chapitre.

- Les erreurs dues à la distribution spatiale et à l'identification des populations.

Si les échos représentent bien les poissons qui se trouvent dans une région prospectée, il faut dans une deuxième étape définir la validité statistique des données recueillies au cours des campagnes. Ce point réclame deux opérations: d'abord, étudier les caractéristiques statistiques de nos données et par voie de conséquence les méthodes utilisées et/ou utilisables pour les estimations de la précision des résultats. Ensuite définir, en fonction des caractéristiques des données acoustiques, des stratégies de collecte qui satisfassent aux exigences statistiques, et concevoir si nécessaire des méthodes adaptées aux types de distribution spatiale des concentrations. Cette analyse et la présentation de nos méthodologies et stratégies de campagnes sont rassemblées dans notre second chapitre. Les méthodes d'identification y seront également discutées et étudiées.

- L'application aux stocks tropicaux.

Enfin nous avons jugé indispensable de présenter une application de l'acoustique à l'évaluation des stocks tropicaux afin de permettre de juger de son applicabilité, du réalisme de nos solutions, et pour montrer quels étaient les apports de cette discipline aux études halieutiques. En effet les écosystèmes sur lesquels nous travaillons sont en général beaucoup plus complexes que ceux qui ont servi de modèles aux méthodes acoustiques (morue, capelin, hareng des mers nordiques). Il fallait donc impérativement vérifier si les méthodes acoustiques pouvaient aussi s'appliquer en région tropicale, et s'adapter à des milieux à forte biodiversité et très sensibles aux variations climatiques. Dans ce but, nous présentons dans un troisième et dernier chapitre des résultats et considérations tirées d'un programme de recherche sur une population de sardinelles (*Sardinella aurita*) au Vénézuéla oriental, stock sur lequel nous avons réalisé la plus grande partie de notre travail.

CHAPITRE 1.

INFLUENCE DU COMPORTEMENT DES POISSONS PELAGIQUES SUR LES RESULTATS DES EVALUATIONS ACOUSTIQUES EN MILIEU TROPICAL

INTRODUCTION

L'halieutique, dont l'évolution en quelques décennies a abouti aux remarquables résultats que l'on sait en matière de dynamique des populations exploitées, s'est fondée dès le départ sur l'observation et l'analyse des captures des pêcheurs. C'était évidemment la seule façon rationnelle d'agir, car l'échantillon de la population pêchée par la flottille professionnelle est indispensable à l'étude de l'exploitation. Les prises professionnelles ont en outre l'immense avantage d'être très nombreuses et peu coûteuses au scientifique eu égard au nombre considérable d'informations qu'elles apportent (Le Guen, 1971).

A cette source s'en ajoute une autre, depuis le début de l'halieutique, dont les caractéristiques matérielles sont peu différentes. Il s'agit des pêches dites "scientifiques", effectuées généralement avec les mêmes outils que les pêcheurs professionnels. Elles fournissent le même type de résultat, à cette différence près qu'ici le chercheur maîtrise le lieu, la date, la durée de pêche et le type d'engin.

Mais d'où qu'elles viennent, toutes ces données sont recueillies à partir de poissons pêchés, donc morts. On s'est par conséquent logiquement orienté vers des études dans lesquelles les paramètres strictement liés aux composantes "instantanées" de la vie du poisson, rassemblées habituellement sous la rubrique "comportement", n'étaient pas pris en compte. Car si les caractéristiques biologiques générales, telles que la croissance, la fécondité ou l'alimentation, peuvent se mesurer sur des animaux morts (à condition bien sûr qu'ils soient dans un état de conservation raisonnable), il est évident que la tendance que pourra avoir un poisson à être effrayé par un chalut, ou à se tenir habituellement en position horizontale, ne sont inscrites nulle part dans son anatomie.

Les recherches en halieutique se sont donc développées à partir de l'hypothèse implicite de base suivante: les poissons sont des individus parfaitement interchangeables dont les réactions, aussi bien spontanées qu'induites par une forme d'exploitation quelconque, restent immuables et universelles pour une espèce donnée. Dans ces conditions, les caractéristiques comportementales, considérées comme un "bruit blanc", n'ont pas d'incidence sur les changements observables dans les captures. Ceux-ci sont exclusivement dus à l'exploitation ou aux conditions du milieu.

Celà aboutit à un axiome: toute variation dans les rendements qui ne peut être expliquée par des variations du milieu ou du mode de pêche est la traduction d'une variation de l'abondance, qu'elle décrit.

L'acoustique appliquée à l'halieutique, émanation de la discipline précédente, a bien sûr tout d'abord repris à son compte les préceptes de son aînée. Cependant est très vite apparue la différence fondamentale entre ces approches: les données d'observation et d'évaluation acoustiques se recueillent

sur des animaux vivants dans leur milieu naturel. Leurs réactions face à un observateur prennent donc une importance considérable, et surtout immédiatement perceptibles à l'observateur le moins doué. Quand un banc de poissons est repéré à la surface de l'eau, que la route du bateau passe exactement à sa verticale, et que le sondeur vertical n'enregistre qu'une colonne d'eau vide au dessus du fond, il n'est pas besoin d'être grand clerc pour envisager l'hypothèse que les poissons ont évité le navire.

L'acoustique halieutique peut donc moins qu'aucune autre méthode faire l'économie d'une recherche sur l'influence que le comportement des poissons peut avoir sur la qualité et la validité de nos données.

QUEL COMPORTEMENT ?

Le domaine que nous devons étudier ne couvre évidemment pas l'ensemble des réactions éthologiques des poissons, et il convient avant tout de le délimiter avec précision. En effet le comportement ne nous intéresse que dans la mesure où il provoque des biais dans les résultats des prospections, donc dans l'abondance apparente des poissons.

Auparavant, sans rentrer dans des détails sur les méthodes qui sont exposées dans de très nombreux ouvrages (Forbes et Nakken, 1972; Burczynski, 1982; Johannesson et Mitson, 1982, etc..), il faut rappeler quelques points de la méthodologie d'évaluation acoustique qui permettront de définir les cas où le comportement du poisson influe sur les résultats des observations.

La prospection s'effectue généralement à bord d'un navire océanographique, au moyen d'un sondeur vertical qui émet à intervalles réguliers le long d'un trajet, ou radiale, des impulsions ultrasonores de courte durée et, entre ces émissions, reçoit les échos des poissons qui sont alors analysés. Les caractéristiques acoustiques de l'écho renvoyé par un poisson, et en particulier l'énergie réfléchie verticalement vers le sondeur, dépendent de caractéristiques intrinsèques de la cible (dimensions, consistance des tissus, volume et forme de la vessie natatoire, état physiologique). L'angle que prend le poisson par rapport au faisceau acoustique joue lui aussi un rôle essentiel (Foote, 1984). Enfin la représentativité des résultats dépend évidemment du choix de la zone prospectée et du type d'agrégation des animaux.

Nous pouvons maintenant extraire des caractéristiques générales du comportement des poissons celles qui peuvent avoir une influence sur le type d'écho reçu.

Il apparaît tout d'abord que seules entrent dans le comportement tel qu'il nous intéresse les composantes perçues par un navire de recherches. Comme on ne peut concevoir, en l'état actuel des

méthodes de prospection, d'autres observations de routine que celles réalisées à partir d'un navire (point d'observation perturbateur), certains aspects du comportement "spontané", ou naturel, n'apparaîtront jamais dans nos résultats. Par conséquent leur connaissance, pour intéressante qu'elle soit en termes d'éthologie et de compréhension du fonctionnement des populations, sort du cadre de cette étude. Les seules composantes de ce type de comportement qui aient une influence sur nos données sont celles liées au déplacement des populations, à petite et grande échelle. Nous étudierons donc l'impact de ces déplacements sur les résultats des campagnes.

Une deuxième série de points fondamentaux du comportement concerne l'évitement des poissons devant notre navire de recherches. Cet évitement peut être horizontal: il s'agit de la fuite avant le passage du navire, qui provoque toujours une sous-estimation de la biomasse. Il peut être aussi vertical et sensible dans le faisceau acoustique. Dans ce cas, si les évaluations ne sont pas biaisées en nombre, elles peuvent l'être en biomasse, en fonction de l'énergie rétrodiffusée par la cible.

Enfin un troisième domaine est évidemment d'une importance extrême: il s'agit du comportement "kinesthésique", c'est à dire celui qui concerne la géométrie spatiale des distributions des poissons, aussi bien isolés qu'en groupes, qui a pour résultats de changer la valeur de l'écho reçu par le sondeur. Ce domaine, pour ce qui nous intéresse, concerne deux points: la position des poissons rencontrés par rapport aux axes horizontal et vertical, et la structure des bancs et concentrations. Puisqu'elles ne sont perçues qu'à l'instant du passage du sondeur, ces positions des poissons ne nous importent que dans leur forme "perturbée".

Nous avons donc défini trois thèmes: mouvements spontanés, évitement et comportement spatial. Ce sont eux que nous étudierons successivement ici. Nous chercherons dans ce chapitre à définir si ces comportements induisent des biais, et de quelles dimensions. Par la suite (chapitre 2), nous proposerons des méthodes permettant de réduire ces biais dans les milieux sur lesquels nous travaillons.

1. LES MOUVEMENTS DES POISSONS

Le comportement dynamique naturel des poissons a un impact sur les observations acoustiques dans deux cas:

- par leurs déplacements, que ce soit à l'occasion de migrations de grande amplitudes ou lors de mouvements plus modestes, tels les rythmes nycthéméraux de position dans la masse d'eau. Dans certains cas il peut s'agir aussi de mouvements "instantanés", dont l'impact sur les mesures est à évaluer.
- par des changements de structure des groupes, comme par exemple le passage d'une structure en banc à une forme dispersée de distribution.

1.1. LES DEPLACEMENTS

1.1.1. Les Migrations.

La biomasse réelle B est fonction de la densité D et de l'aire de distribution A de l'espèce:

$$B = D \times A$$

Nous ne disposons bien sûr que d'estimations de D et A obtenues à partir d'un échantillonnage, et nous devons supposer que $D_A = D_S A_S$ (où D_S et A_S sont la densité et l'aire estimées). Deux sources de biais peuvent donc apparaître: sur l'estimation de la surface occupée par une population, et sur la densité moyenne estimée de cette population.

- biais sur l'estimation de A : si A_S est inférieure à A, une sous-estimation apparaît. Ce type de biais ne peut être évité que par une bonne connaissance préalable du stock (Vilhjalmsson, 1987; Vilhjalmsson et al, 1983), ou par une prospection débordant largement A.
- biais sur l'estimation de D : l'estimateur de densité D_S obtenu sur la population observée doit être égal à D. Ceci peut être faux si l'histogramme des densités n'est pas représenté correctement par l'échantillon. Ici aussi seule une bonne connaissance de la biologie de la population peut permettre de conclure sur ce point.

Une autre source de biais peut se rencontrer lorsque la vitesse de migration est du même ordre de grandeur ou supérieure à la vitesse de prospection. Ceci est tout particulièrement sensible si la

prospection s'effectue en plusieurs étapes séparées par des interruptions de durée importante et surtout lorsqu'on effectue un retour sur les zones les plus denses dans une perspective d'allocation proportionnelle de l'effort d'échantillonnage.

Il faut donc tenir compte de ces risques, au niveau de la stratégie générale de campagne et du plan précis de prospection. Nous présentons ici deux exemples très différents de prise en compte de ces risques.

Stratégie "arctique"

Les équipes islandaises qui étudient le capelan (*Mallotus villosus*) se sont tout particulièrement attaché à prendre en compte les phénomènes migratoires chez cette espèce. Elle présente en effet des caractéristiques extrêmes de ce point de vue (Vilhjalmsson et al, 1983; Vilhjalmsson, 1987): grande mobilité, distribution en structures très différentes suivant les époques, extension très variable, changements importants du schéma de migration d'une année à l'autre. Ces conditions particulières ont imposé aux chercheurs islandais de concevoir des plans de prospection qui en tiennent compte, au détriment parfois de possibilités d'analyse statistique facile avec les outils communément employés. Fondamentalement, leur stratégie de prospection est la suivante:

- abandon de toute idée d'échantillonnage aléatoire;
- ajustement des espaces inter-radiales en fonction de l'état de concentration du stock;
- déplacement de la zone couverte en fonction de la répartition observée des capelans (aide de la pêcherie);
- séparation des prospections en deux groupes indépendants suivant les saisons: série d'été et série d'hiver;
- les campagnes d'évaluation proprement dites suivent des pré-campagnes rapides permettant de délimiter l'aire à couvrir. Celle-ci est prospectée lorsque les capelans se stabilisent dans leur situation d'été ou d'hiver;
- ces contraintes imposent des variations d'une campagne à l'autre des types de prospection (sans parler des limitations géographiques de prospection dues à l'extension des glaces). Des essais de répétition des campagnes dans les périodes "stabilisées" sont réalisés, ce qui constitue le seul moyen de vérifier le bien-fondé des décisions prises. Ceci ne libère pas les résultats de biais répétés, mais permet, avec la comparaison des résultats des années antérieures et des données de pêche, d'éviter les erreurs par trop manifestes.

A partir de ces aménagements, les chercheurs islandais ont pu démontrer que les résultats des évaluations acoustiques étaient en accord avec les observations autres, en particulier les résultats tirés des données de pêche. Si l'on sait que le capelan est une espèce à durée de vie très brève (3 ans), on voit

l'intérêt que présentent de tels aménagements aux méthodes acoustiques, puisqu'ils permettent d'utiliser cette méthode pour établir chaque année des quotas de pêche.

stratégie "tropicale"

Un deuxième exemple peut être tiré de nos travaux, dans des milieux et sur des stocks différents. D'autres stratégies y ont été mises au point. Nous présentons ici le cas du stock de sardinelles (*Sardinella aurita* et *S. maderensis*) de la côte ouest-africaine, dont les migrations s'étendent de la Guinée au Sahara occidental. Marchal et Boely (1977), Gerlotto *et al* (1982), ont montré comment les migrations de grande amplitude de ces sardinelles (Boely *et al*, 1982) ont pu être observées dans les résultats de campagnes acoustiques, et les contraintes de prospection que ces migrations imposent. Dans ce cas, ces contraintes sont moins sévères que dans celui du capelan, car le schéma migratoire est beaucoup plus stable, et les poissons ne présentent pas de différences marquées de type de distribution; en outre la topographie "en couloir" du plateau continental impose que tous les poissons suivent le même itinéraire. Les modifications du schéma de prospection se limitent à deux points:

- l'analyse des campagnes se fait pour deux situations régulières, représentant en moyenne les périodes où les stocks atteignent les extrémités sud (avril-mai) et nord (septembre-octobre);

- la distribution des densités, de type contagieux, impose en général de revenir sur les zones denses pour améliorer la précision de l'analyse. C'est le principe classique de l'allocation proportionnelle de l'effort d'échantillonnage. Ce schéma de prospection stratifié présente un risque que nous avons décrit: si les populations se sont déplacées entre les deux phases de l'échantillonnage, un biais apparaît. Pour mesurer ce phénomène, nous avons mis au point une méthode simple, en deux étapes. La première consiste à définir des strates régulières (des rectangles géographiques par exemple). Puis, dans la suivante, nous calculons un coefficient de corrélation de rang pour les densités mesurées dans les strates qui auront été échantillonnées à la fois lors de la prospection générale puis au cours de la prospection des strates denses. Si ces rangs sont inchangés, il n'y aura pas eu migration, ou tout au moins pas de déplacement tel que les répartitions soient significativement différentes d'une couverture à l'autre. Dans le cas contraire il faudra considérer les deux couvertures comme non superposables et les traiter séparément.

Nous avons testé la méthode proposée sur une simulation pour laquelle nous mis à profit les travaux déjà effectués et les connaissances biologiques acquises sur un stock tropical migrateur de *Sardinella aurita* (fig. 1 et 2). Nous avons pris comme base une situation typique de fin de saison froide. Peu après ce moment, les poissons remontent vers le nord en deux groupes, l'un côtier, formé de juvéniles, à migration de faible amplitude, et l'autre au large, formé de grands individus, à migrations rapides. Nous avons donc simulé une distribution de la même biomasse, telle qu'elle aurait pu apparaître

quinze jours après la campagne. La méthode de simulation est reprise de Gerlotto et Stéquert (1983). Trois prospections ont été effectuées sur les distributions simulées:

- prospection P1, sur la distribution au temps zéro. Elle est formée de 14 radiales E-W espacées de 10 milles. A partir de là 31 rectangles de 10x20 milles ont été dessinés (fig. 3).

- prospection P2, identique, mais sur la deuxième distribution (temps $t+15$ jours).

- prospection P3, sur la distribution 2, en parcourant une route en zig-zag dans les 20 rectangles que la prospection P1 avait montré comme étant alors les plus denses.

les prospections P1 et P3 représentent donc ce qui se serait passé si l'on avait effectué une prospection générale, puis décidé 15 jours plus tard d'affiner l'évaluation dans les zones denses, en oubliant que la population pouvait se déplacer entretemps.

Des densités moyennes sont calculées pour chacun des 20 rectangles échantillonnés lors des trois prospections, et un coefficient de rang de Kendall est calculé pour les couples de valeurs P1-P2, P2-P3, P1-P3 (tableau 1)

Ce calcul montre que l'on a une corrélation significative entre P2 et P3, ce qui est logique puisqu'il s'agit de la même distribution, mais ni entre P1 et P2, ni entre P1 et P3. Dans ces conditions un double échantillonnage du type P1 et P3 sur une zone introduirait dans les résultats un biais important s'il était analysé en une seule fois.

	P1 (temps t_0)	P2 (temps t_0+15)	P3 (temps t_0+15)
P1	1	0.4105	0.3684
P2		1	0.7503
P3			1

Tableau 1 : Matrice de corrélations de rang de Kendall pour les 20 couples obtenus par les 3 prospections

Les migrations des poissons peuvent donc présenter un handicap aux évaluations acoustiques, car elles exigent de l'observateur une bonne connaissance préalable du schéma migratoire et imposent des méthodes de prospection qui ne sont pas toujours compatibles avec l'application des test statistiques

de précision couramment utilisés. En contrepartie un stock migrateur, parce qu'il présente en général deux images très différentes (fig. 1 et 2), fournit beaucoup plus d'informations au biologiste par l'intermédiaire de campagnes acoustiques qu'une population stable. Il permet par exemple de séparer les biomasses des différentes espèces (ce qui est tout particulièrement important dans les régions tropicales), et d'appréhender la totalité d'une population rassemblée sur une zone réduite.

En conclusion il apparaît que le comportement migratoire des poissons, dans le cas d'évaluations quantitatives, impose:

- une parfaite connaissance préalable du schéma migratoire;
- une adaptation des méthodes de prospection à ce schéma;

Une fois ceci acquis, une stratégie appropriée conduite avec prudence permet d'éviter les problèmes liés au comportement migratoire. On peut assez facilement éliminer tout risque de biais sur l'évaluation.

1.1.2. Les déplacements verticaux à rythme nycthéméral

Les travaux présentant ce type de mouvement sont innombrables, car il s'agit d'un comportement quasi universel des poissons pélagiques, qui se situent dans une tranche d'eau différente suivant la période du nycthémère. Ce point serait critique si les techniques d'échantillonnage étaient différentes suivant la profondeur. En général les caractéristiques des équipements et des méthodes modernes permettent de considérer l'échantillonnage comme constant sur la plus grande partie de la couche d'eau. Il faut cependant tenir compte de ces déplacements dans les cas extrêmes où le poisson se réfugie dans les zones aveugles de la surface ou du fond (zones hors d'atteinte des ondes ultra-sonores). Ces zones sont généralement réduites, et souvent une simple correction tenant compte du volume non échantillonné est suffisante (Levenez *et al.*, 1991; Bazigos, 1974). Ce comportement peut avoir une autre conséquence, qui est le changement de la valeur de l'intensité de réflexion des poissons (ou TS, de l'anglais "Target Strength") entre le jour et la nuit en fonction de la pression sur la vessie natatoire: voir la révision bibliographique et les travaux présentés par Ona, 1987, et Olsen, 1987).

1.1.3. Les déplacements horizontaux à rythme nycthéméral.

Il convient enfin de signaler les mouvements quotidiens de déplacements des poissons d'une zone à l'autre, en particulier entre le large et les régions côtières, qui là aussi peuvent avoir des conséquences importantes sur les observations acoustiques (Traynor *et al.*, 1987; Gerlotto et Petitgas, 1990):

- par la non-disponibilité de tout ou partie du stock pendant une partie de la journée;

- par des risques d'erreur dans les évaluations si une même part de la population est comptée deux fois (ou zéro fois) dans deux secteurs différents.

On retrouve ici les mêmes observations que pour le cas des migrations de grande amplitude: nécessité d'une bonne connaissance de la biologie, rôle de l'observateur, adaptation des schémas de prospection et des méthodes d'analyse, etc...

L'influence de ces rythmes en termes de changements de structure sera traité dans le paragraphe ci-dessous.

1.2. LES CHANGEMENTS DYNAMIQUES DE STRUCTURE

La description la plus claire de ces changements se trouve probablement dans Azzali *et al.* (1985), qui montrent, à partir d'une série de campagnes réalisées en Mer Adriatique, les types de structures que peut présenter une population de sardines, à savoir:

- poisson dispersé;
- poisson en bancs;
- poisson en "accumulation", ou agrégation.

Pour chacun de ces types de distribution, les auteurs distinguent en outre les structures localisées (limitée à un mille dans leur étude), et étendues (plus de 1 mille).

Ces différents types de distribution seraient à lier à des états physiologiques et éthologiques particuliers: d'après ces auteurs, l'état de dispersion correspond à un état passif, les autres à des états actifs dus à des stimuli différents. Il y a généralement coincidence entre changement d'état (passif-actif) et changement d'éclairage (nuit-jour). Les auteurs appliquent ensuite un modèle "des catastrophes" sur les vecteurs de comportement et d'éclairage par lequel ils tentent d'expliquer les différences observées de durée de changement de structure, presque immédiat pour le passage à l'état dispersé, plus long dans l'autre sens. Ils se sont limités à l'aspect purement descriptif et qualitatif de leur démonstration, mais celle-ci a déjà le mérite de proposer une classification des types de structures rencontrées et de mettre l'accent sur ce qui est ici le point essentiel de nos préoccupations. Les auteurs concluent en effet que ces changements obligent à étudier séparément les diverses phases de la journée: il est impossible par exemple de donner la même signification à des bancs observés le jour et la nuit dans une même zone au cours de la même campagne.

Ces changements de structure présentent plusieurs conséquences, dont certaines considérables. Pour les évaluer autant que possible, nous avons réalisé plusieurs séries d'expériences : il nous a fallu tout d'abord vérifier la réalité de ces changements de structures dans nos régions, puis mesurer leur importance sur les résultats de campagnes. Ce sont ces expériences que nous présentons ici.

1.2.1. Schéma général des types et changements de structures au Vénézuéla

Une population de sardinelles (*S. aurita*) a été observée durant 24 heures dans le Golfe de Cariaco (fig. 5) par Fréon *et al.* (1989), en suivant approximativement le même protocole que celui établi par Buerkle (1986) sur un banc de harengs en Nouvelle Ecosse. Les buts de cette expérience étaient de:

- tenter d'extraire des observations les critères objectifs permettant une classification des échos en différentes catégories (bancs, concentrations, couches, poissons dispersés);
- suivre l'évolution nyctémérale des types de distribution, en termes de mode d'agrégation;
- obtenir des informations permettant de définir les éventuels biais que ceci peut introduire dans les évaluations acoustiques.

A. Matériel et méthodes

Le golfe de Cariaco est particulièrement bien adapté aux études de type méthodologiques sur les petits pélagiques. Ses dimensions sont suffisamment réduites pour qu'on puisse le prospecter de façon détaillée en 24 heures. L'aire est semi fermée, ce qui permet d'éliminer les problèmes liés aux migrations pour des périodes courtes. les densités sont élevées (évaluées à plus de cent mille tonnes pour une surface de 600 km²) et la profondeur importante (moyenne 40m, profondeur maximum 90m). Enfin, populations pélagiques et démersales peuvent se distinguer aisément.

Une couverture préliminaire du golfe réalisée la veille de l'expérimentation (26-27 novembre 1988) a permis de repérer la zone de concentration la plus importante. L'expérience a consisté alors à parcourir un rectangle de 1.5x3.5 milles de côtés centré sur la partie la plus dense de cette concentration, et à la suivre dans ses déplacements sur 24 heures (fig. 6). La prospection s'est effectuée à bord du N/O La Salle, à la vitesse de 6.5 noeuds, en utilisant un sondeur scientifique SIMRAD EY-M couplé à un écho-intégrateur AGENOR. Les données acoustiques étaient parallèlement enregistrées sur support magnétique numérique (DAT). Le transducteur était fixé sur le côté de la coque. Les données acoustiques (ESDU, de l'anglais Elementary Sampling Distance Units) ont été recueillies par périodes de 3 mn et par tranches de 10 m. Durant cette expérimentation nous n'avons pas réalisé de pêche de contrôle, afin de ne pas interrompre la série de prospection, mais nous avons vu par la suite que les poissons observés étaient pour l'essentiel des petites sardinelles (12 cm de longueur à la fourche), et les

échos près du fond étaient le fait de poissons-chats (*Bagre marinus*) de 15 à 20 cm de LF. La détection a été classée en six groupes d'après les types d'échogrammes: poissons pélagiques dispersés, poissons démersaux dispersés, couches pélagiques, petits bancs pélagiques clairement individualisés, grande concentration à limites floues, plancton. La plupart du temps, on ne trouve qu'un type de détection par strate (rappelons qu'une strate est dans ce cas une tranche d'eau de 10 m de hauteur et de longueur correspondant au trajet parcouru en 3 minutes à 6.5 noeuds). Dans les deux seuls cas où deux types de détection se sont trouvées dans une même strate, la densité a été arbitrairement allouée pour moitié à chaque type.

B. Résultats

- Classification des échogrammes. Nous avons utilisé la méthode des densités par échantillons positifs (DEP) proposée par Marchal (1988), qui fournit un bon index de dispersion des cibles. Nous avons donc calculé les DEP pour les trois groupes de poissons pélagiques. Les caractéristiques de leurs distributions (en valeurs arithmétiques et logarithmiques) sont données dans le tableau 2.

Les moyennes, tant en valeurs arithmétiques qu'après transformation logarithmique, sont significativement différentes pour les trois groupes pélagiques. Néanmoins, les distributions montrent des recouvrements importants, en particulier pour les bancs et concentrations, ce qui suggère que ces deux structures sont relativement proches, voire interchangeables, et qu'elles présentent en tout cas des densités comparables.

Tableau 2. distributions des DEP pour les poissons dispersés, en bancs et en concentrations

DEP pour:	dispersés	concentrations	bancs
dim. échantillon	743	194	141
moyenne	1.202	5.26	9.52
minimum	0.056	1.00	1.00
maximum	72.27	41.21	59.08
log DEP			
dim. échantillon	743	194	141
moyenne	-0.835	1.28	1.57
dév. standard	1.198	0.84	1.12
minimum	-2.878	0.008	0.01
maximum	4.28	3.719	4.08

Un autre point intéressant qui est apparu dans cette expérience est la distribution spatiale des types de regroupements (fig. 7). Bancs, poissons dispersés et concentrations font partie d'une "macro-structure" dont le centre est formé d'une concentration, la périphérie proche de bancs individualisés et les alentours de poissons dispersés. Une telle structure présente un intérêt évident en acoustique: lorsqu'on rencontre des poissons dispersés et des bancs pélagiques, il peut être indispensable de

rechercher la concentration "noyau", qui représente l'essentiel de la biomasse. Autrement dit, les bancs du type de ceux rencontrés dans cette campagnes seraient des indicateurs de concentrations. Il suffirait alors de définir comme espace maximum inter-radiales le diamètre de la structure composée pour être assuré de ne passer à côté d'aucune concentration importante. Dans cet exemple, le diamètre de la macrostructure est d'environ 8 ESDU. Il correspond à approximativement trois milles, ce qui -soit dit en passant- représente à peu près l'espace inter-radiales qui a été choisi pour le Golfe de Cariaco dans nos prospections.

Il convient de noter enfin deux autres observations:

- tout d'abord les densités moyennes par unité de surface ne sont pas restées stables dans le temps (fig. 8). Des recompositions dans les distributions ont eu lieu au cours de la journée. Les résultats de cette prospection ne permettent pas de déterminer la cause de ces variations de densité, qui peuvent être aussi bien dues à des déplacements du centre de la macro-structure par rapport au rectangle prospecté qu'à de réels changements de densité des regroupements de poissons.

- nous n'avons pas observé dans cette série de sondages le cycle habituel tel qu'il a été décrit par Azzali (1985): les bancs et concentrations ne se sont pas défaits à la tombée de la nuit. Ceci nous indique que les phénomènes les plus réguliers peuvent être sujets à variabilité en ce qui concerne les populations pélagiques, pour des raisons que la somme de nos observations ne permet pas de définir (transformations des cycles pour des raisons biologiques, éthologiques, environnementales, etc...). D'autres prospections dans la même région, que nous présenterons ultérieurement, nous ont montré que ce cycle "classique" est cependant le plus courant.

1.2.2. Impact du changement de structure sur les évaluations

A. Le comportement nycthéméral

Les poissons ont des rythmes circadiens marqués, qui ne se traduisent pas uniquement par des déplacements, comme nous l'avons vu précédemment, mais aussi par des changements de structure. Ces rythmes ont des conséquences dans tous les domaines : pêche, prospections, mesures de TS, etc.. En écho-prospection cela se traduit généralement par des évaluations très différentes selon que la prospection s'effectue de jour ou de nuit. Les biomasses calculées sont en effet souvent plus faibles de jour que de nuit dans les zones tropicales. Ces différences peuvent être la synthèse de plusieurs phénomènes, aux conséquences d'ailleurs contradictoires:

-inclinaison moyenne du poisson moins marquée de jour (individus horizontaux) que de nuit (inclinaison dans toutes les directions). Ce comportement pourrait aboutir à un écho individuel moyen plus faible la

nuit que le jour où les poissons sont en position de TS maximale (Buerkle, 1983). Néanmoins cette observation a trait à des poissons non perturbés par un navire de recherche, ce qui n'est pas le cas de ceux que l'on observe sous le sondeur, ce que nous verrons plus loin que cette hypothèse semble difficile à retenir.

- concentration en bancs : les poissons sont dispersés la nuit et se concentrent en bancs le jour. Ces bancs ont souvent un comportement d'évitement qui se traduit de deux façons: évitement latéral (Diner et Massé, 1987; Goncharov *et al*, 1989; Misund, 1987; etc..), où le banc n'apparaît pas dans les sondages, et évitement vertical (Olsen *et al*, 1983; Gerlotto et Fréon, 1988). Dans ce dernier cas, le poisson augmente son inclinaison en plongeant et par conséquent sa TS moyenne diminue. A cela s'ajoute qu'un phénomène d'ombre acoustique (Röttingen, 1976) peut avoir lieu dans les bancs très denses, où les parties profondes du banc sont "cachées" par les couches superficielles (Olsen, 1987).

- occupation des zones aveugles. De jour certaines espèces se réfugient au fond ou contre la surface, ou dans des zones inaccessibles, et sont alors hors de la portée du sondeur.

- enfin nous avons présenté récemment une autre hypothèse (Anonyme, 1992), selon laquelle le **type de distribution** de jour, en bancs et concentrations très denses sur de petites surfaces, aboutit à une augmentation de l'assymétrie de l'histogramme des données de densité. Un tel changement de forme de l'histogramme aboutit alors à une sous-estimation des données les plus fortes, car la probabilité de les rencontrer devient très faible. Ceci aboutit à une sous-estimation de la densité moyenne de jour. Si l'échantillonnage n'est pas biaisé, une très forte sur-estimation de la biomasse peut avoir lieu quand, lors d'une campagne, on rencontre une de ces valeurs rares).

Nous avons trié sur la campagne ECHOVEN 2 (Vénézuéla oriental, 1986) les densités des ESDU en fonction de l'heure. Les variations globales sont nettes (fig. 9). Si l'on observe ces variations par secteurs géographiques plus réduits, le phénomène montre une variabilité importante (fig. 10). Enfin la relation entre les densités moyennes de jour et de nuit, même si elle existe dans le cadre d'une campagne (pour 27 couples, coefficient de régression de 0.523) peut difficilement être considérée comme très nette. En outre elle varie suivant les lieux, c'est à dire suivant la prédominance d'une cause ou d'une autre (fig. 11).

On augmente donc de façon très importante l'erreur, voire les biais sur les évaluations, en se contentant pour l'analyse d'un stock, des densités obtenues par une prospection continue où les valeurs de jour sont pourvues d'un facteur de correction sensé les rendre comparables à celles de nuit. Il est essentiel alors d'effectuer lors de chaque campagne deux couvertures complètes de la région à étudier, l'une de nuit, et l'autre de jour.

Nous avons recensé trois méthodes permettant d'effectuer une double couverture avec un seul bateau:

- réaliser une couverture de nuit avec d'autres activités de jour (pêche, hydrologie, etc) et vice-versa;
- effectuer chaque 24 heures la double couverture d'une portion de la zone à étudier (fig. 12a);
- réaliser deux couvertures complètes successives, avec décalage des heures de prospection, de telle façon que les parties couvertes de jour lors de la prospection aller le soient de nuit lors du retour, et réciproquement (fig. 12b)

C'est cette troisième méthode que nous avons choisie, comme étant la plus économique en trajet et donc en temps de prospection. En contrepartie, il est vrai que cette méthode présente un inconvénient. En effet elle décale les couvertures des différentes portions de campagne de façon non constante d'un point à l'autre, si la deuxième prospection se fait en sens inverse de la première (méthode la plus économique en temps de mer). Dans des conditions différentes des nôtres, le choix peut être différent. Cette méthode présente pourtant un autre avantage, présenté par Mac Lennan et Simmonds (1991) dans le cas de migrations du stock. En effet un parcours réalisé successivement dans le sens de migration puis en sens contraire (parcours "entrelacé") peut permettre de minimiser le biais induit par cette migration. Ces auteurs calculent par exemple que l'erreur sur l'estimation de biomasse, qui peut atteindre 25 %, serait ainsi réduit à moins de 2 %.

B. La Variabilité temporelle.

Nous entendons ici par variabilité temporelle le fait que les poissons étant des animaux mobiles, il est absolument impossible de retrouver deux fois de suite exactement la même distribution, et ceci quel que soit l'intervalle de temps entre les deux observations.

Ce point a nécessité des expérimentations particulières, que nous décrivons ici

a). Analyse des données d'une série de couvertures du Golfe de Cariaco.

Le Golfe de Cariaco est un biotope extrêmement intéressant pour des études méthodologiques, nous l'avons déjà décrit en détail plus haut. Lors des premières campagnes de prospection générale du Vénézuéla Oriental, nous y avons réalisé des prospections fines et répétées afin de mesurer l'importance des variations de densité mesurée dans un secteur donné. Nous présentons ici les données des campagnes ECOMAR 1 (décembre 1980) et ECOMAR 3 (septembre 1981), qui sont exemplaires (fig. 13).

- Matériel et méthodes. Pour les deux campagnes nous avons embarqué sur le même navire (N/O LA SALLE, chalutier de recherches de 40 m de long) le même matériel (sondeur EKS 120 kHz SIMRAD, écho-intégrateur analogique QM SIMRAD). Les plans de prospection ont été différents: les deux prospections successives d'ECOMAR 1 se sont déroulées dans la même journée, entre 7 et 17 heures, sur un trajet en zig-zag assez court pour pouvoir être parcouru deux fois en si peu de temps, et sur le même parcours. La première prospection s'est effectuée de l'entrée du golfe vers le fond, la deuxième du fond vers l'entrée. Lors d'ECOMAR 3 nous avons pris douze heures pour chaque prospection. La première ("jour 1") s'est déroulée de 7 à 17 heures, puis "nuit 1" de 20 à 5 heures, et "jour 2", "nuit 2" et "jour 3" suivant les mêmes schémas de prospection et d'horaires. Les trois prospections de jour se sont réalisées de l'entrée du golfe vers le fond, les deux nocturnes dans le sens inverse. Nous avons donc deux types d'observations: dans un cas deux prospections à quelques heures d'intervalle mais dont le temps entre deux mesures du même point géographique croît avec la longitude (intervalle nul à l'est et allant jusqu'à 10 heures à l'ouest). Dans l'autre cas, les prospections sont espacées de un jour (jour 2-jour 3) à 8 (jour 1-jour 2), mais à différence temporelle strictement multiple de 24 heures entre deux mesures au même point géographique. Enfin il faut noter que la route de prospection n'a pas pu être toujours la même lors d'ECOMAR 3 (fig. 13).

- Résultats.

* *Biomasses*. Les biomasses relatives ont été calculées pour chacune des prospections, et sont présentées dans le tableau 3. Les distributions des densités sont représentées sur la figure 13.

Si ce tableau montre une certaine cohérence dans l'ordre de grandeur des résultats, il n'en laisse pas moins apparaître une forte variabilité dans les évaluations pour chaque campagne: les biomasses peuvent varier du simple au double.

Une analyse plus fine des données montre que dans chaque cas les évaluations fortes sont liées à la présence de rares valeurs très élevées dans les données. Si l'on retire à chaque prospection sa plus forte valeur, on s'aperçoit que les densités moyennes par ESDU se rapprochent singulièrement, à l'exception de "jour 2" (tableau 4). Notons aussi qu'un biais dans le calcul de la biomasse a pu se produire cette dernière estimation, car la partie peu dense à l'ouest n'a pas été prospectée, et l'extrapolation des densités E sur la zone W n'est donc pas réaliste.

*. *Distribution des densités*. Les cartographies des différentes prospections sont présentées sur la fig. 14. Elles sont également cohérentes, mais là aussi se retrouve l'effet des quelques très fortes densités. Enfin, bien que ce ne soit pas ici notre propos essentiel, signalons que la principale raison de la variabilité que l'on observe dans le golfe est liée à sa structure bathymétrique. Les côtes étant extrêmement accidentées, les bancs de sardines s'aventurent fréquemment à quelques mètres du bord, donc

au delà des limites d'accès du bateau. Suivant que la concentration se trouve à 500 ou à 50 mètres de la côte, elle est prise en compte ou pas. On voit bien sur les figures 13 et 14 que la plupart des fortes valeurs rencontrées sont côtières. Ce problème ne se présente pas dans les zones plus vastes (mer ouverte du Vénézuéla Oriental, par exemple), où nous avons pu observer une plus grande répétitivité des résultats. Le Golfe de Cariaco est donc un exemple "extrême", c'est ce qui en fait tout l'intérêt.

Tableau 3. Evaluation acoustique de la biomasse (valeurs relatives) du Golfe de Cariaco

Campagne	Prospection	Biomasse
ECOMAR 1	Jour 1	8932
ECOMAR 1	Jour 2	16787
ECOMAR 3	Jour 1	11183
ECOMAR 3	Nuit 1	9826
ECOMAR 3	Jour 2	24884
ECOMAR 3	Nuit 2	10495
ECOMAR 3	Jour 3	13485

Tableau 4. Densités observées et corrigées dans le Golfe de Cariaco

Campagne	Prospection	ESDU max	Dens.	Dens. corr
ECOMAR 1	Jour 1	618	65.20	52.60
ECOMAR 1	Jour 2	2183	98.10	50.80
ECOMAR 3	Jour 1	1045	76.09	62.44
ECOMAR 3	Nuit 1	198	60.08	56.24
ECOMAR 3	Jour 2	2258	184.70	149.40
ECOMAR 3	Nuit 2	470	65.85	60.31
ECOMAR 3	Jour 3	1400	80.92	65.03

ESDU max. : valeur maximale de densité rencontrée

Dens. : densité moyenne calculée sur tous les ESDU

Dens. corr. : densité moyenne sans l'ESDU le plus dense

*. rapport jour/nuit (ECOMAR 3). Notons que le rapport jour/nuit est ici à l'inverse de ce qu'il est habituellement, en particulier de ce que la campagne ECHOVEN 2 a montré. Nous verrons plus loin ce que l'on peut penser de cette inversion.

*. différences en fonction des deux schémas de prospection (ECOMAR 1 comparé à ECOMAR 3). On ne voit ici aucune différence réelle entre les variabilités des campagnes. Cette observation laisse penser que, tout au moins pour des intervalles de temps réduits de l'ordre de l'heure ou du jour, la variabilité n'a pas tendance à augmenter, ce qui militerait pour l'hypothèse d'une

"variabilité instantanée". Ce point nous permet en tous cas de conclure que l'inconvénient imaginé plus haut, d'un décalage des prospections dans le temps de plus en plus important, n'est probablement pas plus grand que si l'on choisit un autre type de prospection.

Mais ce problème de la "variabilité instantanée" nous a paru suffisamment important pour nous pousser à effectuer une expérience spécifique, que nous présentons maintenant.

b). Analyse des données d'une radiale répétée.

Nous reprenons ici une expérience dont les résultats préliminaires ont été publiés par Gerlotto et Petitgas (1991). Elle a consisté en la répétition d'une même radiale, dans le golfe de Cariaco, le 31 octobre 1990 à bord du N/O André Nizery. La radiale, perpendiculaire à l'axe du golfe (fig. 15), longue de 7 milles, a été répétée 27 fois au cours d'un cycle de 24 heures. Les données ont été récoltées à l'aide d'un sondeur SIMRAD EKS de 120 kHz, un écho-intégrateur AGENOR, et un enregistreur numérique, afin d'être traitées plus en détail au laboratoire. Les ESDU étaient des intervalles de temps de 3 mn, et la vitesse du navire était de 7 noeuds (longueur d'ESDU environ 650 m). Plusieurs couches de détections sont apparues mais nous avons ici volontairement limité notre étude à la couche de 0 à 40 m, afin d'éviter toute contamination par des échos de fond, et pour être sûrs de n'étudier que la partie pélagique de la population présente. Ces couches pélagiques étaient formées de sardinelles (*S. aurita*) de 10 cm, de chincharts (*Decapterus punctatus* et *Selar crumenophtalmus*), et de quelques espèces d'anchois. La radiale a été répétée 15 fois de jour et 12 fois de nuit. La figure 16 présente quelques échogrammes caractéristiques. Les limites des radiales ont été fixées pour raison de sécurité à environ 500 m de la côte, au nord et au sud. Nous avons décidé de délimiter les ESDU par des intervalles de temps: ceci fait que certains ESDU ont pu se trouver à cheval sur deux répétitions de la radiale. Dans ces cas l'ESDU a été inclus dans celle des répétitions où il était le plus long. Il faut donc dans l'analyse considérer avec d'extrêmes précautions les phénomènes pouvant apparaître aux extrémités de la radiale.

- variabilité globale. Elle montre deux types de phénomènes (fig. 17): d'une part une forte variabilité de la densité avec le temps. Sur le cycle de 24 heures, la densité moyenne la plus forte sur la radiale est 102 fois supérieure à la densité moyenne la plus faible (27 130 pour la radiale 24 et 206 pour la radiale 12). Entre deux répétitions successives, la différence moyenne de densité est de 48 %, et la différence maximum de 95 %. On peut noter d'autre part l'existence d'une variation non aléatoire dans le temps. La figure 18 montre que les fortes densités n'apparaissent pas strictement au hasard. L'autocorrélogramme calculé sur les densités moyennes (fig. 19) démontre l'existence d'une dérive dans le temps.

- évolution des structures de la biomasse. L'observation des échogrammes des répétitions successives montre que les types de distribution des poissons dans la couche d'eau suivent le schéma décrit par Azzali *et al.* (1985). Les cibles sont dispersées à l'aube, se concentrent en couches denses puis en bancs

individualisés dans la journée, enfin reprennent une structure dispersée après la tombée du jour. Ces concentrations présentent également des mouvements dans l'espace. la biomasse est d'abord visible près des côtes à l'aube, puis tout en se formant en bancs elle se déplace vers le centre du golfe. Quelques temps avant le crépuscule la biomasse du centre du golfe diminue jusqu'à disparaître, et les cibles occupent les zones côtières au nord et au sud, avant de disparaître presque complètement pendant un court instant en fin d'après-midi. De nuit, le même mouvement est observé: les poissons dispersés se rassemblent au centre puis retournent aux extrémités de la radiale avant l'aube. Il s'agit bien là du schéma classique, qui laisse à penser que lors des observations que nous avions faites sur une même concentration durant 24 heures, nous étions devant un cas tout à fait particulier.

- variabilité spatio-temporelle. Nous avons reporté sur la figure 20 les valeurs de densité le long de la radiale en fonction du temps. Elles montrent bien la différence entre les variations de jour et de nuit, ainsi que l'évolution de la position de la biomasse pendant le cycle de 24 heures. Rappelons que nous ne pouvons évidemment observer que la composante nord-sud des déplacements des concentrations, mais qu'il existe aussi une composante est-ouest, comme nous l'avons montré dans notre paragraphe précédent. Elle ne change toutefois rien aux conclusions de cette expérience, qui ne traite que de variabilité sans s'inquiéter des raisons biologiques de cette variabilité.

1.3. Conclusion sur les mouvements des poissons.

Le golfe de Cariaco est probablement un exemple extrême de la variabilité temporelle, dans la mesure où ses dimensions réduites, jointes à une forte biomasse et la possibilité pour le poisson de s'aventurer à quelques mètres des côtes favorisent des variations très importantes sur une faible distance. Les exemples de variabilité temporelle existant dans la littérature, qui concernent des expériences d'intercalibration, montrent qu'en général cette variabilité est plus faible. Néanmoins cet exemple permet de tirer quelques conclusions de ces observations:

- il apparaît indispensable d'avoir une idée de la variabilité temporelle avant de tenter d'appliquer des méthodes de stratification de l'échantillonnage sur une concentration. Il est évident par exemple que resserrer la trame de prospection, qui en théorie permet d'augmenter la précision de l'évaluation (Aglen, 1983, 1989; Gerlotto et Stéquert, 1983), se fait au détriment du temps, et donc qu'à partir d'un moment cette stratégie n'apportera plus de bénéfice à l'évaluation. Bien au contraire, elle pourra masquer les structures des concentrations par un brouillage dû à leur déplacement dans le temps de la prospection.

- habituellement la seule correction effectuée pour tenir compte des variations temporelles consiste à séparer dans l'analyse les données de jour de celles de nuit. Ceci est certes indispensable, mais en toute rigueur les données de jour comme de nuit devraient faire l'objet d'études séparées afin d'en extraire si besoin est un modèle des dérives spatio-temporelles permettant de corriger les observations.

- nous avons vu que paradoxalement le Golfe de Cariaco présentait des densités de jour égales à celles de nuit, voire légèrement plus fortes. Ceci s'explique par les tailles respectives du golfe et des concentrations: ces dernières forment des structures composites (poissons dispersés, bancs, agrégations) d'un diamètre approximatif de trois milles. Comme les espacements inter-radiales sont de cet ordre de grandeur dans le golfe, il est peu probable de rater totalement une concentration (même si le "noyau" dense peut nous échapper). Les densités diurnes très élevées sont donc beaucoup plus accessibles dans notre échantillonnage que dans le cas d'une campagne sur de grandes zones, où l'espace entre radiales est plus grand (10 à 15 milles au Vénézuela), mais où rien ne permet de supposer que les diamètres des concentrations soient différents de ceux mesurés dans le golfe. L'hypothèse d'une raison "statistique" de la différence jour/nuit sort renforcée de cette observation.

- le problème majeur lié à cette variabilité temporelle est celui des concentrations très denses et rares. Suivant qu'on les rencontre ou non, les évaluations de biomasse seront passablement différentes. Les conséquences de ce phénomène devront faire l'objet d'études à la fois statistiques et éthologiques, afin d'en apprécier l'ampleur. En attendant, il milite lui aussi en faveur d'une stratégie de campagne qui sépare les données de nuit, où le poisson est généralement plus dispersé que de jour, et où par conséquent les concentrations, plus étalées (meilleure probabilité de rencontre) et moins contrastées (pas de valeurs extrêmement fortes), permettent de considérer les mesures de nuit comme les moins biaisées par ces composantes dynamiques du comportement.

2. L'EVITEMENT

Le deuxième type de réaction comportementale à observer est celui de l'évitement. En effet, s'il est avéré que les bancs et les poissons isolés s'écartent de la route du navire de prospection, la méthode d'évaluation par sondeur vertical n'a plus de sens.

Cet évitement peut prendre plusieurs formes: évitement latéral à distance plus ou moins importante du navire, et évitement vertical par plongée. Chacun de ces types de réaction amène des conséquences différentes.

- évitement latéral : il se traduit par l'absence pure et simple de tout ou partie des concentrations étudiées, et donc par une sous-estimation de la biomasse.

- évitement vertical : il a deux conséquences. Tout d'abord le fait de plonger peut provoquer une diminution de la TS des poissons qui sont plus inclinés que prévus. Ensuite la position des concentrations dans la couche d'eau peut mener à des erreurs dans les conclusions et les recommandations que l'on peut tirer d'une campagne. Pour illustrer ce propos nous pouvons donner l'exemple de la pêcherie de sardinelles du golfe de Cariaco, qui sera décrite en détails dans notre chapitre 3. Elle exige que le poisson soit présent dans la couche superficielle pour être repérable et accessible aux engins de pêche. Or nous avons souvent observé dans le golfe de Cariaco des bancs profonds (fig. 21). Il est donc important de savoir si ces bancs profonds sont dans leur position naturelle, auquel cas on peut conclure qu'une part importante de la population n'est pas accessible aux pêcheurs, ou s'il s'agit d'un artefact dû au comportement de plongée des bancs sous le bateau. On voit toutes les implications que cela peut amener en termes de gestion des stocks.

L'évitement est la réponse à un stimulus émis par le navire de prospection. Deux sources de stimuli proviennent du bateau : stimulus sonore et stimulus visuel (ce dernier concernant la vue du bateau de jour et l'éclairage émis par ce même bateau la nuit). L'influence respective de chacun de ces stimuli est importante à définir si l'on veut pouvoir réduire la source de stress. Il nous faudra aussi mesurer cet évitement dans ses deux composantes :

- de jour, où l'évitement majeur est le fait des bancs;

- de nuit, où il s'agit d'un évitement de poissons dispersés.

2.1. L'IMPORTANCE DES STIMULI

2.1.1. Rôle et impact du bruit

Le bruit est un stimulus dont l'importance sur le comportement des poissons ne fait pas de doute. Les études sur les capacités auditives et la définition de l'audiogramme des poissons sont légion. La sensibilité des poissons aux ultra-sons, plus discutée, a même été mise en évidence récemment jusqu'à des fréquences de 125 kHz (Shabalin, 1991). Les études traitant de la sensibilité au bruit d'un navire sont moins nombreuses. Elles se sont surtout appliquées à corriger l'impact négatif du bruit dû au bateau ou à l'engin sur la pêche (Bercy et Bordeau, 1987; Mitson, 1989). Mais les rapports entre les résultats de prospections acoustiques et les bruits d'un navire n'ont fait l'objet que de quelques travaux récents. Le premier travail expérimental est à notre connaissance celui d'Olsen (1979), qui a abouti à un modèle destiné à quantifier l'impact du bruit sur les densités présentes (Olsen *et al.*, 1983a). Le principe de l'expérience consiste à faire passer un navire de prospection à proximité immédiate d'un sondeur placé auparavant sur une structure flottante de taille suffisamment réduite pour qu'on puisse considérer qu'elle n'a pas d'influence sur la distribution des poissons sous-jacents. Les changements dans cette distribution au moment du passage du bateau sont notés (fig. 22).

A partir de là, une quantification de l'évitement en fonction de la pression acoustique due à l'hélice dans le champ autour du bateau a pu être proposée (Olsen *et al.*, 1983b). Partant des observations et de l'hypothèse d'une "optimalisation" des réactions du poisson par rapport au gradient de pression, les auteurs introduisent dans leur modèle une fonction "comportementale", de la forme

$$V_f \cos(\Theta - \beta)$$

dépendant de l'angle β d'inclinaison du poisson, de la vitesse de fuite V_f et de l'angle d'inclinaison au repos (Θ) du poisson.

Olsen *et al.* (op. cit.) prennent en compte deux phénomènes: l'augmentation de l'angle du poisson et l'évitement. Néanmoins seul le premier phénomène a été décrit;

Les travaux effectués par Olsen, de 1969 à 1987, montrent que les poissons semblent non seulement sensibles au bruit, mais qu'ils auraient tendance à fuir la source sonore. En revanche l'impact réel sur les observations est plus controversé. Olsen *et al.* (1983), à partir du modèle proposé, considèrent que la densité observée pourrait parfois représenter moins de 20 % de la densité réelle. Halldorsson et Reynisson (1983) observent au contraire que le bruit de l'hélice ne provoque à lui seul pratiquement aucune baisse de densité, tout au moins de nuit. Halldorsson (1983), à partir de mesures des variations de TS du hareng dues au bruit, montre que l'on ne peut mettre en évidence des

diminutions de TS que dans la couche subsuperficielle, et qu'elles sont pratiquement négligeables. Il est certain que les résultats publiés par Olsen *et al* (1983) ne nous montrent pas les densités réellement observées sous le bateau de prospection, et que le doute peut subsister sur la concordance entre ces densités et celles observées par un sondeur placé légèrement à l'écart de la route du navire.

D'autres types de travaux ont été réalisés récemment, grâce à l'utilisation du sonar multifaisceaux. Aglen (1985) présente ses premières observations sur l'évitement horizontal, puis Misund et Aglen (1989) montrent qu'il existe bien de jour une fuite des poissons devant le bateau. Selon ces auteurs, le nombre de bancs observés au sonar mais qui n'apparaissent pas au sondeur pourrait aller de 16 à 41 % du nombre total suivant la taille des poissons. Cette proportion peut aller jusqu'à 60 % dans le cas de stocks de l'Antarctique (Goncharov *et al*, 1989). Diner et Massé (1987) observent quant à eux des évitements similaires, mais indiquent que la température de l'eau et la période de la journée semblent jouer un rôle dans ces réactions. Ce rôle de l'heure avait d'ailleurs été noté par Neproshin (1978) dans l'étude suivante: l'auteur dirigeait le bateau vers un banc repéré au sonar (200 à 800 m) à l'une des 3 vitesses sélectionnées (lente, moyenne, rapide). La distance à partir de laquelle le banc réagit variait suivant la vitesse: 20-30 m à vitesse lente, 70-100 m à vitesse rapide. Mais cet auteur notait que vers 13-15 h la réaction n'apparaissait plus qu'aux alentours de 20 m, même à vitesse rapide.

Il nous a paru intéressant de comparer les résultats des évitements des bancs présentés par Misund (1987) au diagramme de pression sonore habituel d'un bateau, tel que Urick (1975) l'a représenté. La figure 23, tirée de Gerlotto (1988), montre qu'il existe une bonne coïncidence entre la direction de l'évitement et l'intensité sonore. Cette comparaison nous a fait suggérer que les bancs ont tendance à se faire "piéger" par le cône d'ombre acoustique projeté par la coque du bateau, qui les maintient en fuite le long de la route de prospection. Misund et Aglen (1989), reprenant cette comparaison, arrivent à la même conclusion: ils supposent une fuite en "zig-zag" des poissons à l'intérieur du cône d'ombre.

2.1.2. Impact de la lumière

L'intensité lumineuse joue un rôle important dans la distribution des poissons dans le milieu, ceci a été étudié à de nombreuses reprises (Ben Yami, 1976, par exemple), mais il ne s'agit pas là de notre propos.

Nous nous intéressons en effet ici exclusivement à l'impact d'un éclairage supplémentaire apporté par le navire de prospection. Cette réaction peut certainement être due aussi à la vue de la coque d'un navire de jour, mais à notre connaissance aucune étude n'a encore été publiée sur ce sujet.

Les travaux sur l'impact de l'éclairage sont en général qualitatifs et assez anciens. Mentionnons par exemple l'étude de Richardson (1952), qui note que la variation d'éclairage d'un navire en route provoque une variation concomitante de la position des concentrations dans la couche d'eau.

Plus récemment Ona et Toresen (1988) ont montré au moyen d'un sonar omnidirectionnel installé dans le plan vertical que le hareng en couche de nuit était sensible à l'éclairage d'un bateau (comportement de fuite latérale) alors que le passage de ce même bateau tous feux éteints ne provoquait pas de déplacement sensible des concentrations. Ceci est en accord avec les observations de Halldorsson et Reynisson (1983), déjà présentées.

Un autre type de recherches a abouti à une conclusion proche: Glass et Wardle (1989) ont étudié les réactions des poissons face à un chalut de fond à partir de photographies prises par un véhicule remorqué d'observations sous-marines. Ils notent une différence importante dans le comportement des poissons suivant que la pêche s'effectue de jour ou dans une obscurité plus ou moins complète: lorsque celle-ci est totale, les poissons ne présentent plus aucune réaction apparente à l'arrivée d'un chalut.

2.1.3. Résumé

Nous avons appris que:

- l'évitement était différent suivant qu'il s'agissait du jour ou de la nuit;
- il varie également en fonction du type de structure que présente les poissons (bancs, dispersés, etc);
- deux stimuli essentiels se partagent la responsabilité de l'évitement: le bruit et l'éclairement, mais ils n'ont pas le même effet;
- les réactions d'évitement ne sont pas de type strictement proportionnel à l'intensité du stimulus, et varient en fonction d'autres paramètres, biologiques ou environnementaux

Cette série de travaux nous donne donc un canevas à partir duquel nous pouvons étudier ce qu'il en est des poissons tropicaux.

2.2. ETUDE DE L'EVITEMENT DES POISSONS TROPICAUX DE JOUR

2.2.1. L'évitement latéral

Nous reprenons ici les expériences présentées par Gerlotto *et al.* (1989). La méthode la plus efficace pour vérifier et quantifier l'évitement latéral des bancs de poissons consiste à observer les

déplacements de ces bancs autour du bateau au moyen d'un sonar omni-directionnel. Nous n'avons hélas pas pu bénéficier d'un tel équipement. Afin d'obtenir cependant quelques informations sur ce type d'évitement, nous avons menée au large du Cameroun une expérience d'un autre type, qui nous a permis de réaliser quelques observations sur les réactions des poissons (en bancs ou dispersés) face à un stimulus sonore permanent.

A. Matériel et méthodes

L'expérience s'est déroulée à bord du N/O ANDRE NIZERY, chalutier arrière scientifique de 25 m, sur un champ de prospection pétrolière "off-shore" dans le golfe de Guinée (fig. 24). Nous avons utilisé deux sondeurs: un sondeur scientifique de 120 kHz type EKS de SIMRAD fixé à la coque du Nizery, et un sondeur portatif de 70 kHz type EY-M de SIMRAD, à bord d'un canot pneumatique ou d'un "troll" (navette de la compagnie pétrolière, desservant les plateformes). Les données recueillies par l'EK 120 sont traitées directement par un écho-intégrateur AGENOR à bord, alors que celles issues de l'EY-M sont enregistrées sur un magnétophone portatif à cassettes MARANTZ pour être traitées ensuite de la même manière.

L'objectif de la campagne était de déterminer si les poissons fuient réellement, et avec quelle intensité de réaction, un stress sonore. Nous avons estimé que, paradoxalement, les poissons dans cette zone devaient être habitués aux bruits de type mécaniques (moteurs innombrables sur les plateformes, multiples bateaux les desservant) au point d'être indifférents aux bruits d'un navire de recherches.

Deux types de sons ont été émis par l'intermédiaire d'un projecteur de 200 W (Bercy *et al.*, 1989): un son continu de fréquence pure et stable de 200 Hz, choisie à l'intérieur du spectre auditif usuel des poissons (100 à 2000 Hz) à l'issue d'une série d'essais, et des enregistrements de prédateurs, tels que certains cétacés (Orques, *Orca orca*).

Plusieurs opérations ont été réalisées

- Prospection générale. Une large zone autour des plateformes d'extraction a été prospectée de façon classique, par une grille de radiales parallèles couverte à une vitesse de 6 noeuds, et des intervalles d'intégration de 3 minutes ont été définis.

- prospection autour des plateformes. Ici un schéma particulier de prospection a dû être mis au point, grâce à l'utilisation de petites embarcations et d'un sondeur portatif SIMRAD EY-M (fréquence de 70 kHz). La prospection s'effectue à bord d'un canot pneumatique à moteur hors-bord de 20 cv, et consiste en trois cercles autour de la plateforme à 5, 10 et 30 m de celle-ci (le rayon de 30 m correspondant à la

longueur du bras de la torchère), et en deux radiales en croix de 200 m de longueur, de direction respectives S-N et E-W, se croisant en leur centre au niveau de la plateforme (fig. 25).

- utilisation d'une bouée instrumentée placée au voisinage immédiat d'une plateforme, et à partir de laquelle les sons sont émis. Les répartitions des poissons et leurs densités sont cartographiées autour de la plateforme par 3 cercles et 2 radiales.

- avec le même équipement de prospection, parcours d'une radiale d'un mille centrée sur la plateforme étudiée, en intégrant les résultats sur les intervalles 0.5-0.3 mille; 0.3-0.2; 0.2-0.1; 0.1 mille-50 mètres, de part et d'autre de la plateforme, et sur un intervalle centré sur elle et s'étendant de part et d'autre sur 50 m (à bord du Nizery, fig. 26).

B. Résultats

- Données de pêche. Trois coups de chalut dans le secteur ont montré que la population du champ pétrolier était très homogène, et principalement composée de petit Clupéidés (*Sardinella aurita*, *Sardinella maderensis*, *Ilisha africana*) et Carangidés (*Vomer setapinnis*, *Chloroscombrus chrysurus*, etc..), et de Galéoidés (*Galeoides decadactylus*, etc..). Tous ces poissons, relativement petits, mesurent moins de 30 cm en longueur à la fourche (LF).

Quelques opérations de pêche sous les plateformes ont été effectuées également, et ont montré une composition faunistique tout à fait différente. Les biomasses ici sont composées de gros poissons, principalement des Lutjanidés, Pomadasytidés, Sélaciens (requins), etc.., tous de taille supérieure à 40 cm en LF.

Enfin nous avons pu observer des bancs de surface, principalement des *S. maderensis* en mer ouverte et des *Ch. chrysurus* au voisinage des plateformes, de jour. La nuit nous avons pu observer sous les torchères quelques petits bancs pélagiques, chassés par des requins et Lutjanidés de grande taille (>1 m LF)

- Effet des émissions sonores. Nous avons tenté de mesurer "l'effet plateforme", autrement dit la tendance des poissons à se concentrer spontanément sous les plateformes ou à leur voisinage immédiat pendant le jour. La densité dans cette région devait être évaluée avant d'en mesurer la diminution éventuelle. Quatre radiales parcourues par le Nizery près de quatre plateformes différentes ont permis de mesurer ce phénomène. Les résultats de ces 4 radiales sont présentés en fig. 27. On peut y mettre en évidence "l'effet plateforme": les densités les plus fortes se trouvent à l'intérieur d'un cercle de 0.1 mille de rayon autour d'elles. Incidemment on peut noter que la concentration maximum ne se trouve pas exactement centrée sur la plateforme, mais est légèrement décalée: ceci pourrait correspondre à l'effet du

courant (Ben Yami, 1976). Aucune mesure de courantométrie n'a été faite, mais la dérive du Nizery nous a démontré sa présence.

Nous avons ensuite effectué la cartographie des concentrations autour d'une plateforme "émettrice", suivant le schéma exposé plus haut. Quatre couvertures de la plateforme ont été effectuées, la première avant toute émission, à 9 h, les suivantes (après que la bouée eut été réglée pour émettre une fréquence pure de 250 Hz) respectivement à 11 h et 14 h 30 puis à 11 h 30 le lendemain. Nous avons effectué un seul cercle autour de la plateforme, et deux radiales perpendiculaires. Les densités observées sont présentées sur la figure 28, pour le cercle et chaque demi-radiale. Elles montrent que de jour le son artificiel émis a un effet répulsif: les densités diminuent.

C. Discussion

Cette petite étude confirme, si besoin était, que les poissons tropicaux, comme leurs congénères des eaux froides, sont sensibles aux bruits nouveaux, qu'ils sont capables de les localiser et qu'ils ont tendance à les éviter autant que faire se peut. Mais il faut tout de même tempérer cette affirmation par plusieurs observations:

- toutes les espèces ne réagissent pas de la même manière, et il semble indispensable de dissocier les réactions des poissons pélagiques de celles des démersaux, apparemment moins susceptibles de se déplacer en cas de bruit inconnu.
- nous avons confirmation que le bruit n'est pas un stimulus provoquant une réelle panique chez les poissons: il s'agit apparemment plus d'un éloignement prudent que d'une fuite éperdue.

2.2.2.. L'évitement vertical

Nous reprenons ici les travaux présentés par Gerlotto et Fréon (1992). Nous ne traiterons ici que de l'évitement vertical des bancs de poissons pélagiques, qui représentent la part la plus importante de la biomasse de jour. Les poissons dispersés, dont l'influence sur la biomasse pélagique diurne est négligeable, ne seront pas étudiés.

A. Matériel et méthodes

L'expérience présentée ici avait pour but d'obtenir une comparaison entre positions naturelles et perturbées. Le principe consiste à observer et enregistrer un banc en situation naturelle non perturbée, ou la moins perturbée possible, puis à observer le même banc dans une situation classique de pros-

pection, donc perturbée par le passage d'un navire. Enfin par la comparaison des deux images données par ce banc, on peut évaluer l'impact du passage de ce navire. Pour cela nous avons repris, avec quelques transformations, le protocole expérimental mis au point par Olsen (1986): un sondeur (type EY-M de SIMRAD) est installé sur une petite embarcation pneumatique, et celle-ci se place sur le passage d'un banc repéré en surface, puis reste à la dérive, moteur stoppé, jusqu'après le passage du banc. Dès ce passage terminé, un navire de recherches de taille importante, en l'occurrence le N/O André Nizery, passe à vitesse normale de prospection sur ce même banc, qui est enregistré par un sondeur (EK 120 de SIMRAD, fréquence 120 kHz). Les images des bancs peuvent alors être comparées (fig. 29).

B. Résultats

Cinq bancs ont pu être observés successivement par la petite embarcation puis par le N/O Nizery. Leurs positions respectives sont notées dans le tableau 5. On peut voir, dans ce tableau et sur la figure 30 qui le reproduit, trois phénomènes:

- tous les bancs ont plongé devant l'arrivée du Nizery, sans exception, d'une profondeur moyenne de 5 mètres;
- les bancs dont la partie supérieure se trouvait la plus proche de la surface présentent une plongée plus marquée que les autres;
- outre leur plongée, les bancs se sont également comprimés: la plongée de la couche supérieure (6.4 m en moyenne) est le plus souvent de plus grande amplitude que la plongée de la partie inférieure du banc. Il y a donc apparemment un gradient de réaction du poisson inversement proportionnel à la distance de la source perturbatrice.

Tableau 5. Plongée des bancs sous un navire de recherches

N° du banc	1	2	3	4	5
Sommet (sous le dinghy)	4	2.5	7	4	1.8
Base (sous le dinghy)	16.5	13	24.5	31	31
Sommet (sous le Nizery)	8.5	10.7	11.5	9.5	10
Base (sous le Nizery)	18.5	18.5	27.5	33.5	35.5
Plongée moyenne (en m)	3.75	6.85	4	4	6.35
Profondeur moyenne du sommet sous le dinghy:			3.85 m		
Profondeur moyenne du sommet sous le Nizery:			10.00 m		
plongée moyenne du sommet:			6.20 m		
Profondeur moyenne de la base sous le dinghy:			23.20 m		
Profondeur moyenne de la base sous le Nizery:			26.70 m		
Plongée moyenne de la base:			3.50 m		

Une deuxième mesure du déplacement vertical des bancs a été obtenue, en étudiant émission par émission une série de bancs prospectés à relativement faible vitesse (4 noeuds). Si l'on mesure la densité par couche horizontale dans ces bancs, on retrouve le schéma suggéré par l'expérience précédente : les plus fortes densités sont visibles dans la partie haute du banc (fig. 31). Nous avons ensuite calculé le centre de gravité des émissions successives à partir des densités. Les mesures sur 9 bancs distincts sont présentées sur la figure 32a. On retrouve ici à peu près la même réaction que dans l'expérience précédente: plus le centre de gravité du banc est proche de la surface et plus sa descente est importante (fig 32b).

Si l'on considère que le temps séparant deux émissions est de 0.33 s, on voit que pour les bancs superficiels la vitesse de plongée du centre de gravité est d'environ 0.1 m/s. On peut noter un autre point intéressant sur la figure 32A, à savoir la différence importante du comportement du centre de gravité entre le début et la fin du passage du bateau: dans pratiquement tous les cas le centre de gravité évolue fortement dans la première moitié du banc, puis est complètement stabilisé dans la deuxième moitié.

2.2.3. Discussion

Le bilan de nos résultats peut se résumer comme suit :

- existence d'un comportement de plongée des bancs : il est net, mais la plongée des poissons est beaucoup plus faible que celles observée par d'autres auteurs : à partir de 20 mètres la réaction de plongée devient négligeable, alors qu'Olsen *et al* (1983) observent des plongées à plus de 40 m de profondeur.
- ce comportement de plongée est lié à la profondeur: d'une part les bancs les plus profonds plongent moins que les bancs superficiels, d'autre part la couche supérieure des bancs plonge plus que la partie basse. Ce point est en accord avec la conclusion d'Olsen *et al* (1983) pour qui l'influence du stimulus est inversement proportionnel à son éloignement.
- confirmation d'un évitement latéral, mais dont nous ne pouvons pas dans l'état actuel de nos connaissances déterminer l'importance. Certains indices semblent montrer que cet évitement n'est pas aussi important qu'on le suppose dans d'autres régions. Ceci peut être à rapprocher de l'observation faite plus haut sur les densités mesurées de jour et de nuit dans le Golfe de Cariaco, où la biomasse de jour est quasiment entièrement constituée de bancs: si l'évitement était important nous devrions avoir nécessairement des densités de jour beaucoup plus faibles que celles mesurées de nuit. Or nous observons le phénomène inverse.

En ce qui concerne nos populations, nous pouvons donc conclure que:

- le comportement de plongée des bancs sous un navire de prospection doit être pris en considération uniquement pour les bancs superficiels. Nous n'avons pas suffisamment de données pour tirer de leur étude une loi quelconque, aussi pour nos prospections dans la région vénézuélienne nous nous contenterons d'appliquer les corrections suivantes: (1) pour les bancs rencontrés à moins de 20 m de la surface nous appliquerons un coefficient correcteur de 5 mètres, correspondant à la plongée moyenne enregistrée dans cette couche, et nous considérerons que les bancs sont en réalité à une profondeur 5 m plus faible que celle enregistrée. (2) Pour les bancs situés à plus de 20 m de profondeur nous n'appliquerons aucune correction à l'évaluation de leur profondeur.

- nous considérerons en première approximation que l'évitement latéral est négligeable, tout en sachant qu'il y a là une lacune dans nos connaissances qu'il nous faudra combler le plus rapidement possible.

2.3. L'EVITEMENT DES POISSONS TROPICAUX DE NUIT.

Il n'existe pas à notre connaissance de travaux traitant de l'évitement latéral des poissons la nuit, pour une raison simple: cet évitement ne peut guère se mesurer qu'avec un sonar, or les poissons sont dispersés la nuit et le sonar ne peut pas mesurer leurs mouvements. Ceci est d'autant plus dommage que la biomasse mesurée la nuit est essentiellement le fait de poissons dispersés. On peut cependant penser que cet évitement latéral nocturne doit être très réduit, si l'on se réfère aux travaux sur le comportement des animaux face à un chalut (Glass et Wardle, 1989). Néanmoins il nous a paru important de tenter de mesurer ce comportement. Nous avons donc tenté de le faire en profitant de circonstances favorables permettant d'utiliser d'autres outils que le sonar, en zone faiblement éclairée de nuit.

2.3.1. L'évitement latéral

L'expérience réalisée est le complément des observations autour des plateformes pétrolières déjà présentées (Gerlotto et Cotel, 1989; Gerlotto *et al.*, 1989). Nous avons réalisé une série de prospection autour de plateformes sur lesquelles était émis le son supposé répulsif, avec le même protocole que précédemment.

Le résultat essentiel de ce travail est représenté sur les figures 33 et 34 :

- figure 33 : Une radiale a été parcourue le long de la plateforme, une première fois avant toute émission, à 10 h du matin, puis, à 17 h 30, quelques instants après le début des émissions de bruits d'orques par la bouée instrumentée, enfin à 21 h 00 et 00 h 30. On retrouve à 10 h 00 le schéma courant de concentration des biomasses au voisinage immédiat de la plateforme dans un système non perturbé. On peut noter ensuite qu'à 17 h 30 les densités ont considérablement baissé, et en particulier que le pic central a disparu. Les radiales suivantes retrouvent quelque peu le type de distribution "non perturbé", ce qui peut être dû à l'un ou l'autre des facteurs suivants, voire à leur combinaison:

- * accoutumance des poissons au bruit;
- * changement de comportement des poissons la nuit (dû à la présence de la torchère).

- figure 34 : elle présente les densités en poissons sur des cercles concentriques parcourus autour de la plateforme émettant des sons répulsifs. Ces cercles ont été répétés quatre fois, en utilisant une navette de la société ELF/SEREPCA. La première couverture (22 h 10) a été réalisée quelques minutes avant le début des émissions; la seconde (22 h 35) quelques minutes après le début des émissions; les suivantes, respectivement à 23 h 00 et 23 h 20. Pour cette expérience, le son émis était une fréquence pure de 250 Hz, à une puissance de 200 W

Les évolutions globales de densité par zone ne présentent aucun phénomène discernable aisément, et pourraient laisser penser que, contrairement à ce que les observations de jour avaient montré, les concentrations autour des plateformes ne réagissent pas aux stimuli sonores la nuit (fig. 34a). Il faut rappeler que l'influence de la torchère est extrêmement forte la nuit. Mais une analyse plus approfondie des valeurs montre qu'il existe pourtant des réactions très nettes des poissons. Si l'on observe en effet les répartitions verticales des densités pour chacun des 4 parcours (fig. 34b), on peut mettre en évidence les phénomènes suivants:

- *petit cercle*: avant les émissions, l'essentiel de la biomasse se rencontre en pleine eau vers 9 m de profondeur. Au début de l'émission sonore les poissons les plus superficiels semblent plonger (de 5 à 7 m), et l'on voit se former une couche importante entre 7 et 11 m, ainsi qu'une couche proprement benthique (sur le fond, à 17 m). Par la suite, la densité de la couche 7-11 m augmente fortement à 23 h 00 pour diminuer ensuite, retrouvant approximativement sa valeur initiale. Ces variations ne sont pas très amples, et ne permettent pas à elles seules, une interprétation quelconque.

- *cercle intermédiaire*: on note au début la présence d'une seule couche, de 5 à 11 m, assez semblable en densité et en position à celle du petit cercle, au même moment. Au début des émissions sonores on ne note pas de changement, si ce n'est une diminution en terme de densité de la partie basse de la concentration. Par la suite un phénomène inverse se produit, les densités des couches proches du fond devenant de plus en plus fortes.

- *grand cercle et radiale*: ces deux secteurs présentent une évolution tout à fait parallèle. La biomasse originelle est assez faible sur toute la couche d'eau. Au début des émissions une très importante augmentation des densités pélagiques apparaît, alors que les densités démersales restent inchangées. Ce phénomène se poursuit à 23 h 00, pour diminuer quelque peu à 23 h 20, sans cesser pour autant.

On retrouve ici encore une différence de comportement des populations pélagiques et démersales: les premières apparaissent vers le large, soit à cause d'un comportement parallèle à celui qu'on a pu noter de jour (accumulation des poissons du large et de ceux fuyant les abords immédiats de la plateforme), soit -plus probablement- parce qu'ils cherchent refuge dans la zone éclairée. Les poissons démersaux, pour leur part, ne paraissent pas dépasser le deuxième cercle (où ils sont le plus abondants): ils restent liés au voisinage des plateformes, même en présence d'un stimulus sonore répulsif.

La conclusion essentielle de ce travail en ce qui concerne l'évitement latéral est qu'il ne se manifeste de façon réelle qu'en présence d'un éclairage quelconque : dans ce cas l'illumination due à la torchère de la plateforme a poussé les poissons à chercher la protection d'une zone éclairée face à un bruit répulsif. L'évitement n'est donc pas nécessairement opposé à la source sonore.

Ce point nous amène à une autre question: en l'absence d'éclairage, existe-t-il une réaction au bruit ? Nous avons vérifié ce point par une série d'observations sur l'évitement vertical en fonction de la lumière et du bruit.

2.3.2. L'évitement vertical

L'essentiel des résultats présentés ici a été publié par Fréon *et al.* (1990). Nous avons réalisé deux séries d'expériences pour mesurer les réactions de plongée des poissons en fonction des différents stimuli émis.

A. Plongée liée au bruit

Il est évident qu'apparaît à ce niveau un important problème, car il est en général impossible de faire naviguer un bateau de recherches dans un silence complet (au minimum, bruit de l'hélice et du moteur). Nous avons donc tenté d'effectuer une prospection à partir d'un voilier de 16 m motorisé, le principe étant, dans une zone à population homogènement distribuée, de parcourir des intervalles d'intégration successivement à la voile et au moteur.

Deux types d'expériences ont été menées. La première (expérience A) a eu lieu au large de la côte ouest de la Martinique (fig. 35) en nuit de nouvelle lune (27-28 novembre 1989). Elle s'est appliquée à observer une couche de poissons dispersés (probablement des poissons volants et les représentants des espèces océaniques: Myctophidés, Bramidés etc). Les deux autres expériences (B et C) se sont déroulées dans le Golfe de Cariaco, à deux périodes de lune aux trois quarts (22-23 juin 1989 et du 13 au 16 février 1990), dans des conditions changeantes de nébulosité. Le fond était supérieur à 500 m en Martinique. Dans le Golfe de Cariaco, il était de 40 m dans le cas de l'expérience B, entre 12 et 21 (17 m en moyenne) lors de l'expérience C. Dans ces deux derniers cas, la prospection s'est effectuée sur une radiale traversant la totalité de la concentration, parcourue successivement à la voile puis au moteur (voile en vent arrière, moteur bout au vent), à une vitesse constante de 4 noeuds. Ce schéma "idéal" n'a pas pu être totalement respecté lors de l'expérience C, le vent étant parfois trop faible pour maintenir cette vitesse. Plus simplement, en Martinique, une seule radiale a été parcourue au grand largue, passant de la voile au moteur tous les quarts d'heure.

Les résultats des trois expériences sont rassemblés dans les tableaux 6, 7 et 8.

Tableau 6. Densités obtenues sous voile ou sous moteur au large de la Martinique (expérience A)

Type	Nb.	Moyenne	Erreur std.
voile	6	52.93	19.01
moteur	6	58.20	24.25
total	12	55.56	21.78

Tableau 7. Densités obtenues sous voile ou sous moteur dans le Golfe de Cariaco (expérience B)

Type	Nb.	Moyenne	Erreur std.
voile	14	2189	296.5
moteur	10	3645	366.9
total	24	2795	230.7

Tableau 8. Densités obtenues sous voile ou sous moteur dans le Golfe de Cariaco (expérience C)

Type	Nb.	Moyenne	Erreur std.
voile	78	2356	199.9
moteur	108	2356	239.3
total	185	2332	23.3

Les résultats, bien que très variables dans les trois expériences, sont finalement très concordants une fois analysés.

- expérience A. les densités varient de façon limitée et progressive du début à la fin de l'expérience (fig. 36), indépendamment du type de prospection. Un test t appliqué aux données voile et moteur ne montre aucune différence significative entre les deux séries, au seuil 99% (tableau 9). Il est intéressant de noter qu'au contraire, une radiale réalisée sur les mêmes concentrations immédiatement après l'expérience A, mais au moteur uniquement et en faisant varier l'éclairement, a donné de fortes différences de densités (fig. 37).

Tableau 9. Analyse des différences entre parcours à la voile et au moteur

(expérience A)

Toutes couches confondues	voile	moteur	total
Nombre d'observations :	6	6	12
Moyenne :	223.5	238.6	231.1
variance :	6834	5475	6154
Ecart-type :	82.67	73.99	78.45

différence entre les moyennes: -15.1067

Intervalle de confiance pour la différence entre les moyennes (seuil 99 %)

(variances égales) : -158.69 128.48 (10 degrés de liberté)

(variances inégales) -159.08 128.87 (9.9 degrés de liberté)

Rapport des variances : 1.25

test t pour l'hypothèse nulle : différence entre moyennes = 0 t = -0.33

(seuil de signification = 0.745629 pour $\alpha = 0.01$) Hypothèse nulle non rejetée

- expérience B. Elle n'est pas si facile à interpréter du fait d'une importante variabilité spatiale des densités (fig.38). Une analyse de variance montre une différence significative entre les densités mesurées à la voile et au moteur (tableau 10). Cela dit une analyse plus fine montre que la différence entre les deux séries est due essentiellement à la variabilité spatiale. Ceci pouvait être soupçonné à la simple observation de la figure xx, où l'on voit que les changements de tendance de la densité n'apparaissent pas aux changements de méthode.

- expérience C. C'est elle qui fournit le plus grand nombre de données. Bien que les mesures aient été recueillies lors de trois nuits consécutives, la similarité des détections nous a permis de considérer qu'il s'agissait d'une même population, et toutes les données ont été considérées ensemble. L'analyse de variance réalisée sur les données montre que les différences de densités entre les deux types de prospection sont faibles (1.8 %), et non significativement différentes de zéro.

Tableau 10. Analyse de variance des densités à la voile et au moteur
(expérience B)

<u>- analyse univariée</u>		Somme des carrés	deg. lib.	F ratio	seuil sign.
Source de variation					
entre groupes	12367264		1	9.68	0.0051
dans les groupes	28109793		22		
total (corrigé)	40477057		23		
	Nb données	Moyenne	ecart-type	int. conf. (99 %)	
voile	14	2189.5	296.5	1337.4	3040.9
moteur	10	3645.2	366.9	2637.4	4653.0
total	24	2795.8	230.7	2145.3	3446.3
<u>- analyse bivariée</u>					
Source de variation		Somme des carrés	deg. lib.	F. ratio	seuil sig.
main effect	18502400		4	3.595	0.027
voile/moteur	987036		1	0.767	0.403
répétition	6135136		3	1.590	0.229
2 factor interaction	103103.7		2	0.040	0.961
résidus	21871554		17		
total (corr.)	40477057		23		

Il est intéressant enfin de noter que quelques mesures partielles des densités par couches de profondeurs ont montré que l'on pouvait mettre en évidence une très faible différence de densité dans les couches les plus superficielles (2 à 5 m), mais pas dans les autres couches. Cette information ne peut toutefois être fournie qu'à titre indicatif, car les mesures ne sont pas assez nombreuses pour fournir des conclusions solides.

Quoi qu'il en soit, nous avons pu montrer que l'influence du bruit de l'hélice du voilier n'a pas eu d'influence sur les positions des poissons. Ce résultat peut paraître assez paradoxal, et ses conséquences suffisamment importantes, pour que l'on s'y arrête un instant. En effet, notre résultat est en complète contradiction avec les résultats de la littérature, en particulier Olsen *et al*, 1983; Bercy et Bordeau, 1987, etc. Il est même en opposition avec les résultats d'évitement latéral que nous venons de décrire.

Nous nous trouvons devant une alternative: soit le poissons n'a effectivement pas réagi, soit ses réactions ne sont pas mesurables. Nous allons analyser ces deux phénomènes.

- le poisson n'a pas réagi. La seule raison à cette passivité résiderait dans la faiblesse du bruit du voilier. En effet, un voilier a en général des lignes d'eau qui rendent sa coque moins bruyantes que les coques de navires de pêche, et dans ce cas précis, il est vrai que le moteur de l'Esmeralda, notre voilier, est de très faible puissance (110 HP) comparée à celle d'un navire de prospection. En outre il a été utilisé à demi

puissance (800 rpm). Ce manque complet de réaction nous semble néanmoins invraisemblable. Il serait en contradiction avec toutes les expériences réalisées à ce jour, et en particulier avec nos mesures sous plateformes pétrolières: si l'on considère que nous avons pu mettre en évidence des réactions d'évitement de poissons à plusieurs dizaines de mètres d'une source sonore de 200 W émise dans un environnement particulièrement bruyant, on voit mal comment expliquer que des poissons de la même espèce seraient incapables d'entendre un bruit de moteur à moins de 20 m dans une mer beaucoup plus silencieuse.

- le poisson a réagi sans que l'énergie réfléchie totale change. Bien que nous n'ayions pas de résultat d'expérience pour nous permettre d'affirmer cette conclusion, c'est elle qui emporte notre suffrage "a contrario". Deux raisons possibles nous apparaissent:

- l'existence d'un "effet tunnel", que nous avons décrit plus haut (fig. 23). Ici aussi, le gradient du champ sonore bloquerait les poissons dans le cône d'ombre de la coque.
- un équilibrage entre deux phénomènes opposés: une fuite des poissons hors du faisceau par évitement latéral compensée par une augmentation de la TS moyenne des cibles restantes. Les poissons seraient tous à l'état de veille, leurs réaction pouvant être soit un évitement, soit une "immobilisation d'attente" en position horizontale, donc avec des échos verticaux plus forts qu'en phase de repos (nous avons cité les travaux de Buerkle, 1983, sur ce point).

Il nous manque encore un certain nombre d'analyse pour continuer sur ce sujet, que nous reprendrons après avoir mesuré l'impact de l'éclairement sur le comportement des poissons. D'un point de vue immédiatement pratique, nous pouvons toutefois conclure que l'hypothèse d'une baisse de la densité mesurable de nuit à la verticale d'un bateau pour cause de bruit seul ne tient pas, quelle qu'en soit la raison, et -jusqu'à un certain point- quel que soit le bateau.

B. Plongée liée à l'éclairement

Ce paragraphe reprend les résultats présentés dans deux documents (Levenez *et al*, 1991; Gerlotto *et al*, 1991). Deux expériences identiques ont été réalisées, l'une au sud de Margarita, l'autre dans le Golfe de Cariaco. Le principe des expériences était de parcourir une route de nuit avec un navire de prospection sur lequel un projecteur installé en proue pour éclairer la mer devant le bateau était alternativement allumé et éteint à une fréquence de 6 minutes.

a). Méthodologie

- la zone.

Nous avons recherché une région où la densité en poissons était suffisante pour fournir des résultats mesurables. Nous avons recherché également une zone éloignée des grands centres urbains et des lieux de pêche industrielle afin d'éviter toute influence d'autres sources lumineuses. Enfin le site devait être à l'abri autant que possible afin d'être assuré de travailler dans des eaux calmes (pas de houle). Ceci nous garantit d'une part qu'il n'y a pas de bruits parasites dans les échos dus aux turbulences des vagues et du sillage, d'autre part que l'incidence de la lumière émise dans la masse d'eau est rendue aussi régulière que possible. Nous avons donc choisi dans la première expérience la région comprise entre la Péninsule d'Araya et les îles Cubagua et Coche (fig. 39a), en fonction des observations faites quelques jours auparavant durant une campagne de prospection (campagne ECHOVEN 2). Puis nous avons répété cette expérience quelques années plus tard dans la zone nord-ouest du Golfe de Cariaco où les conditions d'environnement sont similaires (campagne ECHOANT 12, fig. 39b).

- Les espèces

Les espèces pélagiques de la zone ont été échantillonnées au chalut pélagique avant l'observation. Dans les deux cas, l'essentiel de la biomasse est formée de petits Clupéidés et Engraulidés, les cibles les plus grandes et les petits bancs étant le fait de grands Clupéidés (*Sardinella aurita*, *Harengula spp*, *Opisthonema oglinum*) et de représentants de diverses familles de grands prédateurs (Scombroïdés, Carangidés, Sphyraenidés).

- Les conditions d'éclairement

La première expérience a débuté le 8 septembre 1986 à 20 heures, soit 4 jours après la nouvelle lune (coucher de lune vers 22 h). Le ciel très couvert a de toute façon permis de considérer comme nulle l'influence de l'éclairage lunaire des premières heures de la nuit. En outre, aucun éclairage artificiel n'est venu interférer avec celui du navire, le N/O Capricorne. Lors de la deuxième expérience, à bord du N/O Nizery, les conditions étaient identiques à l'exception de l'éclairage naturel (pleine lune, ciel légèrement brumeux).

Toutes les lumières des bateaux ont été occultées, à l'exception des feux de navigation. Leur influence ne peut pas être négligée (en particulier les feux de tête de mât), mais il faut bien la considérer comme une constante, non seulement dans cette expérience mais dans la totalité des études hydro-acoustiques, constante faible en comparaison de l'éclairage intermittent que nous avons utilisé. Il a été également impossible d'occulter certains feux de coursive visibles de l'arrière, mais nous avons vérifié que leur influence ne pouvait se faire sentir que très en arrière du bateau, et qu'elle était nulle par le travers du transducteur.

Nous avons utilisé comme éclairage intermittent le projecteur de plage avant. Il s'agit d'une lampe blanche de 1000 watts dans la première expérience (500 watts dans la seconde) montée à mi-hauteur sur le mât avant et dirigée vers le bas (sur le mât du treuil scientifique babord dans la seconde expérience). Cette lampe a été alternativement allumée et éteinte durant toute la nuit, de 20 h à 5 h, par périodes de 6 minutes, pour la première expérience, et de 20 h à 23 h 45 pour la seconde.

- Parcours.

Lors de l'expérience n° 1, il est formé de deux radiales, dont la première a été parcourue plusieurs fois à des vitesses différentes:

- un parcours à 4 noeuds (19 ESDU)
- deux parcours (aller-retour) à 7.5 noeuds soit respectivement 11 et 12 ESDU

La deuxième radiale a été parcourue une seule fois à 7.5 noeuds, à l'exception d'une petite partie qui a été répétée (aller-retour) à 4 noeuds. Le nombre total d'ESDU sur cette radiale est de 46, dont 19 à 4 noeuds.

En ce qui concerne l'expérience n° 2, la route a consisté en une série de petites radiales en zig-zag parcourues à 5 noeuds. Le sondeur utilisé est un EK400 de SIMRAD sur le Capricorne, un Dual Beam de 120 kHz (Biosonics) sur le Nizery. Les densités sont présentées en valeurs relatives.

b)- Résultats

- Expérience n° 1.

* Description des échogrammes. Nous présentons sur la figure 40 une partie exemplaire des échogrammes. Ils accusent une différence généralement très nette entre séquences éclairées et obscures, qui montre bien que nous sommes dans une situation tout à fait attendue et décrite depuis longtemps (Richardson, 1952, par exemple). Il n'est peut-être pas inutile cependant de noter quelques caractéristiques remarquables:

- dans leur presque totalité les animaux présents ont une réaction similaire face à la lumière: les différences de comportement ne se manifestent (à l'exception des bancs que nous traiterons plus loin) que par des différences de profondeur de plongée (fig 40a).

- il n'y a pas de différence notable de comportement au cours de la nuit, les réactions observées à 20 h, à minuit ou à 5 heures sont identiques. De même nous n'avons pas noté de réaction différente en fonction de la vitesse (donc du bruit).

- les amplitudes maxima des mouvements et les transits apparents (mouvements des limites inférieure ou supérieure) les plus longs sont d'environ 15 m (fig 40c). la vitesse du déplacement vertical indique que la couche a fini de migrer quand le navire passe au dessus.
- dans les zones à faible profondeur, celle-ci semble jouer un rôle important, puisqu'on peut noter que les poissons pélagiques ne s'approchent pas du fond à moins de 5 m, quelles que soient les conditions d'éclairage (fig 40d).
- les bancs, nous l'avons signalé, ont parfois un comportement différent: on peut observer dans certaines séquences éclairées, au dessous et/ou au dessus des bancs présents dans des couches de poissons dispersés, des "trainées", zones sans écho, qui semblent correspondre à une sorte de "sillage" des bancs (fig 40 b, e). Celà pourrait signifier qu'ils ont bougé de façon différente des poissons dispersés.

* Evaluation de la biomasse. L'intégration sur AGENOR, par couches de 5 m, est présentée dans le tableau 9. Nous n'avons pas pris en compte les 9 dernières séquences, aux densités très faibles.

- évaluation globale. Sur 82 séquences (40 éclairées: L+, et 42 obscures: L-), la biomasse moyenne en unités relatives par séquence est de 1995 (L+) et 2057 (L-). Un test t montre, s'il en était besoin, qu'il n'y a aucune différence de biomasse mesurable entre les prospections dans les séquences avec ou sans éclairage.
- évaluation par couche. Il apparaît à ce niveau un balancement très net de la biomasse entre couches superficielles et profondes (fig 41), le maximum de densité se déplaçant d'environ 10 m des séquences L+ aux séquences L-. Les observations qualitatives des échogrammes sont donc confirmées par les résultats des densités (fig 42).

- Expérience n° 2.

* observation des échogrammes. Nous n'avons pas pris en compte la première partie de la prospection, réalisée sur des concentrations trop faibles. Seuls sont présentés ici les résultats recueillis après 21 h 30.

Pendant cette prospection le poisson a présenté un comportement complètement différent de celui observé la première fois: nous avons rencontré plusieurs bancs denses (fig. 43). Ce comportement est probablement dû à la pleine lune, dont la lumière était à peine voilée par une légère couverture brumeuse. Nous avons également éliminé de notre analyse les 9 ESDU présentant des bancs.

Une fois ce "nettoyage" des données effectué, les 28 ESDU restant ont montré une grande homogénéité. La biomasse est formée de poissons dispersés sur toute la colonne d'eau, et au contraire de ce qui était apparu en 1987, aucun mouvement vertical notable des poissons n'a pu être mis en évidence sur les échogrammes.

* Evaluation de la biomasse.

- évaluation globale. Les valeurs successives de densité sont présentées sur la figure 44, sur laquelle ont été séparées les séries "éclairées" (L+) et "obscures" (L-). A l'exception de deux couples de valeurs, les densités des points L- sont supérieures à celles des points L+, la différence moyenne étant près de 50 %. Les différences ne sont cependant pas significativement différentes au seuil 95%. Si l'on considère le haut degré de variabilité des données, et le fait que l'on n'utilise pas de vrais couples de valeurs mais des données successives, on comprend que les différences entre les densités doivent être considérées avec la plus grande précaution.

- évaluation par couches de profondeur. Les différences entre les densités sur la dimension verticale sont beaucoup plus intéressantes à analyser (fig. 45, 46 et 47). Un test t sur les 21 paires d'ESDU contigües indique que cette différence est significativement différente de zéro (pour $p = 0.01$). Si l'on compare les valeurs moyennes d'intégration pour chaque couche, on voit que cette différence est due exclusivement à la contribution des couches superficielles: au delà d'une vingtaine de mètres de profondeur aucune différence nette de densité entre ESDU L+ et L- ne peut être mise en évidence.

- variation des sections diffusantes. S'il y a changement de densité mesurée par écho-intégration, l'échogramme ne montre pourtant pas de diminution visible des échos. Il est donc intéressant de s'intéresser au nombre et à la valeur des échos des cibles, ce que le sondeur "Dual-Beam" rend possible (Ehrenberg, 1983).

* nombre de cibles.

Le système "Dual-Beam" de Biosonics mesure les TS des poissons sur des cibles individualisées, celles-ci étant sélectionnées en fonction de leurs dimensions verticales et horizontales (élimination des échos doubles). On obtient donc un nombre de cibles isolées par ESDU. Nous avons considéré qu'il était un bon indicateur des variations relatives de l'abondance des poissons dispersés. La figure 45 montre que le nombre de cibles est plus faible en périodes L+ qu'en périodes L-, dans les couches superficielles, et relativement constant dans les couches profondes. La baisse de densité correspondrait donc ici à un échappement latéral des poissons des couches superficielles plus qu'à une plongée.

* variation des TS.

La figure 48 présente la valeur moyenne de TS par couche d'eau, pour les ESDU L- et L+. Elle montre bien que les TS moyennes des couches superficielles sont plus faibles lorsque les poissons sont éclairés que lorsqu'ils ne le sont pas. La conclusion qu' au moins en partie les poissons ont évité latéralement le bateau durant cette expérience semble donc fondée: on peut voir sur la figure 49 que ce sont les TS les plus élevées qui ont disparu; comme le nombre de cibles aussi diminue, cette disparition ne peut être due à une inclinaison des gros poissons (ce qui diminuerait leur TS, mais pas leur nombre): l'unique conclusion possible est donc que seuls les gros poissons réagissent à la lumière par un évitement latéral, et non vertical comme nous l'avons observé lors de la première expérience.

2.4. CONCLUSIONS SUR L'EVITEMENT

De toutes ces observations, et tout en sachant que nous n'avons pas assez d'informations sur l'évitement latéral des bancs de poissons pélagiques de jour, nous pouvons tirer les deux conclusions suivantes:

- L'évitement est un comportement que l'on rencontre régulièrement; il est dû aussi bien au bruit qu'à l'éclairage, mais le bruit sans éclairage ne provoque pas de réaction importante. Quand les deux stimuli sont présent, l'éclairage présente une influence prédominante. Cet évitement est également fonction de la distance à la source perturbatrice, et dans le sens vertical il cesse de se manifester au delà d'une vingtaine de mètres sous le navire. Enfin la réaction d'évitement est également variable en fonction des conditions naturelles du milieu pendant la prospection : il n'existe pas un mais plusieurs schémas de comportement d'évitement.
- L'évitement n'est pas un facteur dont l'importance en termes de précision dans les évaluation soit prédominante. Les variations de densités observées dues à l'évitement ont toujours été faibles, voire nulles sur l'ensemble de la couche d'eau. Nous avons donc été amené à présenter des facteurs de correction des données qui se limitent à reconsidérer les biomasses dans la couche superficielle. Nous devons aussi garder en mémoire que l'évitement latéral des bancs de jour n'a été analysé qu'indirectement et que nous manquons d'informations sur ce point.

L'évitement n'est donc pas dans les régions tropicales un facteur aussi important que l'incertitude sur l'évaluation apportée par les caractéristiques statistiques de la distribution des densités. En tout cas nous n'avons jamais, même de loin, rencontré des biais estimés à 80 % de la biomasse, comme les ont notés Olsen *et al* (1983). Plusieurs hypothèses pourraient être élaborées pour expliquer ce phénomène (absence de pêche industrielle des petits pélagiques dans la région, par exemple), mais

celà sort du cadre de notre recherche qui volontairement se limite à l'évaluation des biais sur le calcul de biomasse par hydroacoustique.

3. LE COMPORTEMENT STATIQUE

Nous faisons allusion ici à tous les tropismes aboutissant à ce que le poisson ait une position dans l'espace non aléatoire. Cette situation présente deux caractéristiques importantes en termes d'évaluation acoustique:

- la position angulaire : les poissons, et tout spécialement les poissons pélagiques, ont un corps généralement fusiforme dont le plus grand axe est normalement proche de l'horizontale. L'angle précis entre l'horizontale et l'axe du corps du poisson est d'une extrême importance car elle conditionne toute la méthodologie de l'évaluation acoustique.
- le mode d'agrégation. Les poissons pélagiques sont en général des animaux sociaux. Les agrégations qu'ils forment (concentrations, bancs) ont un impact net sur les évaluations, autant du point de vue statistique, nous l'avons vu, que de celui de la valeur des densités acoustiques.

3.1. LA POSITION ANGULAIRE DES POISSONS

3.1.1. Révision bibliographique

De nombreux travaux ont montré l'importance de l'angle d'un poisson sur l'écho réfléchi. Il est certain que l'utilisation de l'écho-intégration exige qu'il y ait une relation étroite entre les dimensions d'un poisson et l'intensité avec laquelle il réfléchit un son, ou TS. Cette valeur, dépendant entre autres de la longueur et des caractéristiques anatomiques et physiologiques du poisson (Midttun et Hoff, 1962; Cushing, 1968; Love, 1971; etc..) a d'abord été calculée pour un poisson en position horizontale situé dans l'axe du faisceau acoustique. Plusieurs méthodes de mesure existent: poisson en cage (Johannesson et Losse, 1977; Dalen, 1984), *in situ* (Marchal, 1984), ou à partir d'un poisson maintenu dans le faisceau (Nakken et Olsen, 1977). Quelques travaux ont été réalisés sur les poissons tropicaux (Gerlotto, 1987; Levenez, 1987; etc..).

De ces résultats d'observations de plus en plus nombreux qui ont été obtenus sur une multitude d'espèces, les chercheurs ont pu tirer des lois qui prennent en compte l'angle d'inclinaison des poissons dans le faisceau acoustique (Nakken et Olsen, 1977; Goddard et Welsby, 1977; Foote, 1978, 1980, 1985; Mac Lennan *et al*, 1989) (fig. 50).

Ces résultats ont montré clairement l'importance que la position des poissons dans le milieu pouvait avoir (Foote, 1980) et ont donc suscité des études sur le comportement angulaire des animaux.

On ne peut citer que quelques travaux dans ce domaine ayant trait au comportement naturel des poissons. Buerkle (1983) utilise un véhicule remorqué pour prendre des photos de harengs "in situ" et calculer leur inclinaison. Ses résultats montrent une grande différence dans l'angle moyen des poissons entre le jour et la nuit. He (1986) et He et Wardle (1986) présentent quelques résultats sur l'inclinaison du maquereau (*Scomber scombrus*), dont on sait que l'absence de vessie natatoire lui donne une flottabilité négative. Les observations en bassin montrent que l'angle est inversement proportionnel à la vitesse des poissons. Celle-ci étant apparemment plus rapide de jour que de nuit, l'angle d'inclinaison *in situ* devrait être supérieur la nuit, et donc les TS, comme dans le cas des harengs, plus faible. Mitson (1985) a présenté des essais de mise au point de marques acoustiques permettant de mesurer l'angle des poissons, mais à ce jour l'essentiel des travaux publiés (par exemple, Arnold *et al.*, 1987) concerne des espèces de grande taille, généralement démersales et solitaires, ceci étant encore imposé par la dimension respectable des marques.

Aoki et Inagaki (1986) ont effectué des séries de photographies stéréoscopiques dans des concentrations d'anchois (*Engraulis japonica*) *in situ*, et trouvent des résultats parfaitement concordants avec ceux de Buerkle (*op.cit.*): l'angle moyen des anchois, la nuit, varie autour de 11°, tête en l'air.

Cette brève révision bibliographique montre en quoi l'angle des poissons par rapport à l'horizontale influe sur la TS. Pour améliorer la précision de nos évaluations, il nous faut donc nous intéresser de près à ce point. Malheureusement il existe très peu de travaux sur l'angle que prend réellement le poisson sous un navire de prospection. Nous avons présenté le travail d'Olsen (1979) et Olsen *et al.* (1983a, 1983b), qui présentent un modèle de distribution des angles en fonction du bruit du bateau. Mais nous avons vu que dans nos expériences un tel comportement n'apparaissait pas: aucune référence bibliographique ne traite de l'angle que prend réellement un poisson pélagique tropical sous un navire de recherches.

Il était important de vérifier ce point : nous avons donc réalisé plusieurs expériences sur ce sujet.

3.1.2. L'inclinaison des poissons tropicaux de jour.

Il est en général exclu de mesurer les TS des poissons pélagiques de jour car ils sont dans leur immense majorité répartis en bancs suffisamment denses pour rendre impossible l'individualisation d'une cible dans les enregistrements. Nous avons donc réalisé des mesures indirectes à partir d'une série d'expériences sur la plongée des bancs sous un navire de prospection.

L'inclinaison moyenne du poisson peut grossièrement être considérée comme la résultante de la vitesse horizontale et de la vitesse de plongée du banc (Olsen *et al*, 1983).

D'après les données de pêche industrielle au chalut pélagique sur les sardinelles (en particulier sur le stock sénégal-mauritanien), la vitesse maximale de fuite de ce poisson avoisine 4 noeuds, les chalutiers étant contraints de tirer leurs filets à 4.5 noeuds pour le capturer. On peut admettre, dans la mesure où nous n'avons pas observé d'éclatement des bancs dans le plan horizontal, que cette composante horizontale est constante sur l'ensemble d'un banc. Enfin cette vitesse de 2 m/s semble à peu près identique à celle observée par Hara (1987) sur la sardine du Japon (*Sardinops melanosticta*), et très voisine de celle calculée par Misund (1987) pour le hareng. Nous la retiendrons donc dans notre calcul comme vitesse maximum d'un banc en fuite.

Nous considérerons que dans le cas d'un évitement vertical, le banc fuit dans l'axe de la route du bateau, en accord avec nos observations présentées dans le paragraphe précédent. L'angle de plongée des poissons se calculerait alors très simplement par l'équation suivante (Gerlotto, 1988):

$$\varnothing = \text{arc tg} \frac{V_v}{V_h}$$

où \varnothing = angle d'inclinaison moyen des poissons

V_h = vitesse de fuite horizontale (m/s)

V_v = vitesse de plongée verticale (m/s)

Les abaques obtenues en fonction des différentes V_v et V_h sont présentées en figure 51.

Nous ne disposons que de très peu de résultats, ce qui nous interdit de calculer une loi décrivant la plongée des poissons en fonction de la profondeur d'origine, du bruit du bateau, de sa vitesse, etc.. Nous nous contenterons donc de situer sur la figure 51 les points que nous avons observés, afin de vérifier si la plongée a une incidence sur nos résultats. Nous ne pouvons utiliser que les mesures sur le centre de gravité des bancs, car nous ignorons le temps réel pris lors de la première série d'observations pour plonger. Il faut garder en mémoire que la descente apparente du centre de gravité n'est pas seulement due à la plongée du poisson, mais aussi au déplacement du bateau par rapport au banc, le centre de gravité des émissions successives n'étant pas nécessairement situé sur une ligne horizontale à travers le banc.

Nous ne pouvons donc pas prendre comme indicateur la différence de profondeur du centre de gravité d'une émission à l'autre. Nous avons plutôt considéré les valeurs moyennes de plongée du centre de gravité pour les bancs les plus superficiels. La vitesse verticale moyenne de plongée oscille autour de 0.1 m/s. A cette vitesse il faudrait que le banc se déplace horizontalement à moins de 0.3 m/s pour que l'angle de plongée soit supérieur à 10°. Aux vitesses usuelles des bancs, on obtient un angle de plongée inférieur à 5°, ce qui peut être considéré comme négligeable. Nous pouvons donc à l'issue de cette étude présenter pour l'angle de plongée la conclusion suivante:

A la vitesse habituelle de circulation d'un banc de sardinelle au Vénézuela, l'angle de plongée des poissons de ce banc sous un navire de prospection est en général inférieur à 5 degrés, ce qui n'oblige à appliquer aucun facteur correctif.

3.1.3. L'inclinaison des poissons tropicaux de nuit

Ce paragraphe reprend des résultats présentés par Gerlotto *et al* (1991). Les animaux sont en général dispersés la nuit et les mesures de TS sont aisées lorsque l'on dispose d'un sondeur à double faisceau, comme le sondeur "Dual Beam" de Biosonics qu'utilise l'ORSTOM. Nous avons donc réalisé une expérimentation dans le Golfe de Cariaco sur les mêmes espèces que l'observation précédente, et observé le comportement des TS.

Il est évidemment impossible de mesurer depuis un navire de prospection les TS "naturelles" des poissons, ceux-ci étant perturbés par le bateau. Il peut paraître donc a priori impossible de savoir quel angle réel ont les poissons et quelle correction il faut appliquer aux TS calculées: si les poissons ont un angle de 12 degrés comme au naturel (Buerkle, 1983; Aoki et Inagaki, 1986), le facteur correctif est évidemment plus important que s'ils sont en moyenne horizontaux avec une faible variation de l'angle moyen.

Nous avons analysé dans ce sens les résultats de la prospection de nuit dans le Golfe de Cariaco que nous avons déjà présentée (séquences successives d'éclairage et d'obscurité).

Si l'on considère dans ces résultats la valeur moyenne de la section rétrodiffusante pour chaque ESDU, on peut voir que, comme pour les densités, une différence apparaît entre les TS des séquences L+ et L-, ces dernières étant plus élevée. Mais cette différence, pour régulière qu'elle apparaisse, est relativement faible (fig. 48).

En observant plus en détail les données des différentes couches d'eau, on peut voir une fois encore que cette différence n'existe que pour les couches superficielles.

Enfin si l'on s'intéresse maintenant aux histogrammes des TS pour les séquences L+ et L- (en séparant la description pour les couches situées au dessus et au dessous de 17 m), il apparaît nettement que les valeurs modales restent strictement inchangées, et que seule les fortes TS observées durant les ESDU L- dans les couches superficielles disparaissent (fig. 49).

3.1.4. Conclusion

Nous pouvons énoncer les résultats suivants:

- de jour les poissons en bancs ne présentent pas d'angle de plongée tel qu'il nécessite une correction des valeurs de TS;
- de nuit nous n'observons pas de différence dans les mesures de TS (donc d'inclinaison) des poissons, que le milieu soit éclairé ou obscur.

Dans ces conditions, nos conclusions sur le comportement angulaire des poissons perturbés par un navire de prospection seront les suivantes:

- de jour. L'angle que nous estimons est en fait celui du banc. Nous avons vu dans la littérature que les poissons sont approximativement horizontaux de jour. Des observations réalisées sur des bancs de sardinelles et d'autres Clupéidés dans la Caraïbe (*Harengula spp*) nous ont montré que les choses ne sont pas si simples (Fréon *et al.*, 1992; Gerlotto et Fréon, 1992) : les bancs présentent deux formes durant le jour: une forme "non perturbée", où les angles pris sont relativement hétérogènes, et une position "perturbée", que ce soit par un observateur ou un prédateur, où les poissons prennent rapidement une forme beaucoup plus compacte et homogène, et où ils se retrouvent tous en position pratiquement horizontale. Si le comportement des poissons des mers froides est semblable à celui de leurs congénères tropicaux, il nous paraît probable que les observations de jour au Canada et au Japon, que nous avons citées, ont été faites sur des poissons perturbés par la caméra, et non en conditions réellement naturelles. Quoi qu'il en soit, si l'on note que les poissons qui nous intéressent n'ont pas manifesté de plongée rapide, mais qu'ils ont été perturbés puisqu'ils se sont compactés (couches superficielles denses), on peut en conclure que les poissons se trouvent toujours, sous le bateau, en position horizontale ou pratiquement horizontale.

- de nuit. Les poissons réagissent fortement à l'éclairage en nuit de nouvelle lune, et ont pendant les nuits de pleine lune un comportement identique ou presque à leur comportement de jour (bancs). Ils prennent donc une position "perturbée" sous le bateau éclairé, identique à celle qu'ils peuvent prendre de jour, comme nous venons de le voir. On peut donc conclure que sous un navire éclairé les poissons sont

horizontaux. Sous un navire non éclairé, puisque les résultats des évaluations et les histogrammes des TS sont identiques, les poissons doivent également être dans la même position.

Nos observations montrent donc que sous un navire de prospection acoustique les poissons doivent garder le même angle moyen de jour comme de nuit. Aucune correction n'est donc nécessaire.

Ce phénomène s'explique par l'hypothèse suivante: nous avons vu plus haut que le bruit était un stimulus perturbateur relativement faible, mais suffisant pour mettre le poisson en position d'alerte. En l'absence de lumière les animaux ne peuvent avoir d'autre comportement que celui de veille. Lorsque le stimulus lumineux (ou la lumière naturelle) est suffisamment fort pour permettre au poisson de s'éloigner de la source de stress, on observe un déplacement des concentrations, mais soit modéré de jour (plongée des bancs superficiels), soit anticipé de nuit, puisque les concentrations sont déjà stabilisées avant le passage du bateau, et les poissons ont repris leur posture de veille, donc horizontale.

Le bilan des réactions d'inclinaison des poissons montre que ce phénomène, bien loin d'obéir la validité de la prospection, est au contraire hautement favorable. En effet il "standardise" la position des individus sous le navire et, en leur faisant prendre une posture de veille, réduit l'angle qu'ils font avec l'horizontale et en tout cas rend cet angle constant.

3.2. L'OMBRE ACOUSTIQUE

3.2.1. Révision bibliographique

Lorsque les concentrations de poissons se présentent en très fortes densités sur une épaisseur importante, on peut observer un masquage d'une partie des animaux par ceux des couches supérieures. Deux types d'expériences ont été réalisés et présentés dans la littérature: Röttingen (1976) a le premier publié des observations sur ce phénomène et lui a trouvé son nom. Son expérience a consisté à introduire dans une cage des poissons en quantités croissantes et à mesurer leur densité par écho-intégration (fig. 52). Il démontre qu'au delà d'une certaine densité les mesures acoustiques atteignent un palier. Foote (1978, 1982, 1983), à partir de ces résultats, a présenté une formulation mathématique du phénomène. Il présente deux équations, suivant les cas:

- poissons relativement dispersés (absence d'extinction):

$$\begin{aligned} N \\ \epsilon_{\text{tot}} &= \sum \epsilon_i \\ i=1 \end{aligned}$$

- poissons uniformément distribués dans une couche d'épaisseur:

$$\varepsilon_{\text{tot}} = \frac{1 - \exp(-2 \cdot v \cdot \delta z \cdot \sigma_e)}{2 \cdot v \cdot \delta z \cdot \sigma_e} \cdot \sum_{i=1}^N \varepsilon_i$$

où ε_{tot} = densité en poissons

σ_e = section acoustique diffusante moyenne des poissons

ε_i = énergie réfléchie moyenne du i ème poisson

δz = épaisseur de la couche.

v = densité en Nb/m³

Lytle et Maxwell (1978), de façon un peu différente, mais sur le même principe, ont présenté un modèle basé sur l'assimilation des phénomènes acoustiques aux lois de l'optique prenant en compte les phénomènes de réflexion multiples et d'atténuation dus à la présence de multiples cibles dans le faisceau sonore. Dans ces conditions on définit la "densité optique", ρ , comme une fonction proportionnelle à la densité en nombre de cibles $n(z,w)$, et l'extension verticale z de la concentration (banc), pour des individus de dimension w :

$$\tau(z) = \int_0^z \int_w \sigma(w) \cdot n(z,w) dw dz$$

ou, dans le cas de densités en nombre homogène sur toute l'épaisseur d'eau z , soit ρ :

$$\tau(z) = \rho \sigma_t z$$

A partir de cette équation, les auteurs définissent trois cas:

(a): $\tau(z) \ll 1$; banc très diffus, où l'énergie incidente pour chaque poisson n'est pas perturbée par la présence des autres cibles. Alors les formules classiques d'écho-intégration peuvent être appliquées.

(b): $\tau(z) = 1$; dans ce cas l'intégration à la profondeur z doit être calculée à partir de formules transformées prenant en compte l'atténuation due à l'ombre acoustique.

(c): $\tau(z) \gg 1$; ici le problème devient infiniment plus complexe, et les auteurs ne proposent pas de solution, car on ne peut plus comme précédemment négliger l'effet sur l'énergie incidente en un point des réflexions préalables dues aux autres cibles, et la seule solution d'après ces auteurs, consiste alors à utiliser d'autres théories plus complexes.

Les auteurs présentent ensuite les résultats d'expériences en bassin, utilisant un transducteur vertical en surface (émission/réception) et un récepteur dans l'axe du faisceau au fond du bassin. Les mesures sont effectuées sur des densités de 110 à 650 poissons/m³, les individus ayant un poids moyen de 140 g. Les résultats montrent qu'à partir d'un nombre de cibles supérieur à 130/m³, les densités mesurées ne représentent plus correctement les densités réelles (fig. 53). Il est évidemment important de vérifier si ces densités se rencontrent dans le milieu naturel.

Une expérience proche a été présentée par Armstrong *et al* (1989), qui a consisté en une cage au dessus et en dessous de laquelle ont été placées des sphères de calibration. Les auteurs montrent par exemple qu'à la fréquence de 38 kHz une épaisseur de banc de 10 m à des densités de 10 poissons de 25-30 cm conduit à une sous-estimation de la densité de 35 %.

Citons enfin les travaux de Burczynski *et al.* (1987) dans des cages d'aquaculture, milieu intermédiaire entre une cage de calibration et la mer ouverte, mais présentant de hautes densités (jusqu'à 100 poissons par m³), où l'on sous-évalue également fortement la biomasse évaluée par écho-intégration.

D'autres recherches ont consisté à vérifier dans le milieu naturel les conclusions des travaux précédents qui ont été réalisés en bassins ou en cages.

A notre connaissance la seule expérimentation directe *in situ* présentée à ce sujet est celle d'Olsen (1985; 1986). Cet auteur observe que l'écho du fond a tendance à diminuer lorsqu'un banc circule entre celui-ci et le transducteur, phénomène qui ne peut s'expliquer que par une atténuation de l'énergie incidente et réfléchie. L'auteur place alors sur le passage d'un banc pélagique de harengs de 19.5 cm un transducteur superficiel sous lequel est suspendu une boule de calibration en acier de 12.5 cm, à la TS parfaitement connue. Lorsque le banc passe entre transducteur et boule, une très forte diminution de l'écho de cette dernière apparaît. Des comptages photographiques sur des bancs similaires dans la même région ont donné des densités de 150 à 160 poissons/m³. Des mesures acoustiques sur les premiers mètres du banc étudié ont donné approximativement le même résultat, environ 100-140 poissons par mètre carré. L'auteur observe que les densités acoustiques sont notablement plus faibles au delà de 10 m d'épaisseur, ce qui serait signe d'une atténuation due aux couches supérieures, et donc conclue à une très probable sous-estimation des densités de poissons en bancs denses.

Plus récemment Toresen (1991) a utilisé une méthode indirecte, basée sur la valeur de l'écho du fond. Il a évalué l'effet d'ombre acoustique en utilisant cet écho comme marqueur, sous divers bancs de harengs. Les bancs sont analysés par couches horizontales supposées homogènes. La relation entre l'écho du fond et la densité est calculée, suivant un modèle développé par l'auteur, puis un facteur de

correction est obtenu pour chaque couche. les facteurs de correction estimés par cette méthode sur les bancs observés sont de l'ordre de 0.03 à 0.05 dB par mètre de couche, ce qui représente moins d'1 dB pour un banc de 20 m d'épaisseur. Les densités des bancs ont été estimées à 1 ou 2 poissons par m³, soit 0.5 kg/m³.

Ces expériences montrent que deux paramètres ont une grande importance dans les évaluations: la densité et l'épaisseur des bancs. Il devient important alors de savoir si ces densités supérieures à 100 poissons de 100 à 140 grammes, soit environ 10 kg par mètre carré, sont des cas fréquents, et d'autre part si les bancs épais sont vraiment homogènes.

Des facteurs correctifs théoriques ont été présentés dans la littérature; ils sont présentés en synthèse par Olsen (1987) à partir des travaux de Foote *et al.* (1986), Clay et Medwin (1977), Pitcher et Partridge (1979). Olsen propose donc un facteur de correction Cf, permettant de réécrire l'équation de Foote de la forme suivante:

$$\sum_{i=1}^N \epsilon_i = \epsilon_{tot} \cdot \frac{2 v \sigma_e \delta z}{1 - \exp(2 v \sigma_e \delta z)} = \epsilon_{tot} \cdot Cf$$

Enfin le tableau 11 présente une synthèse des informations que nous avons rencontrées dans la littérature sur la densité des bancs pélagique pour des espèces proches de celles sur lesquelles nous travaillons.

Ce tableau montre bien la variabilité extrême des densités. Cela dit, ces résultats permettent d'extraire deux observations générales:

- si l'on excepte le cas très particulier du hareng en période de reproduction, les densités dépassent rarement 10 individus de 20 cm par m³, et se situent plutôt autour de 1-3 individus par m³. Quant aux densités en kg/m³, elles présentent deux types de valeurs: une valeur courante qui pour la plupart des espèces oscille entre 0.1 et 3 kg/m³, et de très fortes densités (30 kg/m³) qui sont le fait des harengs en période de reproduction (plus une série de valeurs sur les anchois qui avoisine ces densités).

- les densités rencontrées *in situ* sont bien plus faibles que celles observées en laboratoire. Nous avons présenté dans d'autres documents l'explication de ce phénomène (Fréon *et al.*, 1992).

Muni de ces informations, nous pouvons mesurer quelles dimensions et densités les bancs de poissons pélagiques tropicaux peuvent présenter, avant de calculer un éventuel facteur de correction.

Tableau 11. Récapitulatif bibliographique des densités mesurées dans les bancs de diverses espèces.
(d'après Simmonds *et al*, 1991) Légendes du tableau, voir ci-dessous

Espèce	AUT.	esp.	long.	poids (cm)	dens. (g)	dens. (N/m ³)	exp. (kg/m ³)	
Poll	1	1.14		27.1				v.p.
	1	1.27		27.1				"
	1	1.15		27.1				"
	1	.99		27.1				"
	1	1.07		31.7				"
	1	.95		31.7				"
Gad	1	.63		48.5				"
Cl.h	1	.71						"
Tr. j	2	1.43		20.0	100	6.6-19.5	0.7-20	s.p.
En. j	2	7.8				0.25	0.005	s.p.
En. j	2	12.0				0.85		s.p.
Sc.sp	2	1.51		16.0	50			s.p.
Am.l	3	0.45						v.p.
Am.l	3	0.34						v.p.
Et.t	4							s.p.
En.j	4	10	8					s.p.
En.m	5	1.2				115	1.3	s.p.
Ma.v	6	5.7						s.p.
Cl.h	7						0.07-2.5	s.ei
Cl.h	8					2-5		s.ei
Cl.h	9					0.5-1		s.ei
Cl.h	10						1.2-0.8 psp	
Cl.h	10						30-32 sp	
Cl.h	11					10-15	0.5-0.75	s.p.
Sc.sc	12	0.3-1.8						
Sc.sc	13	3.2						
Gad.	13	3.2						
Ma.v	13	10						
Hg Pac	14						0.004-30	s.a.p.
En.m	15	0.2-0.5	12	11		800-3000	8.8-33	calc.
En.m	16		12			50-75	0.8	v
En.m	17		12			650		
Sl.a	18		24 ?	225 ?		0-50 ≈ 20	0-11 ≈ 4.5	s.ei
tt.pel	19						0.67 (j)	s.ei
tt.pel	19						0.27 (n)	s.ei
O. s.	20		16.3	37.8		7-119	0.24-4.5	calc.
Sc.sc	20		20.2	90.5		4-67	0.33-6.0	calc.
Cl.h	21		26.6	126		0.008-0.79	0.001-0.03	
Cl.h	22					0.05-0.25	0.006-0.03	
Cl.h	23					0.6	0.075	
Cl.h	24		19.5	≈ 50		100-140	5-7	s.a.
Cl.h	24		19.5	≈ 50		150-160	7.5-8	s.p.
Cl.h	25		29.5	188		0.8	0.15	s.p.
Cl.h	26					1.5	0.5	s.ei

Tableau 11: légendes

Sources bibliographiques:

- | | |
|------------------------------------|------------------------------------|
| 1 : PARTRIDGE et PITCHER, 1979 | 2 : AOKI <i>et al.</i> , 1986 |
| 3 : PITCHER et WYCZE, 1983 | 4 : AOKI et INAGAKI, 1988 |
| 5 : GRAVES, 1976 | 6 : SEREBROV, 1984 |
| 7 : WALSH et ARMSTRONG, 1985 | 8 : YUDOVICH, 1953 |
| 9 : TRUSKANOV et SHERBINO, 1962 | 10 : GLASS <i>et al.</i> , 1986 |
| 11 : OLSEN, 1987 | 12 : MULLIGAN <i>et al.</i> , 1987 |
| 13 : ROSE et LEGGET, 1988 | 14 : MAIS, 1974 |
| 15 : VAN HOLST et HUNTER, 1970 | 16 : ELMINOWICZ, 19 |
| 17 : DAVIES, 1973 | 18 : BAZIGOS, 1978 |
| 19 : GERLOTTO <i>et al.</i> , 1976 | 20 : TRUSKANOV et ZAPHERMAN, 1977 |
| 21 : SHOTTON, 1983 | 22 : OLSEN, 1985 |
| 23 : SEREBROV, 1976 | 24 : TORESEN, 1991 |
| 25 : BUERKLE, 1987 | |

Code espèces: Poll.: *Pollachius virens*; Gad.: *Gadus morrhua*; Cl.h.: *Clupea harengus*; Tr.j.: *Trachurus japonicus*; En.j.: *Engraulis japonicus*; Sc.sp.: *Scomber sp.*; Am.l.: *Ammodytes lanceolatus*; Et.t.: *Etrumeus teres*; En.m.: *Engraulis mordax*; Ma.v.: *Mallotus villosus*; Sc.sc.: *Scomber scombrus*; Hg.pac.: hareng pacifique; Sl.a.: *Sardinella aurita*; tt.pel.: divers pélagiques; O.s.: oil sardine.

Code expérience: v: *in vitro*; p: photo/film; s: *in situ*; ei: écho-intégration; a: acoustique; calc: calcul. AUT: auteur; esp: espace inter-individus; exp: conditions d'observation. psp: préponce. sp: ponte

3.2.2. L'ombre acoustique dans les bancs tropicaux

l'ombre acoustique dans les bancs dépend de trois paramètres:

- la section diffusante des poissons;
- la densité en cibles
- l'épaisseur du banc

les bancs tropicaux présentent en général des densités et des épaisseurs modérées. Mais il est intéressant de toute façon d'évaluer le biais que l'ombre acoustique peut apporter à l'évaluation d'une campagne. Pour cela nous avons réalisé deux opérations:

Tour d'abord nous avons utilisé le "facteur de correction" présenté par Foote (1983) et Olsen (1987), décrit plus haut.

Comme la formule le montre, on peut indifféremment mesurer la densité de volume η ou la densité de surface $D = \eta \delta z$. C'est ce que nous avons choisi. Le facteur de correction C_f devient alors:

$$C_f = \frac{2 D \sigma_e}{1 - \exp(-2 D \sigma_e)}$$

On peut simplifier cette formule en assimilant σ_e à σ_s , sachant que pour les cas où le diamètre de la cible est très supérieur à la longueur d'onde, la section absorbante σ_a est très faible, et l'équation de la section diffusante devient:

$$\sigma_e = \sigma_a + \sigma_s \approx \sigma_s \quad (\text{Clay et Medwin, 1977})$$

Le facteur de correction peut alors se calculer simplement à partir de l'équation de la TS, en utilisant la valeur expérimentale de cette dernière.

Nous avons tout d'abord tenté de mesurer l'ordre de grandeur du phénomène. Il est en effet inutile de chercher à construire un modèle correctif compliqué, nécessitant une série d'hypothèses qui apportent en général autant de biais qu'elles en éliminent, si le phénomène n'est pas de grande ampleur. Afin de mesurer cet ordre de grandeur, nous avons utilisé les données de deux campagnes différentes, représentatives de ce que nous sommes susceptibles de rencontrer comme distributions: la campagne CAP 7605 au Sénégal et la campagne ECOMAR 1 au Venezuela.

Les calculs des dimensions et densités des bancs ont été effectués en utilisant la méthode de Johannesson et Losse (1977) à partir des valeurs fournies par l'écho-intégrateur analogique QM de SIMRAD. La densité en nb de poissons/m³ est de la forme:

$$\rho_v = C(M \cdot D_{cal} / H \cdot dT)$$

où C = constante d'intégration

M = déviation de l'écho-intégrateur

D_{cal} = distance de calibration (en m)

H et dT = hauteur et diamètre du banc

ρ_v est de même dimension que v dans la formule de Foote (1982).

- CAP 7605. 434 bancs ont été répertoriés pendant la campagne, dont 139 de nuit et 295 de jour. Le poids moyen des bancs de jour a été évalué à 11 tonnes. Les densités varient de 0.01 à 5 kg/m³ de jour, de 0.01 à 3 kg/m³ de nuit (fig. 54).

Nous avons ensuite tenté de vérifier s'il existait une relation entre la densité et l'épaisseur des bancs (tableau 12). Il apparaît aucune relation significative entre ces deux paramètres.

Enfin on peut noter en passant que les bancs de nuit sont constitués d'un groupe unique à faible densité (0.2 kg/m³), groupe auquel de jour s'ajoutent deux groupes plus denses, l'un formé de bancs à densités comprises entre 0.5 et 2 kg/m³ et l'autre de bancs à densités supérieures à 2 kg/m³.

Tableau 11 : relation entre densité et dimensions des bancs au Sénégal.

	n	r
densité/biomasse	431	0.12
densité/volume	100	0.09
densité/épaisseur	124	0.14

- ECOMAR 1. La campagne s'est déroulée en deux parties échantillonnées différemment: d'une part une prospection générale sur l'ensemble de la zone de travail (prospection A), d'autre part un suréchantillonnage intense dans une petite partie de la région, le golfe de Cariaco (prospection B). Au total, 264 bancs ont été répertoriés, 142 lors de la prospection A, et 122 pour B.

- prospection A. Les densités semblent beaucoup plus variables que dans le cas du Sénégal, et s'étendent de 0.01 à 25 kg/m³ (fig. 55 et 56). L'épaisseur moyenne des bancs est de 6.9 m.

Il faut toutefois noter que 81 % des bancs ont une densité inférieure à 2 kg/m³ et 92 % inférieure à 5 kg/m³.

Si l'on étudie maintenant la relation entre densité et épaisseur des bancs, on peut voir ici aussi qu'elle est inexistante. Les 7 bancs à densité supérieure à 10 kg/m³ ont une épaisseur comprise entre 3 et 7 m.

L'histogramme de fréquence des logarithmes des densités présente une structure plurimodale nette (fig. 55). La méthode de Gheno et Le Guen (1969) appliquée sur cette distribution permet d'extraire au moins trois modes, dont il serait intéressant de chercher la signification biologique, ce qui hélas n'entre pas dans le cadre de cette étude.

- prospection B. On retrouve ici le schéma précédent, avec une différence: on ne rencontre pas de banc à densité supérieure à 10 kg/m³: 85 % des bancs ont une densité inférieure à 2 kg/m³. Il n'existe pas de relation significative entre la densité et l'épaisseur des bancs (fig. 56).

En conclusion de cette analyse des bancs rencontrés pendant deux campagnes, on peut voir que très généralement les bancs pélagiques des zones tropicales présentent des densités faibles qui vont le plus souvent de 0.05 à 2 kg/m³.

Nous avons montré dans un autre travail (Gerlotto, 1987) qu'en première approximation on pouvait utiliser une mesure générale de TS pour tous les poissons pélagiques couramment rencontrés dans les eaux tropicales. Nous avons alors étudié plus en détail la campagne ECOMAR 1, dans laquelle nous avons fait l'hypothèse que tous les bancs rencontrés lors de la prospection A étaient le fait de poissons de 50 grammes, ce qui correspond à une *Sardinella aurita* de 15 cm LF (Fréon *et al.*, 1979), sur laquelle la TS mesurée est de -47 dB.

La section diffusante σ de ce poisson vaut donc en échelle arithmétique

$$\sigma = 2.51 \times 10^{-4}$$

Muni de ces informations nous avons calculé C_f pour diverses densités de surface, que nous avons regroupées dans le tableau 13.

Ces données ont alors été appliquées à la prospection A d'ECOMAR 1. Pour cela nous avons placé sur le diagramme de distribution des bancs en fonction de leur densité et de leur épaisseur, les courbes de densité par m^2 pour lesquelles les C_f ont été calculés dans le tableau 13 (fig. 56). Ces abaques nous indiquent le nombre de bancs pour lesquels les différentes corrections doivent être appliquées. Les résultats de cette observation sont présentées dans le tableau 13: il nous montre que 16 % des bancs enregistrés pendant ECOMAR 1 nécessitent une correction supérieure à 20 %

Tableau 13. Evaluation du facteur de correction dû à l'ombre acoustique pour différentes densités de surface des bancs pélagiques

D	C_f
1 kg/m^2	1.005
2 kg/m^2	1.01
10 kg/m^2	1.05
50 kg/m^2	1.27
100 kg/m^2	2.73

Si l'on considère maintenant la valeur de biomasse que cette ombre acoustique fait "disparaître" de la biomasse totale en bancs calculée pour ECOMAR 1, nous calculons que ce biais représente environ 4.2 % (tableau 14).

Ramené à la biomasse totale (en bancs et dispersée) de la campagne ECOMAR 1, le biais devient largement inférieur à 1 %, et peut être considéré comme négligeable dans le calcul de la précision de l'évaluation.

Tableau 14 : répartition des bancs pour chaque niveau de C_f

Nb de bancs	C_f
59	< 1.005
49	< 1.05
11	< 1.27
11	< 2.73
2	> 2.73

Tableau 15 : Evaluation du facteur correctif global au Vénézuéla

biomasse totale bancs	62 338 t
biomasse supplémentaire due à l'application du C_f	2 587 t
proportion de la biomasse supplémentaire/b. totale	4.2 %

On voit donc que, bien que cela puisse se produire dans un petit nombre de cas, et qu'il faille en tenir compte dans toute étude sur les bancs, le phénomène d'ombre acoustique dans les bancs tropicaux ne peut pas être considéré comme un facteur limitant dans les évaluations acoustiques des stocks pélagiques tropicaux.

CONCLUSION SUR L'IMPACT DU COMPORTEMENT

Nous avons débuté ce travail avec l'ambition de répondre à la question:

"Quelle importance le comportement peut-il avoir sur les évaluations de biomasse par acoustique ?". Intuitivement d'ailleurs nous pensions devoir répondre qu'elle était très forte, au point peut-être de rendre problématique l'emploi de l'acoustique pour les évaluations de stocks halieutiques en milieu tropical.

Nous n'avons pas pu évidemment traiter ce sujet de façon exhaustive, car nous avons découvert au fur et à mesure de nos expérimentations que le comportement est un domaine où la variabilité des réponses à ce que nous supposons être des conditions identiques est immense, les conditions non maîtrisées étant innombrables.

Tout en sachant donc notre étude incomplète, nous avons pu voir qu'en règle générale le comportement n'était pas un facteur critique, et que moyennant certaines précautions et corrections, il pouvait être pris en compte sans trop de problèmes dans les évaluations.

Il est cependant clair que tant au niveau de la stratégie de prospection qu'à celui des précautions d'emploi de l'outil, des aménagements sont indispensables. Nous les avons énumérés au long de cette étude; citons par exemple la séparation des prospections de jour et de nuit, l'obligation de maîtriser l'éclairage du bateau de recherches, la prise en compte de la phase lunaire, etc. Nous reprendrons ces conclusions point par point lorsque nous nous intéresserons à la stratégie de prospection.

Enfin nous avons vu émerger deux faits.

A. L'un des grands problèmes qui se posent maintenant, et qui est dû indirectement au comportement, est celui de la connaissance biologique du stock. Une idée ancienne a fait long feu: l'écho-intégration n'est pas une alternative économique à une étude de dynamique des populations dans une région où les connaissances sont limitées. Si l'on peut en effet prospecter une zone inconnue, et si c'est bien la seule façon d'évaluer une population non exploitée dont on ignore tout, il n'en reste pas moins que l'information recueillie sera pauvre et son incertitude très élevée. Prenons un exemple. Nous avons découvert que la grande inconnue résidait dans la difficulté de trouver les "données rares", c'est à dire les quelques très fortes concentrations confinées sur des espaces réduits, et que même celles-ci repérées, leur analyse et leur extrapolation exigeait une très bonne connaissance du stock. Car il n'existe aucun moyen automatique ni aucune aide statistique qui permette de décider si la seule forte valeur que nous aurons rencontrée dans notre prospection est unique ou non dans la zone d'étude. Seule une

connaissance approfondie de la biologie et de l'écologie du stock permettra au chercheur de prendre la bonne décision quant à l'extrapolation de cette valeur.

B. En revanche la "bonne surprise" de cette étude est que l'on peut tirer des informations multiples des caractéristiques du comportement. On peut en particulier utiliser les différences de comportement des détections comme aide à l'identification des populations, ce qui est l'un des grands problèmes qui se posent au chercheur utilisant l'acoustique, comme nous le verrons dans le chapitre suivant de ce travail.

CHAPITRE 2

MISE AU POINT DE METHODOLOGIES D'ECHANTILLONNAGE ET DE STRATIFICATION POUR L'EVALUATION ET L'IDENTIFICATION DES DETECTIONS ACOUSTIQUES

INTRODUCTION

Nous avons vu dans le chapitre précédent le rôle que jouait le comportement sur les résultats des prospections acoustiques. Cette étude a permis de démontrer :

- que les biais induits par le comportement n'étaient pas aussi importants qu'on aurait pu le craindre;
- que dans la plupart des cas ils étaient mesurables;
- enfin que les différences de comportement des populations de poissons pouvaient même parfois être utilisés pour obtenir une meilleure connaissance des populations observées.

On définit en général une population comme "l'ensemble des individus vivant à un moment donné dans un écosystème déterminé et possédant des caractères communs transmissibles par hérédité" (Le Guen, 1972). En acoustique appliquée aux stocks tropicaux, nous ne pouvons pas, au moins au début des analyses, nous intéresser à une seule population, car les échos proviennent de toutes les espèces de la communauté. Nous utiliserons donc le terme "population" dans une acception plus large, où les caractères communs sont ceux d'un ordre et non pas d'une espèce, tout en sachant qu'il s'agit là d'un abus de langage.

Ces remarques nous amènent à une nouvelle étape dans notre réflexion: puisque nos échantillons (ESDU), tant par leurs caractéristiques acoustiques que biologiques, sont représentatifs des populations observées, quelle est la méthode la plus adéquate pour obtenir une évaluation satisfaisante de la biomasse et de son intervalle de confiance?

Il existe plusieurs méthodes de calcul de la biomasse d'un stock, mais toutes nécessitent deux types d'information : acoustique et biologique. On verra mieux à quoi correspondent ces besoins en rappelant brièvement la méthode de calcul la plus courante, mise au point par Nakken et Dommases (1975).

Elle utilise deux paramètres :

- les proportions dans la population des différentes espèces (k_i);
- les caractéristiques acoustiques de ces différentes espèces (C_i).

Dans le cas où en un même point n espèces sont présentes, chacune d'entre elles sera responsable d'une part de la valeur M d'intégration

$$M = M_1 + M_2 + \dots + M_i + \dots + M_n$$

Les proportions en biomasse étant supposées représentées par d'égales proportions de M , soient k_i , on obtient pour chaque espèce une équation simplifiée de la densité :

$$d_i = C_i M_i \quad (1)$$

$$\text{et } k_i = d_i / \sum_{j=1}^n d_j \quad (2)$$

Pour ces n espèces, le jeu d'équations permettant le calcul des M_i est le suivant :

$$k_1/k_2 = C_1 M_1 / C_2 M_2 \quad k_1/k_3 = C_1 M_1 / C_3 M_3 \quad \text{etc...}$$

Si l'on appelle A le produit $C_1 C_2 C_3 \dots C_i \dots C_n$, alors

$$d_i = k_i \cdot M$$

$$A = \frac{k_1(A/C_1) + k_2(A/C_2) + \dots + k_n(A/C_n)}{k_1 + k_2 + \dots + k_n}$$

On peut simplifier par A :

$$K = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{k_i}{C_i}}$$

et l'on peut donc calculer les différents M_i .

Si l'on veut aussi prendre en compte les différentes classes de tailles des espèces, il suffira de considérer, comme pour les espèces, que chaque cohorte a sa propre valeur de C .

On voit tout de suite quels sont les points délicats de cette méthode, à partir des équations (1) et (2) :

- risques d'erreur sur M . En considérant que les ESDU sont bien représentatifs des densités, ce risque est celui lié au calcul de la densité moyenne (ou, ce qui est strictement proportionnel, de la biomasse totale). Il nous faudra ici nous intéresser aux caractéristiques des données afin de pouvoir déterminer quels sont les outils de calcul les mieux adaptés mais aussi concevoir, à partir de ces caractéristiques, le schéma d'échantillonnage le plus efficace en termes de coût et de validité des résultats d'évaluation.

- risques d'erreur sur k_i . ce risque d'erreur est inhérent au type d'échantillonnage effectué : toute erreur sur les évaluations des proportions des espèces entraînera une erreur sur le résultat final. Le problème majeur est celui de l'identification des populations évaluées, et ici aussi nous devrons vérifier la validité des méthodes existantes avant d'en choisir ou d'en concevoir qui soient adaptées au milieu que nous étudions.

I. LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET DE STRATIFICATION

1.1. DESCRIPTION DES CARACTERISTIQUES STATISTIQUES DES DONNEES ET DES OUTILS D'ANALYSE.

Une campagne de prospection acoustique est réalisée dans le but d'obtenir une évaluation de la ressource. C'est l'objectif prioritaire. Un autre s'y est ajouté par la suite, grâce à l'évolution des méthodes et des techniques de prospection: il s'agit d'obtenir par des moyens directs et rapides des informations de type écologiques et éthologiques aidant à la connaissance du stock et à son exploitation.

Ces objectifs passent par le calcul de plusieurs paramètres ou la collecte de certaines informations.

- **La biomasse totale.** Rappelons que nous ne nous pencherons pas dans ce travail sur les problèmes posés par la transformation des valeurs acoustiques en valeurs de densité. Nous partons du principe que les échos reçus sont bien représentatifs des densités recherchées. La biomasse totale est alors le produit de la densité moyenne par la surface prospectée. Le choix d'un type de couverture de la zone à prospecter, qui conditionne le calcul de la densité aussi bien que la mesure des limites de l'aire, est donc primordial.

- **la précision de cette évaluation.** Un chiffre de biomasse présenté sans son intervalle de confiance est de peu d'utilité. Encore faut-il savoir de quel intervalle de confiance il s'agit. Dans notre cas la question posée est simple et d'ordre "économique": plus que d'un intervalle de confiance au sens statistique du terme, on désire obtenir une fourchette entre l'évaluation minimale de la biomasse et son évaluation maximale, fourchette aussi étroite que possible et à l'intérieur de laquelle soit située la valeur vraie. En général les indices proviennent de la variance obtenue à partir des échantillons ($S^2_{échant}$). Ce genre de valeur n'est pas exactement ce que l'on souhaite avoir, et si l'approximation entre intervalle de confiance statistique et "fourchette d'estimation" est souvent bonne, il faut garder en mémoire qu'il existe des cas où "l'assimilation de $S(x)$ à $Sechant(x)$ n'est pas [toujours] justifiable" (Mullon et Pichon, 1990).

- **des informations sur la structure et la distribution géographique** de cette biomasse. Cette distribution spatiale se détermine par plusieurs caractères, qui peuvent être géographiques (répartition plane des concentrations, cartographie), ou structuraux (formation en bancs, en agrégations, etc..) et ceci à différentes échelles. Les informations sur ces structures sont importantes à plusieurs titres: pour définir les biais qu'elles peuvent introduire dans les données (cf chapitre 1); pour définir les meilleures

méthodes de prospection et des schémas d'échantillonnage adaptés; pour fournir des informations à la pêcherie; pour obtenir des éléments permettant l'identification des populations, etc..

Il nous faut donc maintenant étudier les caractéristiques statistiques de nos données, afin de définir les méthodes d'échantillonnage et d'analyse les plus efficaces pour l'évaluation et la description de ces structures.

1.1.1. Caractéristiques statistiques usuelles des ESDU

Une des façons habituelles de déterminer ces caractéristiques consiste à étudier un ou des jeux de données simples et qui représentent bien ce que l'on obtient le plus souvent à l'issue d'une campagne.

Tableau 1. Densités relatives par ESDU au cours de la campagne CAP 7605

ESDU	Nº de radiale													
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14
1	6	0	9	33	4	27	8	45	56	15	6	162	45	20
2	0	4	34	36	4	28	7	13	19	77	26	128	80	28
3	1	47	22	21	13	46	16	21	20	27	125	18	20	36
4	5	22	3	23	5	2	12	112	56	75	705	55	38	44
5	0	63	9	7	3	17	10	34	20	154	159	59	44	85
6	24	27	0	2	17	9	17	3	2	36	26	75	15	86
7	0	3	9	12	1	2	2	4	4	80	21	31	116	9
8	0	2	13	3	7	6	1	9	3	15	437	972	125	1
9	6	18	2	6	6	0	0	0	11	272	261	487	15	7
10	29	5	12	0	11	2	5	7	0	8	72	64	46	4
11	25	25	10	21	0	0	0	12	2	10	90	27	6	
12	21	13	19	3	6	18	15	7	4	16	38	74	29	
13	1	3	1	3	18	19	2	18	5	71	34	3		
14	0	2	5	0	2	12	10	0	14	1	26	26		
15		20	2	5	11	16	10	0	0	10	1			
16			5		1	6	5	8	14	3				
17				4	23	17	8	4						
18					2	17	47	21	2					
19							52	4	9					
20							0	0						

Nous avons sélectionné un jeu de données de densités obtenues de nuit au cours d'une campagne le long de la Petite Côte du Sénégal en avril-mai 1976 (Gerlotto *et al.*, 1976). Ce jeu est représenté sur la figure 1 et le tableau 1. Il est des cas où ce jeu est par trop schématique: nous avons alors utilisé la campagne ECHOVEN 2 déjà présentée. Enfin, pour la détermination de certaines caractéristiques particulières des données, il nous a fallu concevoir des expérimentations spéciales. Nous avons profité alors des conditions tout à fait exceptionnelles en zone tropicale que présente le Golfe de Cariaco que nous avons déjà décrit.

A. Type de distribution.

Les outils statistiques les plus simples et les plus classiques ont été élaborés pour des distributions normales. Or les distributions des densités de poissons sont extrêmement loin de la normalité. En règle générale les distributions s'approchent du type binomial négatif ou lognormal.

Barbieri (1982) présente une analyse détaillée des méthodes de transformation des données et des résultats que ces méthodes procurent. Nous appliquerons son protocole de transformation le plus efficace. Il consiste dans un premier temps à ajuster la loi de Taylor, où "les points (m, S^2) se disposent, sur un graphique log-log, en un nuage rectiligne révélateur d'une liaison stochastique de la forme:

$$\sigma^2 = a \cdot \mu^2 \quad \Leftrightarrow \log \sigma^2 = \log a + b \log \mu$$

où a et b sont les paramètres de la population" (Barbieri, *op. cit.*). Lorsque $b = 2$, nous nous trouvons devant le cas particulier d'une distribution lognormale simple.

Nous avons appliqué la transformation en $\log(x+1)$ aux données d'ECHOVEN 2, en séparant les valeurs "jour" des valeurs "nuit".

- jour: les points ($\log m, \log S^2$) pour chaque radiale sont représentés sur la figure 2 a. L'équation de la droite est:

$$\log \sigma^2 = 1.174 + 1.85 \log \mu \quad \text{avec } b = 1.85$$

- nuit: les points de nuit sont présentés sur la figure 2 b. Pour ces chiffres, on obtient une valeur de $b=2.158$

Bien entendu il est toujours hasardeux de généraliser un résultat à partir des données d'une seule campagne. Mais si l'on observe que Barbieri (*op.cit.*) a obtenu ce même résultat sur une grande quantité

de campagnes et que nous obtenons strictement le même genre de résultat, nous pouvons conclure sans grand risque qu'il s'agit là d'un cas très général dans les données acoustiques tropicales, et donc que notre généralisation n'est pas irréaliste. Nous considérerons alors que dans nos campagnes la valeur de b oscille autour de 2, ce qui nous autorise à appliquer la transformation simple en $\log(x+1)$. L'observation de la figure 3 (régression moyenne-variance sur les données transformées) nous montre que cette transformation rend indépendantes les moyennes et les variances à un niveau que nous estimerons satisfaisant. Par conséquent nous pourrons appliquer sur nos données cette transformation lorsque cela sera nécessaire.

D'autres auteurs, tels Mac Lennan et Mac Kenzie (1988) ou Shotton et Bazigos (1983), présentent différentes méthodes pour calculer un extracteur non biaisé de la moyenne vraie des données après transformation logarithmique. Bien que dans leur cas les auteurs ajustent une loi delta (après élimination des valeurs nulles), ils signalent que dans tous les cas ces méthodes impliquent que les variables transformées sous la forme $\log(x)$ ou $\log(a+x)$ soient distribuées normalement. Nous avons aussi testé la distribution de CAP 7605 et observé que ce jeu de données lui aussi était approximativement de type lognormal (figure 4 a et b).

Il faut toutefois relativiser ce point. En effet si l'on regarde de plus près les distribution réelles, on peut voir que l'ajustement est loin d'être parfait, surtout dans les fortes valeurs. Dans ces conditions l'anamorphose n'est pas une méthode à conseiller, car si elle permet de traiter le gros des données devenues "obéissantes", elle est pratiquement "irréversible", de par ces fortes valeurs non ajustées. La transformation antilog ne peut se faire que si la loi est strictement lognormale. Or la lognormalité cesse pour les fortes valeurs de l'histogramme, dont la queue est beaucoup plus importante que dans le cas d'une loi lognormale, mais avec un nombre d'échantillons si faibles que les moyens statistiques usuels (χ^2 par exemple) ne permettent pas d'affiner l'ajustement. On pourra même avoir, au contraire, confirmation par les test statistiques que l'ajustement est satisfaisant alors que les résultats nous montrent qu'il ne l'est pas dans le cadre de nos objectifs, beaucoup plus exigeants. Puisque l'on cherche une valeur exacte de la moyenne, le retour en arrière est en général impossible: même avec des correcteurs de transformation, tels ceux proposés par Shotton et Bazigos (1985) ou Mac Lennan et Mac Kenzie (1988), ce retour aboutit à éliminer *de facto* toutes les fortes valeurs. L'anamorphose n'aura donc d'autre intérêt que de mettre en évidence la structure générale d'une population, au détriment de son évaluation. Mais cette possibilité n'est pas à négliger suivant les buts recherchés.

Ce type de distribution à très forte assymétrie pose donc une fois de plus le problème de la représentativité des rares fortes valeurs. Nous avons montré dans le chapitre 1 que cette assymétrie pouvait au moins en partie être responsable des différences de densité observées entre le jour et la nuit. Ceci est dû au fait que les populations pélagiques sont concentrées à de fortes densités sur des surfaces

minuscules comparées à leur aire d'extension potentielle. Si ce point se confirme, on voit tout de suite les conséquences qu'il peut amener en termes de validité de l'échantillonnage.

Il est intéressant de quantifier ceci. Nous l'avons fait pour quelques campagnes, de la façon suivante. Dans les cas simples où l'échantillonnage a été réalisé sur des radiales parallèles et équidistantes, sur un plateau continental à peu près rectangulaire, on peut admettre que chaque ESDU représente une part identique de la surface prospectée, et donc que la densité mesurée est assimilable à une biomasse par unité de surface. On considère donc, comme Laloë (1983), que chaque ESDU représente la densité réelle d'un rectangle ayant pour largeur la longueur de l'ESDU et pour longueur la distance inter-radiales.

Nous avons alors pu calculer les surfaces et les biomasses représentées par chaque classe de densité. Les courbes cumulées de ces surfaces, comparées à celles des biomasses, sont présentées ci-dessous pour deux campagnes:

- CAP7605. la figure 5 représente les deux courbes, surface et biomasse cumulées (de nuit), dont les valeurs sont reportées dans le tableau 2. Elles nous montrent que l'essentiel de la biomasse est très concentré: 75 % de la surface ne représente que 38 % de la biomasse. A l'inverse, pour obtenir 75 % de la biomasse, il faut couvrir 98 % de la surface. On voit donc que dans cette campagne, un quart de la biomasse est concentrée sur 2 % de la surface.

Tableau 2. Surfaces et biomasses cumulées (en %)
pour les campagnes CAP 7605 et ECHOVEN 2

Classe	Surf CAP	Biom CAP	Surf ECV2	biom ECV2	Classe	Surf Cap	BiomCap	SurfECV2	BiomECV2
1	9.05	0	88.3	0	19	98.7	79.6	98.8	55.5
2	71.1	33.7	92.7	17.9	21	99.1	84.4	98.8	55.5
3	85.5	45.5	94	21.4	23	99.1	84.4	98.9	58.4
4	89.6	51.0	95.5	26.8	24	99.1	84.4	98.9	61.5
5	93.7	58.8	96.1	29.6	26	99.1	84.4	99.0	68.1
6	94.6	61.0	96.8	33.8	30	99.6	91.4	99.0	68.1
7	95.9	65.1	97.2	37.2	31	99.6	91.4	99.4	72.0
8	97.3	69.9	97.5	39.2	32	99.6	91.4	99.5	76.0
9	97.3	69.9	97.8	42.6	41	100.0	100.0	99.6	81.0
10	97.3	69.9	98.2	46.2	43			99.8	86.6
12	97.7	72.4	98.3	47.7	44			99.9	92.2
13	98.2	75.3	98.3	47.7	61			100.0	100.0
14	98.2	75.3	98.4	49.5					
15	98.2	75.3	98.5	53.4					
16	98.3	75.3	98.7	55.5					

- ECHOVEN 2. Nous avons effectué les mêmes calculs sur les valeurs de nuit de cette campagne (fig. 6, tableau 2). Nous n'avons considéré que les radiales parallèles, en faisant les mêmes hypothèses que

pour CAP7605. Elles ne sont pas aussi valides, car les radiales orientales sont plus espacées que celles situées à l'Ouest. Mais comme nous avons observé que la zone Est présente des densités beaucoup plus faibles que les régions Ouest, le résultat sera d'autant plus probant, puisque notre schéma de campagne dans cette expérience aboutit à diminuer artificiellement la surface des zones à faible densité. Les résultats sont encore plus impressionnantes que dans le cas de CAP 7605 : 90 % de la surface ne représentent que 15 % de la biomasse, et 32 % de la biomasse sont concentrés sur 1 % de la surface.

Cette observation est d'ailleurs générale: Petitgas (1991), en étudiant une campagne test sur le hareng de Norvège (Anonyme, 1990), montre que "les valeurs supérieures à 10^4 représentent 3 % des données positives et 40 % de la biomasse; celles supérieures à 5.10^3 représentent 8 % des données positives et 80 % de la biomasse". Comme il s'agit là aussi d'une campagne à radiales parallèles équidistantes, les ESDU représentent des surfaces égales, et l'on peut conclure que 40 % de la biomasse est concentrée sur 3 % de la surface.

B. Autocorrélation

Une des contraintes majeures de l'échantillonnage est que les ESDU sont collectés en série le long d'une route. Ils ne peuvent donc en aucun cas être considérés comme indépendants sauf s'ils ne présentent pas d'autocorrélation. Comme cette autocorrélation apparaît très probable, elle doit être testée. Ce problème a été posé par de très nombreux auteurs (Jolly et Hampton, 1987), mais ceux qui l'ont réellement étudié sont plus rares. Deux méthodes ont été utilisées: la géostatistique et le calcul des autocorrélogrammes. Dans ce dernier domaine, on peut citer les travaux de Barbieri (1982), Williamson (1982), Mac Lennan et Mac Kenzie (1988). Le principe consiste simplement à calculer un autocorrélogramme pour des ESDU de différentes tailles.

Barbieri, sur des données de campagnes en Guinée (Marchal et al, 1979), trouve comme limites d'autocorrélation significative 8 milles de nuit et 6 milles de jour (pour des ESDU de 2 milles), avec une fourchette variant de 4 à 10 milles.

Mac Lennan et Mac Kenzie (1988) effectuent une petite révision bibliographique qui leur montre qu'en règle générale l'autocorrélation ne dépasse pas 5 milles. Ils retrouvent la même valeurs avec leurs propres données.

Afin de vérifier ce qu'il en était pour les données de la zone caraïbe, nous avons effectué des mesures d'autocorrélation sur les données d'ECHOVEN 2, en ne considérant que les radiales perpendiculaires à la côte, les données de jour et de nuit étant traitées séparément.

Sur l'ensemble de ces radiales, l'autocorrélation n'est plus significative au delà d'une distance de 1 à 6 ESDU de 1300 m, suivant les radiales. De jour la distance maximum d'autocorrélation semble plus faible que de nuit (fig. 7).

Le calcul des corrélogrammes ne résoud pas tous les problèmes que présente l'autocorrélation. Des méthodes plus complètes ont été adaptées de la géostatistique par divers auteurs. Gohin (1985) propose un modèle mettant en oeuvre le calcul de variogrammes sur les données de densité, en s'inspirant des travaux de base de Matheron (1965). Nous n'entrerons donc pas dans les détails de cette méthode, mais il est peut-être utile d'en présenter les points essentiels (tirés de Armstrong, 1990, Simmonds et al., 1991, Guillard, 1991, Armstrong *et al.*, 1992; etc..).

La géostatistique, appliquée depuis peu aux données acoustiques dépend étroitement du modèle (variogramme) qui peut être ajusté sur le jeu de données. C'est la seule à tirer avantage de l'autocorrélation des données, c'est à dire de leur structuration dans l'espace. C'est en effet une méthode conçue pour des variables particulières qui présentent:

- une variabilité aléatoire dans l'espace
- une distribution spatiale générale cohérente, permettant de cartographier la variable.

Ces deux particularités sont caractéristique d'une "variable régionalisée", concept introduit par Matheron (1965). Or les statistiques classiques sont applicable sur des variables à processus stochastique, mais ignorent les structures spatiales, ce qui est la cause des biais que l'on peut rencontrer dans leur application. La géostatistique pour sa part prend en compte cette structure spatiale en ajustant sur les données un modèle spatial, dont le fondement est le variogramme.

Elle a été introduite pour la première fois en acoustique halieutique par Gohin (1985), et, à notre connaissance, les premiers variogrammes calculés à partir de ces méthodes ont été présentés par Gerlotto et Marchal (1985). Plus récemment une série de travaux utilisant la géostatistique pour étudier les campagnes acoustiques a été publiée (Anonyme, 1990) La méthode n'est en rien différente (pour le moment) de ce qu'elle est dans d'autres domaines qui l'utilisent depuis longtemps, et de nombreux travaux en présentent les principes, et les modes d'emploi (Matheron, 1971; Armstrong, 1990). Dans notre discipline il convient de signaler les travaux de Guillard *et al.* (1987), Guillard (1991), Petitgas (1990; 1991), Conan (1989), Simard *et al.*, 1992, etc.. Une description de la méthode est présentée par Simmonds *et al.* (1991).

L'instrument de base est le variogramme. Il a la même dimension qu'une variance, et représente la moyenne au carré des différences entre les valeurs de la variable Z en un point x et un point x+h, où h est la distance entre les points :

$$\gamma(h) = 1/2 E [Z(x)-Z(x+h)]^2$$

Sous sa forme expérimentale le variogramme devient:

$$\gamma(h) = 1/2N(h) \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x)-Z(x+h)]^2$$

Dans le cas des campagnes acoustiques, le jeu de données est à deux dimensions et le vecteur h peut être décrit par ses coordonnées polaires (module et orientation).

Les valeurs de $\gamma(h)$ sont présentées graphiquement pour différentes valeurs de h (fig. 8). $\gamma(h)$ est nul pour $h = 0$. On peut ensuite ajuster une courbe sur les points du variogramme. Plusieurs fonctions peuvent être ajustées, les plus courantes étant les fonctions sphériques, linéaires, gaussiennes, etc..

L'analyse du variogramme fournit un certain nombre d'informations intéressantes:

- l'anisotropie des distribution est fournie par la comparaison des variogrammes obtenus pour différentes directions de h
- l'infexion de $\gamma(h)$, ou portée, donne la distance maximum d'autocorrélation;
- le point de contact avec l'axe vertical, ou "effet de pépite", représente la micro-variabilité des données;
- la valeur maximum de $\gamma(h)$, ou palier, représente la variance au delà des distances d'autocorrélation;
- la différence entre palier et effet de pépite, ou structure, ainsi que la fonction d'ajustement, fournissent des information sur la structure spatiale des données, qui peuvent être continues (modèle gaussien ou linéaire), discontinues (modèle sphérique à effet de pépite important), ou aléatoires (pas de structure, la variance n'est définie que par l'effet de pépite), etc.. Parfois le variogramme est ajusté par des modèles emboités, qui peuvent être le signe de plusieurs structures à différentes échelles (bancs-concentrations, par exemple). Enfin une fois ajusté et choisi un modèle, on peut l'utiliser pour la cartographie des données (interpolation par krigage) et calculer une variance. Nous n'entrerons pas plus avant dans la description de cette méthode.

En résumé, l'intérêt de l'emploi des variogrammes est triple. C'est en effet à la fois:

- un outil performant de calcul de variance, qui tient compte des relations inter-ESDU (en particulier l'autocorrélation) et des lois de distribution des densités. Il devient alors possible d'appliquer les méthodes sur les données brutes, non transformées, ce qui permet une interprétation facile et non biaisée de la variance.

- un outil descriptif d'une population. Il s'agit plutôt ici de tirer des enseignements de l'allure des variogrammes. Ceux-ci fournissent en effet quatre informations (fig. 8):

- * une mesure de l'effet de pépite (micro-structures);
- * une mesure de la portée (autocorrélation);
- * une description de la macro-structure (variance) des concentrations;
- * un modèle ajusté sur les données (sphérique, exponentiel, gaussien...) qui fournit des informations sur la structure (régulière, contagieuse, continue, etc..)

- un instrument de cartographie performant, par l'application de techniques non biaisées d'interpolation (krigeage).

Appliquant ces méthodes aux données d'une campagne en Guinée Bissau, Gohin (1985) met en évidence l'anisotropie suivant l'axe de prospection, les variations étant les plus fortes et les plus structurées perpendiculairement aux isobathes.

Guillard, Gerdeaux et Chautru (1987) ont également mis en œuvre ces méthodes sur des données d'écho-intégration recueillies sur le lac d'Annecy. Ils montrent l'influence de la dimension des ESDU sur les ajustements du modèle, celui-ci étant d'autant meilleur que les ESDU sont courts.

Nous avons appliqué la méthode sur les données brutes d'ECHOVEN 2 de deux façons différentes: sur la totalité des données, puis sur les radiales séparées.

Il est difficile d'appliquer directement le calcul sur l'ensemble des données, car quelques très fortes valeurs détruisent la structure du variogramme. Il faut donc les retirer pour lui rendre quelque réalité. C'est ce que nous avons fait, et qui nous a permis d'observer une portée de 11 ESDU (7.7 milles) sur les données de jour (fig. 9).

De nuit (14 radiales), on peut faire la même observation: pas de structure très cohérente avec l'ensemble des valeurs (portée nulle), alors qu'en retirant les valeurs supérieures à 10000, le variogramme devient plus interprétable, et la portée se situe aux alentours de 10 ESDU (fig. 10).

On peut faire ici deux commentaires. Tout d'abord, le phénomène d'autocorrélation tel qu'il est mis en évidence par les variogrammes sur les radiales perpendiculaires à la côte après avoir retiré les fortes valeurs ne dépasse généralement pas 10 ESDU, soit 7 milles. Ensuite, la nécessité de retirer ces très fortes valeurs, qui représentent une part considérable de la biomasse, montre une des limites de la

méthode en écho-intégration. Elle a du mal à prendre en compte des points qui pour les mesures de densité sont les plus importants.

Sur les radiales séparées, la synthèse des résultats montre le même phénomène que pour les données rassemblées: un masquage des structures par les très fortes valeurs qu'il faut alors retirer. Une fois ceci fait on obtient suivant les radiales une portée qui peut varier de 1 à 11 ESDU.

Toutes ces observations nous permettent de penser qu'il existe deux populations superposées dans cette région: une population de densités faibles à moyennes, relativement homogène (assez forte autocorrélation jusqu'à 8 milles), et une population à densités fortes à très fortes, beaucoup plus localisée et hétérogène (autocorrélation faible à nulle).

La valeur de l'autocorrélation a été utilisée par divers auteurs pour définir les dimensions des ESDU. Mac Lennan et Mc Kenzie (1988) ont pris comme longueur des ESDU la distance maximale d'autocorrélation, et ont regroupé les données en strates rectangulaires de dimension supérieure à cette distance. D'une autre façon, Petitgas et Rivoirard (1991) ont pris avantage du recouvrement des émissions successives pour considérer une radiale comme exhaustivement connue, donc de variance d'estimation nulle. Ils ont alors considéré les radiales comme échantillons dans une description des distributions des concentrations à une dimension. Enfin certaines méthodes statistiques de correction de l'effet de l'autocorrélation sont proposées dans la littérature (voir la synthèse de Shotton et Bazigos, 1984).

Il faut toutefois pousser la réflexion sur deux points plus précis.

- autocorrélation et pas d'échantillonnage. Les données acoustiques d'une campagne montrent que les structures s'emboitent à plusieurs échelles : poissons isolés, bancs (jour)/couches (nuit), concentrations, populations. Ces structures sont d'ailleurs souvent liées les une aux autres, comme nous l'avons vu dans le Golfe de Cariaco (Fréon *et al*, 1990). En outre, chacune d'entre elles a ses propres caractéristiques de distribution qui apparaissent dans les données acoustiques. L'échantillon minimum en écho-intégration est l'émission ultra-sonore. Celle-ci présente une autocorrélation "par construction", du simple fait qu'à partir d'une certaine profondeur (en général entre 3 et 10 m), fonction de la vitesse du bateau, de la fréquence d'émissions et de l'angle d'ouverture du faisceau, le volume échantillonné recouvre une partie du volume précédent. Néanmoins la variabilité entre émissions est forte, et les quelques exemples où nous avons calculé l'autocorrélation entre émissions (Gerlotto et Fréon, 1988) nous ont montré qu'au delà d'une quinzaine d'émissions successives, soit une distance de quelques mètres à quelques dizaines de mètres, celles-ci devenaient indépendantes. Rappelons que nous ne nous intéressons pas ici aux problèmes strictement acoustiques de représentativité des émissions ultra-sonores, pour lesquelles il est

connu qu'une émission isolée présente d'autres risques d'erreurs liées au déphasage entre les échos des différentes cibles.

A l'opposé, si l'on considère maintenant la radiale comme un échantillon (ESDU de longueur maximum), on peut constater comme dans le cas de CAP 7605, que l'autocorrélation apparaît jusqu'à une distance de trois radiales, soit entre vingt et trente milles. Il faut bien sûr ici rappeler que l'axe de calcul des corrélations entre radiales est perpendiculaire à celui des corrélations calculées entre ESDU et que l'anisotropie joue. Néanmoins cela montre que l'autocorrélation est différente suivant la dimension des échantillons.

-autocorrélation et stratification. Nous avons montré dans une simulation sur CAP 7605 (Gerlotto et Stequert, 1983; Gerlotto, 1989), que lorsque l'on appliquait certaines formes de stratification à un jeu de données, l'autocorrélation à l'intérieur des strates était pratiquement nulle alors qu'elle était significative sur l'ensemble des données (fig. 11). Ce phénomène s'explique par le fait que dans chaque strate les valeurs de densité semblent varier aléatoirement autour d'une valeur moyenne propre à cette strate. La régression des valeurs de l'ESDU n par rapport à l'ESDU $n+1$ (tableau 3) montre bien ce phénomène. Comme les valeurs moyennes de chaque strates sont différentes, l'ensemble des nuages de points des strates semble indiquer une corrélation linéaire significative, alors que chaque nuage pris séparément montre bien une structure aléatoire. Une stratification appropriée pourrait donc réduire le phénomène de l'autocorrélation. Le modèle représenté par la stratification prend en compte la structure spatiale des densités, et la variabilité dans les strates correspond à la composante aléatoire présente dans la variable régionalisée.

Tableau 3: coefficients de corrélation des régressions
de x en fonction de $x+1$ par strate (données simulées)

strate	r
strate 1	0.0565
strate 2	0.1560
strate 3	0.0364
toutes données	0.3422

C. L'isotropie.

Nous ne pouvons pas utiliser le jeu de données de CAP7605 pour cette observation, puisque toutes les radiales sont orientées E-W. En outre, nous savons que le temps passé entre deux échantillonnages est une variable à prendre en compte. Or deux points séparés de 10 milles dans le sens N-S (distance inter-radiales) peuvent être séparés par un temps de plusieurs heures, alors qu'ils sont seulement espacés d'une heure dans le sens E-W. Nous avons donc préféré utiliser d'une part des radiales test (E-W et N-S) d'ECHOVEN 2 (fig. 12), d'autre part la couverture multiple du golfe de

Cariaco lors de la même campagne, en calculant l'autocorrélation pour les données des radiales EW, puis celle pour les radiales NS (fig. 12 et 13). Les résultats des autocorrélations dans les deux axes montrent bien que la distribution des densités est de type anisotropique. Ce phénomène est quasi universel dans les études d'écho-intégration lorsque les densités sont observées sur un plateau continental de forme plus ou moins linéaire. En règle générale le critère de répartition des poissons est corrélé avec la bathymétrie, quelle qu'en soit la raison réelle (éloignement de la côte, profondeur, hydrologie), et la variabilité maximale apparaît dans la direction perpendiculaire à la côte.

D. L'homogénéité des ESDU.

Ces échantillons unitaires représentent l'intégration des densités sur une distance déterminée par l'expérimentateur. La littérature en présente de toutes les dimensions (Fréon *et al.*, 1990), les plus longs étant les radiales (Williamson, 1982; Bazigos, 1976; Petitgas et Rivoirard, 1991; etc.), les plus courts étant les émissions individuelles, ce qui n'est pratiquement jamais utilisé. Guillard (1991) utilise pour vérifier le comportement de ses données à très petites distances des ESDU de 10 secondes (quelques mètres de parcours) à quelques minutes. Laloë (1983) propose quelques critères de détermination des dimensions idéales, pour lesquels un ESDU doit être de taille supérieure aux micro-structures (bancs), pour rester homogène, et inférieur aux dimensions des macro-structures (concentrations), pour être indépendant. Petitgas (1991) utilise la radiale comme ESDU en considérant qu'il s'agit d'une observation exhaustive, donc à variance nulle. Cette affirmation, utilisée par cet auteur dans un but méthodologique particulier, n'est justifiée dans un cas général que si l'on considère qu'il s'agit d'une observation instantanée, ce qui évidemment n'est jamais le cas. Nous ajouterons pour notre part que le temps mis pour parcourir un ESDU doit être pris en compte, afin de permettre l'hypothèse d'une observation instantanée. On peut en effet considérer qu'à partir d'une distance (donc d'un temps) suffisamment faible cette hypothèse est justifiée: dans ce cas les ESDU peuvent être considérés comme des observations sans erreur interne.

E. La stationnarité.

Une distribution stationnaire est une distribution pour laquelle l'espérance de la valeur z d'une variable en un point x quelconque de la zone étudiée est égale à la moyenne :

$$E(z_x) = m$$

On peut comparer deux points de la distribution, x et y séparés par une distance h , en étudiant leur covariance: si la covariance ne dépend que de h , elle est stationnaire. Dans le cas d'une distribution stationnaire, la variance est indépendante du lieu.

$$C_h = E((z_x-m)(z_y-m)) = E((z_x-m)(z_x+h-m)) = E(z_x \cdot z_x + h) - m^2$$

Ce point est important car les méthodes usuelles de calcul de la moyenne et surtout de la variance supposent que le phénomène étudié est stationnaire. En fait ceci est très difficile à déterminer par des moyens "automatiques", car on ne peut savoir si la stationnarité est vérifiée (pour l'échelle choisie) qu'en ayant des informations exhaustives à la fois sur la surface totale de répartition potentielle du stock et dans le temps. Il reviendra donc au biologiste de faire le bon choix en fonction de ses connaissances sur le stock.

Si l'on se réfère à ceux que nous avons pris comme exemple, nous pouvons conclure à la non stationnarité des distributions générales, puisque aussi bien au Sénégal (en saison froide) qu'au Vénézuéla, les stocks sont étroitement inféodés à la structure hydrologique de la zone, qui les confine dans des positions prévisibles (sud du Sénégal en avril-mai, autour de Margarita pour le Vénézuéla).

Enfin cette stationnarité peut apparaître à plusieurs niveaux ou échelles. Nous venons de voir que dans le cas des données de CAP 7605 l'ensemble de la distribution des concentrations est non stationnaire (concentration permanente au sud de la zone), alors qu'à l'intérieur des strates denses elle est apparemment stationnaire. L'analyse des données, suivant le niveau où elle se fera, devra donc tenir compte de ces phénomènes.

F. La variabilité temporelle.

Nous avons déjà discuté ce phénomène dans le chapitre précédent et nous n'y reviendrons que pour en signaler l'importance en termes statistiques, et non plus éthologiques. Si l'on a pu montrer que la précision des données augmente avec l'augmentation de l'effort d'échantillonnage (Aglen, 1983, 1989; Gerlotto et Stequert, 1983), vient un moment où la variabilité des échantillons n'est plus fonction de l'erreur sur l'espace mais de la variabilité dans le temps. Par conséquent non seulement le resserrement des radiales n'apportera pas de précision supplémentaire, mais au contraire l'augmentation du temps entre les échantillonnages de deux points séparés d'une même distance augmentera la variabilité.

1.1.2. Les méthodes statistiques usuelles.

Nous avons présenté dans deux documents (Gerlotto, 1989; Simmonds *et al*, 1991) une étude critique des principales méthodes statistiques couramment employées en écho-intégration. Nous ne décrirons pas en détail ces méthodes. Nous nous contenterons ici de les présenter brièvement, et surtout de faire la liste des caractéristiques que les données doivent posséder pour pouvoir être traitées par chacune de ces méthodes. Ceci nous permettra de définir celles qui sont raisonnablement utilisables, et

les cas dans lesquels elles ne le sont pas. Cette analyse se fera à partir de l'application comparée des différentes méthodes sur la campagne CAP7605.

Il existe de très nombreux travaux sur ce sujet, qui essaient de prendre en compte les différentes contraintes imposées par notre type de données, dans la littérature statistique générale. Pour leur très grande majorité, ce sont des variations sur les travaux de COCHRAN (1961). Dans le cas plus précis de l'application aux données d'écho-intégration, les travaux sont moins nombreux.

On peut recenser dans la littérature sur notre discipline 7 méthodes habituellement utilisées, en fonction soit du type de données utilisé, soit du type de stratification, soit de l'outil statistique employé. Ces méthodes ont été présentées en détail par plusieurs auteurs: citons en particulier les synthèses de Shotton et Bazigos (1983), Johannesson et Mitson (1982), MacLennan et MacKenzie (1988), Petitgas (1991).

Certaines de ces méthodes utilisent les outils classiques de calcul de la variance, pour le détail de laquelle nous renvoyons par exemple à Cochran, (1977). Sa forme simplifiée est la suivante:

$$S^2(x) = \frac{1}{n(n-1)} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - X)^2$$

où x_i est la i ème valeur de la variable, et X la moyenne.

Cette formule exige que tous les ESDU aient la même représentativité. Ceci veut dire, soit que les échantillons ont été tirés au hasard (ce qui ne peut être le cas en écho-intégration), soit que la grille d'échantillonnage systématique est telle que chacun des ESDU a le même poids, soit que les données sont indépendantes.

La stratification en écho-intégration revient à choisir un type de cartographie explicatif. Les strates sont donc des surfaces où les densités sont supposées homogènes. Dans ces conditions la variance de chaque strate doit être pondérée par la surface de la strate rapportée à la surface totale A . Le calcul de la variance sur une strate h de surface A_h devient donc

$$V_h = (A_h^2 \cdot S^2_h) / n_h$$

S^2_h étant calculé par la formule classique, et la variance totale se calcule alors par:

$$H$$

$$V_t = (1/A^2) \cdot \sum_{h=1} V_h$$

L'intérêt essentiel de la stratification est de considérer que les strates sont indépendantes, donc de ne prendre en compte que la variance intra-strates, ce qui réduit d'autant l'évaluation de la variance totale. Nous présentons ci-dessous une description comparative des 7 principales méthodes, appliquées aux données de CAP7605 (figure 14, tableau 4).

Tableau 4. Résultats de différentes méthodes d'évaluation
de la biomasse et de la variance pour CAP 7605
(d'après Simmonds *et al.*, 1992)

Méthode	Carte	biomasse	Variance	c.v.
pas de stratif. donnée=ESDU		157 042	$8.160 \cdot 10^8$	17.8 %
pas de stratif. donnée=radiale		157 042	$1.958 \cdot 10^8$	9.9 %
strate=radiale donnée=ESDU		157 374	$7.228 \cdot 10^8$	16.8 %
"collapsed strata" donnée=rad.		157 354	$1.848 \cdot 10^8$	8.5 %
contour 1 (iso. pas d'autocor.)	fig. 14a	158 117	$4.998 \cdot 10^8$	13.8 %
contour 2 (iso. autocor.)	fig. 14b	158 212	$6.911 \cdot 10^8$	16.3 %
contour 3 (iso. autocor.)		158 196	$8.840 \cdot 10^8$	18.4 %
contour 4 (aniso. pas d'autocor.)	fig. 14c	158 127	$6.975 \cdot 10^8$	16.4 %
contour 5 (aniso. autocor.)	fig. 14d	158 076	$5.570 \cdot 10^8$	14.7 %
contour 6 (aniso. autocor.)		160 089	$5.753 \cdot 10^8$	14.7 %
contour à la main	fig. 14e	158 073	$2.574 \cdot 10^8$	11.0 %
krigeage	fig. 14f			
rectangle 10x20 donnée=rect.	fig. 14g	163 200	$1.232 \cdot 10^8$	5.5 %
rectangle 10x20 donnée=ESDU	fig. 14g	163 200	$6.899 \cdot 10^8$	16.4 %
rectangle 10x30 donnée=ESDU	fig. 14h	158 260	$7.295 \cdot 10^8$	16.8 %

légendes du tableau:

iso = isotropique aniso = anisotropique autocor. = autocorrelation

entre contour 2 et 3 comme entre contours 5 et - seul l'hypothèse d'autocorrélation a changé
(autocorrélation de 4 et de 10 milles respectivement)

A). Méthode globale.

- conditions d'application

- donnée : ESDU
- pas de stratification
- outil : statistique classique.

Elle considère chaque ESDU comme un échantillon indépendant et applique une formule classique de calcul de la moyenne et de la variance. La contrainte majeure dans cette méthode est que tous les ESDU doivent être équreprésentatifs. Il faut donc éliminer tous ceux qui ont été recueillis sur d'autres routes que les radiales, et que celles-ci soient, ou bien parallèles et équidistantes, ou bien à positions tirées au hasard (Jolly et Hampton, 1990).

- avantages de la méthode:

- très grande simplicité d'application
- variance simple à interpréter

- défauts de la méthode:

- la variance est en général élevée (pas de stratification) et les biais sont répercutés sur l'ensemble des données
- l'exigence de régularité (ou du caractère strictement aléatoire) du schéma de prospection est absolue pour la mesure de la biomasse
- en cas de schéma régulier, la direction par rapport à l'anisotropie doit être constante
- la méthode ne prend pas en compte l'autocorrélation des ESDU, ni la non stationnarité des distributions
- aucune information sur la structure des distributions
- si la non-indépendance des échantillons n'empêche pas de calculer la moyenne (pour des ESDU équreprésentatifs), elle interdit en toute rigueur de calculer une variance.

Ceci nous montre bien qu'en dehors de circonstances très particulières, ce type de calcul de la moyenne et de la variance est inutilisable en acoustique.

B). méthode des radiales.

- conditions d'application

- donnée : radiale
- pas de stratification

- outil statistique classique

Même méthode que la précédente, mais ici l'échantillon est la radiale *in toto*. Les exigences, les avantages et les défauts sont identiques au cas précédent à quelques différences près:

- avantages:

- élimine le problème de l'autocorrélation entre les ESDU à l'intérieur de la radiale
- rend plus licite l'application de statistique "classique"
- élimine la variabilité intra-radiale, ce qui aboutit à une diminution importante de la variance

- défauts:

- la contrainte sur le plan de prospection reste inchangée (radiales parallèles équidistantes ou à positions tirées au hasard).
- mêmes contraintes sur la stationnarité, l'autocorrélation entre radiales, etc...
- en dehors du cas où les radiales sont réparties au hasard, la même remarque sur la non indépendance des échantillons s'applique ici (Jolly et Hampton, 1991).
- aucune information sur la variabilité à l'intérieur des radiales. Bien que l'observation de Petitgas et Rivoirard (1991) sur l'exhaustivité de l'enregistrement ait toute sa valeur, cette variabilité existe de deux points de vue. Tout d'abord les différences de densité le long de la radiale sont des informations capitales sur la structure et la distribution des concentrations, que cette méthode fait disparaître. Ensuite, la radiale n'ayant pas été parcourue instantanément, on ne peut considérer qu'il s'agisse d'une observation sans erreur liée à la variabilité temporelle. Autrement dit, même si l'on imaginait pouvoir "scanner" de façon exhaustive le terrain d'étude par des radiales jointives, on ne pourrait considérer avoir une vision exhaustive et à variance nulle de la concentration. Petitgas et Rivoirard (1991) soulignent d'ailleurs ce point et n'ont utilisé ce concept d'exhaustivité que pour signaler que la radiale est une réalisation unique, sans variance interne, d'une variable (la distribution de densité le long d'un parcours). Mais considérer que cette variance nulle est équivalente à une erreur nulle sur la densité mesurée serait absurde.

C). Méthode des blocs.

- conditions d'application

- donnée : radiale
- stratification en blocs contenant au moins une paire

de radiales

- outil : analyse en grappes, "bootstrap", "collapsed strata", statistique classique...

Cette méthode est la première à réaliser une stratification, en général en éléments géographiques contenant plusieurs radiales considérées comme des échantillons. Parfois, si ces radiales sont très longues, la stratification se fait aussi en créant des strates délimitées par des isobathes, qui donc peuvent ne contenir que la partie côtière ou du large des radiales (Jolly et Hampton, 1991). En général on applique des méthodes non paramétriques, telles que l'analyse en grappes ("cluster analysis", voir par exemple Williamson, 1982), par "bootstrap" (Robotham et Castillo, 1987), les "collapsed strata" (Cochran, 1977; Bazigos, 1976; Shotton et Bazigos, 1983). Nous avons présenté une synthèse de ces méthodes dans un document (Simmonds *et al.*, 1991) auquel nous renvoyons pour informations. Nous les avons appliquées aux données de CAP 7605.

- avantages:

- la stratification réduit ou élimine un certain nombre de problèmes. Nous avons vu par exemple que la distribution des densités à petite échelle (intra strate) pouvait être considérée comme stationnaire, ce qui n'est pas le cas sur l'ensemble de la zone d'étude. L'autocorrélation inter ESDU peut aussi être considérée comme moins limitante.
- l'autocorrélation entre les radiales est prise en compte de façon satisfaisante.
- les strates sont construites indépendamment des informations sur les densités et n'apportent donc pas de risques de biais.
- le facteur limitant de non indépendance ne joue plus ici.

- défauts:

- les méthodes statistiques sont plus complexes d'emploi (encore que ce défaut n'en soit plus un depuis l'utilisation aisée de moyens informatiques).
- les strates ne sont probablement pas indépendantes.
- les limitations sur le type de prospection restent inchangées.
- la méthode de stratification reste très artificielle et ne prend pas en compte la réalité écologique.
- la stratification est perpendiculaire à l'axe d'anisotropie minimum, et rend de ce fait maximale l'hétérogénéité intra-strate.

D). méthode des contours.

- conditions d'application

- donnée : ESDU

- stratification en zones géographiques construites à partir de la cartographie d'un ou plusieurs paramètres. On utilise en général un paramètre géographique (la profondeur), hydrologique (par exemple la salinité: Francis, 1985), écologique (par exemple la distribution de chlorophylle ou les répartitions spécifiques), acoustique (la densité mesurée: Johannesson et Mitson, 1982).
- outil statistique classique d'un échantillonnage stratifié
- les contours sont réalisés soit à la main, soit à partir de méthodes automatiques d'interpolation et de cartographie par logiciels.

- avantages:

- excellente représentation graphique des concentrations
- possibilité d'incorporer des critères extérieurs dans le schéma de stratification, et de comparer les distributions des densités à d'autres paramètres cartographiés (environnement en particulier)
- variance réduite de par la plus grande homogénéité des strates
- pas de contrainte sur le schéma de prospection: les strates sont homogènes par définition et les ESDU à l'intérieur des strates indépendants, ce qui élimine les problèmes d'autocorrélation et rend les ESDU équreprésentatifs quelle que soit la route sur laquelle ils ont été recueillis
- cette méthode s'applique tout particulièrement aux prospections irrégulières (schéma adaptatif ou avec allocation proportionnelle de l'effort d'échantillonnage).

- défauts:

- Cette méthode a donné lieu à de nombreuses polémiques, en général fondées sur des réflexions insuffisantes. Johannesson et Mitson (1983) prennent comme critère de stratification l'histogramme des valeurs logarithmiques des densités et proposent dans leur document 4 strates: 0 à 10, 10 à 100, 100 à 1000 et >1000. Jolly et Hampton (1987) signalent avec raison que cet usage des densités comme critère de stratification peut mener à tous les abus. Il suffit en effet de définir autant de strates qu'il y a de classes dans l'histogramme pour obtenir une variance nulle ($S^2 = 0$ dans chaque strate). Bien sûr l'utilisation d'un autre critère que la densité fait disparaître ce problème, mais ajoute une source d'erreur, celle sur la nouvelle variable utilisée. En fait l'utilisation des densités comme critère de post-stratification est justifiée quand la structure spatiale est telle que la distribution des densités dans chaque strate peut être considérée comme aléatoire. Elle l'est aussi quand la distribution spatiale des densités d'une strates n'est pas corrélée avec la distribution dans la strate contigüe. La critique que l'on peut alors faire à Johannesson et Mitson (1985) est de n'avoir pas explicité les hypothèses spatiales qui sous-tendent leur modèle de stratification qui, soumis à ces hypothèses, demeure

valide. L'emploi de cette méthode exige donc de vérifier ces conditions une fois les strates élaborées. C'est ce que nous avons fait sur les données de CAP 7605 (Gerlotto et Stéquert, 1983).

- Quoi qu'il en soit il reste que la méthode peut être entachée de subjectivité, ou plus exactement dépend des connaissances sur la structure des densités. Nous avons réalisé plusieurs stratification par contour sur CAP 7605 en faisant varier les hypothèses d'agrégation (contagion) des données et d'anisotropie, qui montrent bien les différences de cartographie que l'on peut obtenir. Ces différences sont toutefois sans conséquence grave sur l'évaluation de la biomasse totale (fig. 14).

En conclusion, cette méthode de stratification semble tout à fait licite une fois prises les précautions énumérées ci-dessus. Elle présente d'immenses avantages comparée aux méthodes précédentes, bien qu'elle ne soit pas toujours applicable facilement et puisse introduire des biais dans les calculs de variance.

E). Méthode des rectangles.

- conditions d'application

- donnée : ESDU
- stratification en rectangles géographiques réguliers
- outil statistique classique d'un échantillonnage stratifié

Ici, le point clé réside dans le choix des dimensions statistiques idéales des rectangles, ce qui est réalisé à partir d'une analyse de l'anisotropie et de l'autocorrélation. Les échantillons sont des ESDU de taille choisie également en fonction de ces différents critères, et leur longueur peut atteindre la longueur des rectangles. Cette méthode est décrite en détails par Mac Lennan et Mac Kenzie (1988). Elle est appliquée en routine par les chercheurs d'Aberdeen sur les stocks de la Mer du Nord. Les dimensions des rectangles doivent être suffisamment grandes pour qu'on puisse les considérer comme indépendants et suffisamment petites pour que les distributions des densités à l'intérieur de chacun d'entre eux soient homogènes. La dimension optimale des rectangles peut être calculée à partir des corrélogrammes (Mac Lennan et Mac Kenzie, 1988), ou à partir de l'analyse des variogrammes (Gerlotto, 1989). Pour notre application sur la campagne du Sénégal, nous avons toutefois pris comme information de référence les résultats de Barbieri (1982), sur l'autocorrélation des ESDU, inférieure à 10 milles dans le sens E-W. Pour la dimension N-S des rectangles, nous avons choisi deux valeurs certainement supérieures à l'autocorrélation dans cet axe, respectivement 20 et 30 milles.

- avantages:

- bonne indépendance des strates quand les dimensions des rectangles sont correctement choisies
- stratification aisée et pouvant recevoir facilement des informations d'autres sources (relations entre cartes de densité et cartes de données environnementales)
- représentation cartographique des distributions relativement bonne
- diminution de la variance comparée aux méthodes sans stratification
- permet l'utilisation de tous les types de prospection
- dessin non subjectif, ne faisant appel à aucune caractéristique de la population autre que l'autocorrélation.

- défauts:

- l'autocorrélation des ESDU à l'intérieur des rectangles n'est pas prise en compte (mais nous avons vu qu'elle était réduite à l'intérieur de telles strates)
- les résultats à l'intérieur d'un rectangle donné peuvent être biaisés en cas de route non régulière du suréchantillonnage (pour un rectangle "à cheval" sur une zone riche et une zone pauvre)
- quelle que soit la dimension des rectangles, l'autocorrélation des ESDU contigüs de deux rectangles successifs fait qu'il existera toujours une certaine autocorrélation des strates

F). méthode géostatistique.

Il ne s'agit pas d'une méthode dans la même acception que celles que nous avons présentées jusqu'ici, car la géostatistique s'applique aussi bien aux données brutes qu'aux radiales, aux strates par contour ou par rectangles, etc... En fait c'est l'outil statistique lui-même qui est différent. Néanmoins nous la présentons suivant le même plan que les autres, en l'appliquant aux ESDU, ce qui est la méthode la plus contraignante, afin d'en faire mieux ressortir avantages et inconvénients. Une étude complète sur l'application de la géostatistique aux données acoustiques a été présentée par Petitgas (1991).

- conditions d'application

- donnée : ESDU
- pas de stratification (krigeage)
- outil statistique : géostatistique (les ESDU sont considérés comme une variable régionalisée)

Cette méthode appliquée depuis peu aux données acoustiques dépend étroitement du modèle (variogramme) qui peut être ajusté sur le jeu de données. C'est la seule à tirer avantage de l'autocorrélation des données, c'est à dire de leur structuration dans l'espace.

- avantages:

- l'autocorrélation entre les ESDU est prise en compte par le modèle, ainsi que celle entre les radiales.
- les échantillons ne doivent pas nécessairement être indépendant, et dans une certaine mesure la stationnarité sur la totalité de la zone n'est pas indispensable (on peut utiliser des modèles non stationnaires, mais il est plus simple -et efficace dans notre cas- de ne considérer que la stationnarité à petite échelle, puisque le modèle est essentiellement défini par les petites distances).
- la méthode fournit une très grande quantité d'informations que les autres ne peuvent donner, par l'intermédiaire du modèle ajusté sur le variogramme.
- la normalité des distributions n'est en rien exigée.
- bien qu'un échantillonnage en radiales parallèles équidistantes soit le meilleur (Petitgas, 1991; Petitgas et Rivoirard, 1991), tout schéma de prospection peut en principe être utilisé (nous verrons tout de suite les limites de ce point).
- la cartographie se fait par un outil non biaisé d'interpolation, le krigage, et fournit une excellente description des structures et distributions des concentrations.

- défauts:

- si la stationnarité n'est pas un facteur limitant, elle doit être soigneusement testée, les méthodes à appliquer n'étant pas les mêmes suivant les types de distribution.
- les très rares et très fortes valeurs, que l'on rencontre parfois dans une campagne acoustique, déstructurent le variogramme qui devient difficilement interprétable.
- les résultats des calculs sont complètement différents suivant que l'on utilise un schéma avec ou sans retour sur les zones riches (Simard et Gerlotto, 1990). Nous avons montré dans le chapitre 1 de ce document un exemple de calcul de variogrammes sur le Golfe de Cariaco, étudié tout d'abord avec l'ensemble des données puis avec les seules données des radiales Nord-Sud ou des radiales Est-Ouest (fig. 15).

L'équation du variogramme pose que $\gamma(h) = 0$ pour $h = 0$. Or les concentrations présentent deux caractéristiques: elles se déplacent continuellement, nous l'avons vu dans le chapitre 1, et elles ont une micro-structure telle (bancs très denses de très petite taille comparée à l'ensemble de la zone) qu'un déplacement même minime d'un banc (hors de la route du bateau, donc quelques dizaines de mètres) provoque un changement énorme de la densité dans un ESDU donné. Autrement dit, il est impossible d'obtenir deux fois de suite le même résultat au même endroit, et si l'on ne tient pas compte du temps, $Z(x)$ est toujours différent de $Z(x+h)$ pour $h = 0$. Ou, plus exactement, h ne doit

pas être une seule fonction de la position, mais aussi du temps, et dans ces conditions h est toujours différent de 0.

L'exemple que nous présentons ici éclaire ce "défaut" des méthodes géostatistiques appliquées aux données acoustiques.

Lorsqu'on considère dans l'analyse des données du golfe de Cariaco, la totalité des couples $[z(x)-z(x+h)]$, y compris ceux où $h \leq d$, distance moyenne entre deux ESDU consécutifs (c'est à dire les points échantillonés plusieurs fois), on obtient un variogramme moins clairement structuré dans les petites distances (fig. 16a) que lorsque seuls sont employés les couples où h est supérieur à cette distance (fig. 16b). On voit donc qu'un retour sur un point aboutit à un brouillage de l'information, dû évidemment au fait que les concentrations ont bougé entre les deux observations.

Ceci est encore plus clair si l'on effectue les mêmes calculs non plus sur toutes les données mais sur les radiales N-S non dupliquées: le variogramme dans ce cas, au contraire, est amélioré si l'on prend tous les couples, y compris ceux où $h \leq d$ à la distance moyenne inter ESDU (fig. 17).

Ce point est important car nous avons montré qu'en général en acoustique tropicale la biomasse de la population est rassemblée sur une petite partie de la zone de prospection, et qu'une bonne estimation de la moyenne suppose que cette zone soit plus densément échantillonnée que les autres. Un retour en arrière est donc souvent indispensable.

G). Méthode des campagnes répétées.

- conditions d'utilisation

- donnée : densité moyenne d'une campagne
- pas de stratification
- outils de statistique classique

La mesure de variance s'effectue en comparant les résultats globaux de campagnes répétées sur le même stock, à des périodes aussi proches que possibles dans le temps. Elle a été présentée et appliquée par les équipes islandaises (Vilhjalmsson, 1987; Reynisson, comm. pers.).

- avantages:

- il s'agit probablement de la méthode qui répond le mieux à la demande faite au scientifique, de fournir une fourchette d'estimation, la variance calculée ici étant certainement la plus directement utilisable;
- aucune hypothèse n'est nécessaire sur les données: stationnarité, autocorrélation des ESDU, des radiales, normalité, etc.. la seule hypothèse est que les campagnes se soient déroulées dans une période de stabilité du stock et sur sa totalité (voir chapitre 1, paragraphe "migrations").

- défauts:

- cette méthode ne peut s'appliquer que dans des conditions exceptionnelles (stock stable, concentré sur une petite surface, etc). Dans notre cas par exemple, on ne peut guère appliquer une telle méthode que pour le golfe de Cariaco.

Que retirer de ce tour d'horizon des méthodes applicables ? Il faut bien reconnaître que le problème est plus complexe que nous ne l'avions envisagé il y a quelques années, car bien rares sont les méthodes ou les outils mis à la disposition du biologiste qui soient parfaitement adaptés à nos types de données. A l'exception de l'application de la géostatistique, des campagnes répétées et de l'analyse par grappes, toutes les méthodes supposent des caractéristiques qui n'existent pas dans nos distributions (normalité, stationnarité, indépendance des échantillons, etc..). En ce qui concerne ces trois méthodes, on peut en revanche regretter que les deux dernières, si elles fournissent des valeurs de moyenne et variance utilisables, soient très limitées en matière de description de la population; la géostatistique, pour sa part, si elle fournit des outils descriptifs remarquables (variogramme en particulier), est très sensible aux variations temporelles.

Les deux autres méthodes réellement descriptives sont celles des contours et des rectangles. Elles permettent une bonne cartographie de la région, un assez bonne indépendance des strates, l'importance de l'autocorrélation est réduite. Elles exigent néanmoins certaines conditions, en particulier l'indépendance des échantillons (ou des distributions).

la meilleure connaissance que nous avons des distributions nous a montré toutefois que quelques unes de leurs caractéristiques appuient certaines hypothèses permettant l'emploi de méthodes statistiques. La variabilité temporelle, par exemple, en introduisant un phénomène de type aléatoire dans les données, est favorable à l'hypothèse implicite d'indépendance des échantillons.

On en concluera alors que plusieurs méthodes, en particulier la géostatistique et les stratifications par contours et par rectangles, sont riches de possibilités. Sans vouloir créer une méthode nouvelle, ce qui sort de ses compétences, le biologiste pourra donc à partir de ces techniques sta-

tistiques, et en essayant de respecter les contraintes de chacunes d'entre elles, élaborer une méthodologie satisfaisante.

1.2. MISE AU POINT D'UNE METHODOLOGIE D'ECHANTILLONNAGE ET DE STRATIFICATION

1.2.1. La vitesse du bateau

Aux débuts de l'écho-intégration à l'ORSTOM, les campagnes se faisaient généralement à la vitesse de 10 noeuds, ce qui correspond le plus souvent à la vitesse optimale des navires de recherche. L'expérience des campagnes et l'affinement des analyses a permis de définir de façon plus raisonnée ce que doit être la vitesse idéale:

- être aussi rapide que possible pour couvrir une région dans un minimum de temps avec un maximum d'échantillons;
- être aussi lente que possible pour éviter que les bruits et turbulences du sillage d'étrave ne provoquent des biais;
- enfin prendre en compte le comportement du poisson, qui pourrait varier suivant la vitesse du bateau.

Nous avons donc effectué des mesures sur les réactions des poissons face à un navire de prospection (Levenez *et al* 1991). Elles se produisent à une vitesse et à une distance telles, comparées aux capacités du navire, qu'il est aussi illusoire de penser pouvoir "surprendre" le poisson dans sa position naturelle que de croire qu'il faille "attendre" que celui-ci se stabilise dans une position "stressée". Un même stimulus (éclairage) appliqué à différentes vitesses (4, 7 et 10 noeuds) n'a pas permis de mettre en évidence la moindre différence dans la position des poissons sous le navire (voir chapitre 1). Ceci peut être différent dans d'autres zones, où l'apprentissage des poissons peut jouer un rôle, et donc imposer de choisir une vitesse "neutre", à perturbation minimale. Au Vénézuéla, où les problèmes liés aux migrations ne se posent pas dans l'intervalle de temps d'une campagne, il nous a fallu simplement établir un compromis entre les deux premières conditions. Nous avons donc choisi pour les prospections de routine une vitesse de 7 noeuds. Ce n'est bien sûr pas un impératif, et dans les zones et les périodes de grand calme une vitesse supérieure peut être choisie. En fait le principal facteur limitant dans cette décision est celui des micro-bulles que les turbulences (houle, sillage) créent, et qui ont un pouvoir d'extinction sonore très importante (Urick, 1983).

1.2.2. Choix de l'unité d'échantillonnage

Nous avons vu que l'unité d'échantillonnage minimum est l'émission sonore.

Il existe des cas où ce niveau d'échantillon présente une utilité: lorsque le niveau de structure à observer est de petite taille. Nous avons montré (Gherotto et Fréon, 1988) que les bancs de poissons sont des structures hautement hétérogènes, et que le taux d'échantillonnage (c'est à dire le nombre d'émissions) pouvait, s'il était trop faible, provoquer une augmentation non négligeable de l'imprécision. Notons toutefois qu'au niveau de l'émission unique se pose un problème théorique de représentativité. Des échos qui se recouvrent dans une même émission peuvent aussi bien s'additionner que se soustraire en fonction de leurs différences de phase. Ceci ne se pose plus dès que l'on considère les valeurs moyennées sur quelques émissions. Nous ne citons ce point que pour mémoire, son étude sortant du cadre de notre travail.

En règle générale l'unité d'échantillonnage est formée de l'intégration, sur une distance ou une durée choisie comme unité de séquence, d'un grand nombre d'émissions pour former un ESDU. Laloe (1985) présente une discussion sur la longueur optimale d'un ESDU afin de prendre en compte les contraintes imposées par le calcul de la variance: nous avons déjà discuté ses conclusions.

On pourrait penser que la meilleure solution serait de choisir comme unité d'échantillonnage une structure naturelle, comme le banc. Cette idée, *a priori* séduisante, ne peut malheureusement être retenue comme principe de base, pour deux raisons: tout d'abord le banc ne représente pas la totalité de la biomasse (en particulier durant la nuit, qui est le moment le plus favorable à l'évaluation). Ensuite, et plus paradoxalement, nous ne pouvons pas considérer le banc tel qu'il peut être perçu par un sondeur, comme une structure naturelle: la définition d'un banc est apparemment simple, mais celle de ses limites est presque impossible: combien faut-il au moins de poissons pour faire un banc ? à partir de combien de kilomètres un banc devient-il une couche ? Comme souvent en biologie, si le concept "moyen" est évident (exemple: qu'est-ce qui différencie un animal d'un végétal ?), la séparation de la structure d'avec les autres est presque impossible sans décisions arbitraires (le même problème se pose pour certains organismes vivants qu'il est bien difficile de classer dans l'un ou l'autre règne).

Dans ces conditions, un ESDU doit, dans les zones tropicales, être de taille au moins supérieure à 500-1000 m (supérieure à la taille des bancs) et de longueur la plus courte possible au delà de cette limite (homogénéité des structures). C'est pourquoi nous avons réduit la longueur des ESDU, primitivement de 2 milles, à environ 1300 m (6 minutes à 7 noeuds).

1.2.3. Choix des périodes de prospection

Nous avons vu que ces périodes concernent le temps à deux échelles:

- périodes liées aux migrations. Lorsque ce phénomène existe (comme au Sénégal), les campagnes doivent être réalisées aux moments de stabilité du stock, et si possible aux deux périodes les plus

contrastées. Nous obtenons ainsi deux images différentes riches d'informations. Nous avons préféré ce choix à celui d'une méthodologie de prospection adaptée à une période de déplacement de la population, dont nous avons vu que son application pouvait être parfois dangereuse (biais importants).

- périodes liées au nycthémère. Il est indispensable de séparer les prospections de jour et de nuit. Les analyses que nous avons faites sur ce point montrent que les données obtenues de nuit sont les moins entachées d'erreurs: poisson plus dispersé, comportement d'évitement pratiquement négligeable, etc.. Nous considérerons donc les données obtenues la nuit comme les valeurs de référence, et la prospection de nuit sera privilégiée par rapport à celle de jour. Cette dernière aura comme utilité de fournir des compléments d'information et une image différente des structures, que nous utiliserons pour d'autres fins que la mesure de densité, comme nous le verrons plus loin. En conséquence nous devrons réaliser une double couverture des concentrations, de jour et de nuit, chaque fois que cela sera possible.

1.2.4. Choix du type de prospection.

Ce point demeure très controversé. Deux "écoles" principales existent:

- l'école considérant le calcul de la variance comme prioritaire, et réclamant donc une prospection "aléatoire". Il est impossible de réaliser des échantillonnages réellement indépendants en acoustique, mais l'idée ici est qu'au moins les radiales soient décidées suivant un schéma aléatoire. Une description complète de cette méthode est exposée par Jolly et Hampton (1991). Elle a pour objectif d'éliminer ce qui est pour elle le facteur limitant essentiel de l'acoustique: la non-indépendance des données. La méthode présentée par ces auteurs consiste à parcourir des radiales parallèles dont l'écartement est tiré au hasard. "l'Ecole Aléatoire" est actuellement sérieusement contestée, pour plusieurs raisons. Tout d'abord la faisabilité de telles campagnes n'est pas toujours évidente. Ensuite, s'il est vrai que la statistique classique exige l'indépendance des échantillons pour pouvoir s'appliquer, il existe à l'heure actuelle des méthodes qui permettent de réduire cette exigence: nous avons brièvement décrit la géostatistique, qui entre dans cette catégorie. Les radiales non systématiques (= non équidistantes) présentent en outre le risque de laisser inexplorée une partie importante de la zone, au point que Jolly et Hampton (1991) eux-mêmes ont dû composer avec le principe aléatoire et interdire la possibilité pour deux radiales d'être trop proches. Enfin, nous avons vu que le problème de l'indépendance des échantillons n'est pas le seul, et que les autres (homogénéité des échantillons, indépendance et homogénéité des strates, etc...) ne sont pas résolus pour autant, et la variance calculée ne sera finalement guère plus fiable. Cette méthodologie, à notre connaissance, n'a été appliquée que par les équipes écossaise et sud-africaine.

- l'école considérant le calcul de la moyenne comme prioritaire, et réclamant donc une prospection "systématique". Le schéma est formé d'un trajet régulier de radiales parallèles et équidistantes. Le trajet

"en zig-zag", très économique en temps, ne se justifie que par des raisons négatives ("difficile de faire autrement") et ne peut être envisagé comme cadre général. Il présente en particulier le défaut d'une représentativité inégale des ESDU aux extrémités des radiales. Si l'on utilise donc des radiales parallèles et équidistantes, la statistique classique, en toute rigueur, est inapplicable, car les échantillons ne sont pas indépendants. En fait, comme le remarque Petitgas (1991): "alors que le plan systématique donne une estimation plus précise de la moyenne spatiale que ne le fait un plan aléatoire simple, ce dernier donne une estimation plus précise de la variance de dispersion (Matheron, 1962; Cochran, 1977)". Nous avons vu que l'exigence première des chercheurs est d'obtenir une densité moyenne la plus exacte possible. Ceci milite donc pour l'emploi d'un plan systématique.

Le point suivant est alors le choix de la distance inter-radiales. Gohin (1985) et Petitgas (1991) se sont penchés sur ce problème, et leur conclusion convergente est qu'il faut tenir compte du diamètre moyen des zones de concentrations élevées, que Petitgas appelle des "grains", et pour lesquels il recherche le diamètre ("taille moyenne à 2D") et la valeur moyenne de la corrélation entre deux grains. L'outil permettant de déterminer facilement ces valeurs est le variogramme, dont la portée définit la taille des structures et leurs autocorrélation. Les deux auteurs concluent en suggérant de prendre comme distance inter-radiales une distance inférieure ou égale à cette portée, qui garantit de ne "rater" qu'un minimum de grains. Si l'on se réfère à nos données, ceci voudrait dire que les radiales au Sénégal devraient être espacées d'environ 10 milles, et de 3 à 5 au Vénézuéla.

Enfin, dernière dimension à définir, la longueur des radiales. La seule exigence est qu'elles couvrent et dépassent la zone de concentration de l'espèce ou de la population étudiée. Dans certains cas favorables cette zone est facilement délimitée. Ainsi, pour les poissons de mers froides, un stock est en général unique et ses limites correspondent à une absence de biomasse. On peut alors considérer que l'aire est entourée de larges zones vides et qu'elle est connue dès que la radiale arrive dans une zone de densité nulle. Dans nos régions tropicales, le problème est différent et les zones vides sont pratiquement inexistantes la nuit, ou se trouvent aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de la zone de concentration, le jour. La prospection doit donc impérativement recouvrir l'ensemble de la zone potentielle de répartition de l'espèce. En général on est contraint de prolonger les radiales depuis la côte (autant que possible) jusqu'à la bordure du plateau continental. Lorsque cette bordure est dépassée et que des séries de valeurs nulles apparaissent, il faudra bien entendu les éliminer du traitement, qu'elles pourraient fausser gravement (en particulier la mesure de la variance). Il ne faut toutefois pas confondre les valeurs nulles à l'intérieur de la zone étudiée et celles de la périphérie, qui sont les seules à devoir être éliminées.

Nous voici donc muni d'un jeu de "consignes" provenant des statisticiens, et de caractéristiques provenant des données. A partir de là, et tout en cherchant à satisfaire les exigences statistiques de l'échantillonnage, nous avons défini ce qui est pour nous le plan optimal en milieu tropical.

Le problème le plus important est celui des "grains", autrement dit des rares et très fortes valeurs, dont nous avons parlé tout au long de ce travail. Ils représentent une surface réduite et une biomasse considérable: une prospection, même si elle satisfait aux nécessités statistiques, sera ratée si elle ne peut fournir une image satisfaisante de ces surfaces. "On peut donc dire d'un échantillonnage qu'il est efficace s'il permet d'estimer, avec une précision suffisante, la queue de l'histogramme (Petitgas, 1991)". Ce truisme nous avait amené à proposer (et tester) une méthode de prospection en deux étapes, à partir d'une simulation sur les données de CAP 7605 (Gerlotto et Stéquert, 1983):

- la zone dans laquelle se distribue l'essentiel de la biomasse est prospectée par un schéma systématique de radiales perpendiculaires équidistantes, et les distances inter-radiales sont déterminées idéalement par la portée du variogramme des données, desquelles on aura retiré les très fortes valeurs (population générale). Dans la réalité on se contente de donner une distance inter-radiales "raisonnable", c'est à dire autour de 10 milles, dont on sait par les travaux antérieurs qu'elle correspond à la distance d'autocorrélation des ESDU.
- les zones que des campagnes antérieures ou d'autres informations permettent de considérer comme pauvres sont échantillonnées par un réseau plus espacé encore (jusqu'à 20 milles).
- Une fois ce schéma général accompli, la deuxième étape de la prospection consiste à revenir sur les zones riches, lesquelles sont sélectionnées de deux façons: d'une part celles dont on savait au préalable qu'elles avaient une forte probabilité d'héberger des concentrations importantes (zones d'up-welling, de concentration en migration, etc..); d'autre part les zones où des concentrations importantes ont été repérées pendant la prospection préliminaire. Cette deuxième prospection se fait soit en petites radiales parallèles resserrées, soit en zig-zag: le schéma, qui en détail importe peu, est choisi en fonction du type de traitement qui sera appliqué. La campagne ECHOVEN 2 donnera un exemple de l'application de ce choix.

1.2.5. Choix du type de traitement.

Il va de soi que le type de stratification dépend de ce que l'on recherche. Nous posons uniquement ici le problème de la méthode de routine. Nous avons vu que seules trois méthodes présentaient des conditions suffisantes d'applicabilité sur nos données et de richesse d'information: l'analyse par stratification en contours, en rectangles, et la géostatistique. Les deux premières sont tout particulièrement indiquées pour le mode de parcours que nous avons choisi; la géostatistique devra être utilisée avec précaution et sur des données pré-traitées (extraction des radiales répétées, des trop fortes valeurs, etc..). On se référera avec profit au travail de Petitgas (1991) sur l'applicabilité de cette méthode et ses limites. Sans être exclusif entre ces trois méthodes, nous avons donc utilisé en routine, pour le calcul de la densité totale, la méthode d'analyse par strates rectangulaires, qui offre le meilleur compromis entre conditions statistiques d'application, résultats attendus et facilité d'emploi. Cette méthode est aussi utilisable pour la cartographie, mais on peut lui préférer les deux autres pour leur plus grande finesse de traitement. Nous avons d'ailleurs souvent préféré la méthode du contour à la main

au krigage, car elle est la seule où le biologiste puisse facilement intégrer à son dessin l'ensemble des observations qu'il aura collectées sur l'écologie de la région. Nous avons présenté les diverses cartographies de CAP 7605 sur la figure 14, où le tracé à la main est évidemment celui grâce auquel on peut le mieux prendre en compte l'existence de l'"up-welling" du Cap Vert. Nous verrons dans le prochain chapitre de ce travail ce qu'il en est du Vénézuéla.

Pour les calculs de variance, la géostatistique est, dans un premier temps, la méthode la mieux adaptée aux caractéristiques de nos données. Mais ce n'est pas la seule: si l'on reprend notre schéma de prospection, nous voyons que les données sont de deux types:

- des séries autocorrélées obtenues lors de la prospection préliminaire. Dans cette série il n'est pas possible d'appliquer les méthodes classiques de calcul de variance. En revanche la géostatistique s'applique très bien.

- des séries de valeurs dans les zones riches. Ici, du fait de nombreux retours en arrière, la géostatistique ne fournit plus que des informations brouillées. Mais nous avons signalé que la distribution des densités dans les zones riches était de type aléatoire. Même recueillies en séries le long d'une route, ces données seront indépendantes. Leur aire de distribution a été délimitée par le deuxième schéma de prospection. A l'intérieur de cette aire, nous pouvons appliquer les méthodes classiques de calcul de la variance, tout en gardant en mémoire que cette double couverture peut introduire des biais, comme nous l'avons précisé dans la description de la méthode des rectangles .

Or la variance, qui est liée à la moyenne comme nous l'avons vu sur nos données, est infiniment supérieure dans les zones riches à celle des zones pauvres, qui ce ce fait peut être négligée: dans CAP 7605, la variance des données des 5 radiales du sud (riches) vaut 22914. Celle des 9 radiales du nord (pauvres) est égale à 243, soit 1 % de la précédente.

On voit donc que l'application d'une méthode classique de calcul de la variance sur les données stratifiées donnera des résultats valables, et que l'on peut avec notre schéma de prospection, dans une certaine mesure, négliger les limites posées par la non-indépendance des données.

2. L'IDENTIFICATION DES POPULATIONS

2.1. LES OUTILS D'EVALUATION DES PROPORTIONS SPECIFIQUES

Une fois établies les cartes de répartition des densités en poissons, le pas suivant de la méthode consiste à allouer une part de la biomasse calculée à chacune des espèces, voire aux différentes cohortes des espèces lorsque ces dernières sont suffisamment peu nombreuses et les conditions favorables.

Gardons toujours en mémoire l'un des buts principaux de l'acoustique halieutique, qui est de fournir des données de biomasse instantanée d'un stock, indépendamment des statistiques de pêche. A l'heure actuelle, les meilleurs exemples d'utilisation des résultats d'évaluation sont ceux utilisant les données de biomasse dans les études d'analyse des cohortes. Cette utilisation peut se faire pour comparer les évaluations obtenues par les deux méthodes, ou en se servant de l'acoustique pour effectuer des analyses de cohortes ascendantes. Garcia et Caddy (19xx) présentent une synthèse théorique sur ce point. Mais quelle que soit la méthode, une rapide révision de la bibliographie récente montre que des résultats satisfaisants n'ont guère été atteints que pour certains stocks particulièrement simples de ce point de vue. C'est le cas du hareng en Mer du Nord (Heath et Copland, 1986) ou dans l'Atlantique Nord (Halldorsson *et al.*, 1986), de la morue polaire *Boreogadus saida* (Monstad et Gjoesaeter, 1987), du lieu noir de Mer du Nord (Smedstad, 1987). Si l'on se réfère à d'autres zones géographiques, on constate qu'en dehors du cas de l'anchois du Pérou (Pauly et Tsukayama, 1987), très peu de travaux reliant acoustique et dynamique des populations ont été publiés récemment, et certainement aucun concernant les espèces tropicales.

La raison essentielle à cette lacune tient très probablement à la grande complexité des populations de poissons tropicaux. Ce fait est connu, mais on imagine parfois mal combien une concentration de poissons pélagiques tropicaux peut contenir d'espèces. Pour prendre l'exemple sur lequel nous basons l'essentiel de ce travail, la biomasse pélagique dans le Vénézuéla oriental est composée approximativement de 15 espèces de Clupéidés, 15 espèces d'Engraulidés, 29 espèces de Carangidés et une espèce de Scombridé (Roman, 1980). Et nous ne comptons pas les "grands pélagiques côtiers", petits Thonidés et bonites, qui dans cette région présentent une part non négligeable de la biomasse du plateau continental (Iriarte *et al.*, 1983; Gerlotto *et al.*, 1981).

Même si l'on peut généralement simplifier, en ne tenant pas compte des espèces marginales et en considérant des groupes multispécifiques homogènes en termes d'halieutique (espèces ayant une biologie comparable et subissant un effort de pêche commun), c'est encore au moins quatre ou cinq groupes qu'il faut pouvoir distinguer.

Il est évident que cette possibilité de discrimination des espèces est un des points clé de l'utilisation des méthodes acoustiques. Une mesure globale de la biomasse, même exacte, n'apporte pas d'information capitale. Gerlotto et Gines (1988) ont montré que de simples mesures de productivité primaire pouvaient mener à des fourchettes d'estimation de biomasse pratiquement égales aux évaluations acoustiques. Or souvent les variations spécifiques sont beaucoup plus importantes que celles de la biomasse totale (Le Guen et Chevalier, 1988): cитons le cas connu du remplacement de *Sardinella aurita* sur la côte d'Afrique de l'Ouest par *Balistes carolinensis* dans les années 70 (Anonyme, 1976; Caverivière *et al.*, 1981). L'identification des espèces et de leurs proportions est donc capitale.

2.1.1. Les méthodes traditionnelles d'identification

A. Les pêches de contrôle

La première méthode employée est celle de pêches de contrôle. Il s'agit simplement d'obtenir par des pêches le détail des espèces présentes, et leurs structures de taille. A partir de là, partant de l'hypothèse que les proportions des différentes espèces et des différentes classes d'âge observées dans les captures représentent les proportions réelles existant dans le milieu, il devient possible de déterminer les densités pour chaque groupe (Nakken et Dommasnes, 1975).

En général l'échantillonnage s'effectue au chalut, pélagique ou démersal. Le Guen (1972) décrit cette famille d'engins souvent utilisée pour les échantillonnages réalisés "... *indépendamment des prises commerciales*. [Les biologistes] *essaient alors d'introduire le moins possible de biais dans leur échantillonnage et s'efforcent dans la mesure du possible de faire des prélèvements au hasard*; *de telles opérations de pêche expérimentale sont techniquement difficiles, toujours coûteuses, et les résultats que l'on en tire restent douteux du fait de l'impossibilité d'éliminer complètement les nombreux biais connus, sans parler des inconnus*". Comme on le voit, la méthode n'est pas d'un emploi facile, et même si dans notre cas le problème de l'échantillonnage au hasard ne se pose pas dans les mêmes termes, ces critiques gardent toute leur vigueur. Sans commencer ici une analyse détaillée des problèmes, erreurs et biais de ces méthodes, il nous paraît important d'en décrire les grandes lignes.

- le chalut de fond (démersal ou semi-pélagique) donne en principe des informations assez fiables sur la partie démersale de la biomasse, qui est généralement dispersée sur le fond. Un coup de chalut effectué sur une position choisie arbitrairement permet donc d'obtenir une image des proportions des espèces et des cohortes qui n'est biaisée que de la sélectivité du filet. Celle-ci pouvant être évaluée par différentes méthodes, on peut corriger ce biais dans une certaine mesure. En contrepartie le chalut démersal est en général incapable de fournir des informations réalistes sur la partie pélagique de la population. Si l'on ne

se préoccupe pas de la représentativité de la capture en termes de densité absolue (où le calcul du volume filtré devient crucial), on voit que cette méthode est relativement robuste. Malheureusement la partie démersale de la population n'est pas celle qui nous intéresse le plus.

- le chalut pélagique. Il est en principe destiné à échantillonner la partie pélagique de la biomasse. Il présente plusieurs limites plus importantes que le chalut de fond, dans l'optique d'un échantillonnage des proportions des espèces, de par son mode de travail. Comme les poissons pélagiques sont la plupart du temps concentrés en bancs, les captures d'un chalut pélagique sont souvent du type "tout ou rien": un banc est ou n'est pas capturé. Lorsque ce banc est capturé, il remplit le filet qui n'est plus en mesure de poursuivre sérieusement son échantillonnage (refoulement, colmatage, etc.). Il faut alors le virer. L'échantillon consiste donc souvent en une seule espèce, voire une seule classe de taille, ceci quelle que soit la composition réelle de la biomasse. Les autres espèces seront donc notablement sous-représentées. Enfin, l'expérience montre qu'un chalut pélagique est le plus souvent adapté à la capture d'une espèce particulière, et que l'évitement n'est pas un phénomène identique pour toutes les espèces. Nous avons pu voir par exemple que dans la zone sénégal-mauritanienne les sardinelles rondes (*S. aurita*) avaient longtemps été très difficilement capturables par le chalut utilisé sur nos navires de recherches. Ce mode d'échantillonnage est bien illustré par les résultats de pêche obtenus lors de la campagne ECHOVEN 2 au Vénézuéla (1986), présentés dans le tableau 5. Si l'on s'intéresse à la sardinelle, on constate que les chalutages se séparent en trois groupes: ceux où elle représente "tout" (plus de 90 % de la capture), qui sont 10 sur 27 chalutages), ceux du type "rien" (moins de 10 % de la capture: 13 chalutages) et les chalutages intermédiaire (entre 10 et 90 % : 5 chalutages). Considérant le nombre d'espèces pélagiques dans la région, on devine que ce type de résultat est biaisé.

Les autres méthodes de pêche des espèces pélagiques (senne, filets maillants, lignes), présentent pratiquement le même défaut que le chalut pélagique, souvent en plus accentué. Il y a donc là un point faible très sérieux dans la méthode d'évaluation des espèces. Plus exactement, l'utilisation que l'on doit faire des résultats doit être reconsidérée: d'une certaine façon, un chalutage pélagique n'est pas un échantillonnage des proportions des différentes espèces, mais un tirage d'une des espèces présentes. Les proportions des espèces ne sont alors obtenues que par les proportions des chalutages eux-même: on voit que cela augmenterait considérablement le nombre de chalutages à effectuer pour obtenir une image précise des communautés pélagiques. Et ceci en supposant que la sélectivité est constante pour toutes les espèces. Enfin il existe un autre facteur limitant, en aval de celui-ci, qui apparaît dans les méthodes de cartographie. En effet le calcul des biomasses par espèces, une fois les pêches de contrôle réalisées, s'obtient par la comparaison des cartes de densités globales et des cartes de répartition spécifique.

Ceci montre l'importance de l'interpolation des données de répartition spécifique. Or cette dernière présente deux risques importants:

Tableau 5. Proportion des captures en sardinelles
dans les chalutages pélagiques d'ECHOVEN 2

N° chalutage	Proportion (%)	N° chalutage	Proportion (%)
1	66.7	15	3.7
2	0	16	78.5
3	0	17	1.2
4	99.5	18	99.0
5	75.0	19	100.0
6	90.0	20	98.6
7	95.3	21	0.6
8	0	22	98.0
9	0	24	0.6
10	0	25	99.7
11	0	26	98.0
12	0	28	0
13	0	29	58.3
14	20.0		

(1) suivant la méthode de cartographie choisie, le dessin des répartitions peut être entaché de subjectivité. Nous présentons par exemple en fig. 18 les différents types de répartition des concentrations en sardinelles dans le Vénézuéla oriental (ECHOVEN 2, août 1986) à partir de cartographies manuelles. On voit que selon l'optique du chercheur, l'aire de répartition peut varier du simple (hypothèse pessimiste: les sardines ne sont présentes que là où l'on en a pêché) au double (hypothèse optimiste: les sardinelles sont partout sauf là où l'on n'en a pas pêché). On peut réduire cette part de subjectivité (mais pas l'éliminer totalement) en recourant à des méthodes de cartographie automatique, telles que le krigage. Il n'en reste pas moins vrai qu'ici aussi la cartographie dépend d'hypothèses de départ.

(2) en outre, et plus encore, la cartographie, quelle que soit la méthode choisie, dépend des données de pêche: on peut effectuer un coup de chalut pélagique qui ne capture aucune sardinelle au coeur de la concentration de cette espèce, ce qui peut avoir un effet important sur la cartographie et induire ainsi un biais.

On retrouve ici les mêmes problèmes statistiques que nous avons rencontrés en traitant de la cartographie des données acoustiques, nous n'y reviendrons pas.

B. Les pêches commerciales

Les données des pêcheries commerciales sont toujours intéressantes à prendre en compte, car elles fournissent de bonnes images des stocks exploités, et pratiquement toujours avec un nombre de

données infiniment supérieur à celui que l'on peut espérer obtenir par des pêches scientifiques (Laurec et Le Guen, 1981). En contrepartie elles sont de très mauvais indices sur la phase (géographique ou biologique) non exploitée: nous pouvons parfois avoir une idée des rejets, mais pas des espèces présentes hors de la strate exploitée. Si dans certains cas ces données ne peuvent être considérées que comme un complément permettant de mieux évaluer et corriger les biais des captures scientifiques, il peut arriver pourtant qu'elles soient à elles seules suffisantes pour permettre la reconnaissance d'un stock. Nous présentons ici rapidement en exemple le cas tout à fait parlant de l'évaluation des stocks du Golfe de Batabano (côte SW de Cuba)

Ce golfe (fig. 19) consiste en une vaste zone plate de très faible profondeur (3 à 8 m), composée pour l'essentiel d'herbiers à *Thalassia*, de quelques pâtes coralliens, et bordée vers l'extérieur d'une série de cayes (îlots plats) et de mangroves.

La pêcherie dans ce golfe est ancienne, et suivie minutieusement par le "Centro de Investigaciones Pesqueras" de La Havane. Les densités en poissons sont faibles (moins de deux tonnes par km²), et les poissons, qui sont rassemblés autour des pâtes coralliens et dans les mangroves le jour, se dispersent dans les herbiers la nuit (Claro *et al.*, 1990).

Les structures démographiques de chaque espèce exploitée (c'est à dire pratiquement de la totalité des espèces présentes) sont très bien connues par les chercheurs cubains. Dans ces conditions il suffit d'obtenir une distribution des TS des poissons de la zone pour en connaître les proportions. C'est ce que nous avons fait dans l'exemple ci-dessous, tiré de Gerlotto *et al* (1990). Nous avons dû supposer ici que les transformations des valeurs de TS en longueur suivait la loi empirique proposée par Love (1971), où:

$$TS = 19.1 \log L + 0.9 \log \lambda - 23.9$$

avec L = longueur du poisson, et

λ = longueur d'onde du sondeur

Alors, et après les transformations et corrections adéquates (correction due à l'angle auquel et détecté le poisson par rapport à l'axe du faisceau acoustique), nous obtenons la distribution des longueurs présentée fig. 20.

L'analyse de cette distribution à partir des structures de tailles obtenues par les pêches commerciales permet alors d'évaluer les proportions des différents groupes. Dans cet exemple, on a défini plusieurs classes:

- $L < 4 \text{ cm}$: *Jenkinsia lamproteria* et juvéniles de Clupéidés.
 $4 < L < 12 \text{ cm}$: *Harengula spp* (90 %) et petits Haemulidés
 $12 < L < 20 \text{ cm}$: *Haemulon spp* principalement et Lutjanidés
 $20 < L < 41 \text{ cm}$: Lutjanidés, Carangidés, *Calamus spp*
 $41 < L < 60 \text{ cm}$: *Lutjanus analis*
 $L > 60 \text{ cm}$: *Sphyraena spp*

Nous avons noté pour chaque groupe l'espèce la plus importante, dont la clé longueur-poids servira de clé de référence pour le groupe. Nous n'avons pas détaillé ici les proportions exactes des espèces ou groupes, mais les données existantes permettent de les calculer. Cette méthode ne peut évidemment s'appliquer que dans des conditions très particulières, et reste très sensible aux biais sur les TS que l'équation de Love ne prend pas en compte.

En règle générale l'étude des données commerciales ne permet pas d'arriver à ce degré de précision, et doit plutôt être considérée comme un instrument de vérification des observations des pêches scientifiques.

2.1.2. Les méthodes nouvelles

Il apparaît donc primordial, au moins pour les stocks multispecifiques, de disposer de méthodes permettant, sinon de se passer des pêches de contrôle, au moins de corriger les résultats qu'elles fournissent. Nous présentons dans le tableau 6 une synthèse des informations bibliographiques sur ce sujet. A l'heure actuelle deux types de méthodes sont développées.

A. Les sondeurs à large bande

Le principe de ce type de matériel est le suivant: un sondeur émet non plus une impulsion de fréquence fixe, mais un signal modulé sur une bande plus ou moins large. Les échos des poissons présentent donc un spectre entre les deux fréquences extrêmes du balayage, et l'on peut espérer que chaque espèce aura une signature spectrale propre. Par l'analyse des spectres des réponses des cibles, on peut reconnaître les espèces présentes et en obtenir les proportions.

Plusieurs équipes ont présenté des résultats à partir de cette méthode (Bjorno et Kjaergard, 1986; Simmonds et al, 1987). En France notre équipe étudie également ces techniques (Le Bourges, 1990), et des résultats encourageants sont obtenus. Néanmoins ces méthodes restent encore du domaine expérimental et il n'existe à ce jour aucun équipement fonctionnel susceptible d'être utilisé en routine.

B. Les analyses automatiques des échos

Il est connu qu'avec un peu d'expérience un observateur peut avec une précision satisfaisante reconnaître une espèce à ses caractéristiques acoustiques, comme la forme d'un banc sur un

Tableau 6. Synthèse bibliographique des méthodes
d'identification acoustique des échos
(d'après Simmonds *et al.*, 1992)

Auteur	Sondeur	Fréq. (kHz)	Méthode d'analyse	Nb sp	Observations
SA 87	LB	27-54	an. spectrale (D)	4	poissons en cage
LB 90	LB	50-144 140-430	an. spectrale et an. factorielle (D)	3	poissons isolés
GRS 81	BE	38	analyse du signal acoustique (D)	1	cibles multiples
VGP 87	BE	70	Transf. Fourier (D+I)	2	sur 20 param. différents
RL 88	BE	120	analyse du signal acoustique (D+I)	3	structure des bancs
GM 87	BE	120	analyse du signal + an. fact. (D+I)	mult.	populations acoustiques
S 89	BE	38	analyse du signal + an. fact. (D+I)	3	structure des bancs
A. 82	BE	-	analyse du signal (I)	3	structure des conc.
ZS 82	LB	40-80	an. spectrale + modélisation (D)	-	-
BK 86	LB	10-400	-	-	-
NC 82	BE	-	analyse du signal (I)	-	structure des bancs

Légende du tableau: LB = large bande; BE = bande étroite; D = paramètres directs (extraits du signal); I = paramètres indirects (extraits des ESDU)

SA 87: Simmonds et Armstrong (1987)
LB 90: Le Bourges (1990)
GRS 81: Giryn, Rojewski et Somla, 1981
RL 88: Rose et Legget (1988)
GM 87: Gerlotto et Marchal (1987)

S 89: Souid (1989)
A 82: Azzali (1982)
ZS 82: Zakharia et Sessarego (1982)
NC 82: Nion et Castaldo (1982)

échogramme ou le type d'écho instantané renvoyé. Ceci a fait concevoir et installer depuis longtemps sur les bateaux de pêche des sondeurs équipés de "loupes à poissons". Ce sont des oscilloscopes particulièrement conçus pour projeter la déviation électrique représentant l'écho de chaque émission. Cette connaissance était empirique, et des études ont permis d'en extraire les lois permettant une identification automatique. Plusieurs travaux existent. Nous en présenterons deux qui sont à notre avis exemplaires.

Rose et Legget (1988) extraient des échos des bancs certaines informations caractéristiques, qui leur permettent de déterminer l'espèce d'un banc dans 93 % de leurs observations, parmi les trois présentes (capelan, morue, maquereau). Les caractères discriminants sélectionnés sont les TS in situ, la distance entre le fond et la limite inférieure du banc, la profondeur moyenne du banc, la valeur moyenne du carré du voltage (V^2), l'écart-type sur V^2 , la valeur maximale de V^2 , la distance verticale moyenne entre deux pics et la différence de V^2 entre un pic et un creux.

Souïd (1988) s'est intéressée plus particulièrement à l'enveloppe des bancs. Le principe de sa méthode consiste à évaluer des caractéristiques géométriques du profil du banc ("élongation, "rectangularité", "circularité") et des caractéristiques structurelles (énergie totale, énergie moyenne, densité relative, etc.). De telles données lui permettent de discriminer sans ambiguïté trois espèces pélagiques en Mer du Nord: chinchard, sardine et hareng.

Ces méthodes, qui peuvent être automatisées dans une certaine mesure, semblent donner des résultats intéressants et prometteurs. Elles présentent des inconvénients dans l'optique de leur application aux stocks multispecifiques tropicaux : elles sont relativement lourdes à appliquer, car elles exigent de saisir des informations en grande quantité pendant la campagne. Surtout, elles s'appliquent plus particulièrement aux bancs de poissons et sur des espèces peu nombreuses et très différentes: il y a peu de choses comparables entre une morue et un capelan. On risque fort dans les zones tropicales d'avoir des différences entre espèces trop faibles pour être réellement discriminantes. En outre des expériences récentes sur le Golfe de Gascogne (Massé, comm. pers.) ont montré que les caractéristiques des bancs d'une même espèce pouvaient varier d'une saison à l'autre, rendant délicate l'application de discrimination automatique des espèces dans un milieu n'en comptant pourtant que quatre. Cette voie semble donc bien exclue pour une application tropicale.

C. Les méthodes indirectes

Dans leur principe assez proches des méthodes d'identification des bancs décrites ci-dessus, elles sont à la fois plus générales et moins précises.

Azzali (1982) utilise par exemple 5 paramètres pour classer les concentrations: extension verticale, extension horizontale, un "coefficient de formation", l'heure de la journée et la forme du groupement. Nion et Castaldo (1982) séparent une population d'anchois dans le Pacifique Sud-Est en 5 groupes: bancs superficiels de jour, bancs superficiels de nuit, bancs profonds (jour et nuit), poissons dispersés (nuit)

D'autres auteurs tentent une classification des types d'échos, et non plus des observations des échogrammes. Vray et Gimenez (1982), et Vray *et al* (1987), à partir d'une campagne sur le lac d'Annecy, extraient une douzaine de paramètres des échos isolés des poissons: durée de l'écho, position dans la couche d'eau, amplitude moyenne de l'écho, nombre d'échantillons d'un signal numérisé entre deux seuils, énergie totale, etc.. Ces paramètres font ensuite l'objet d'une analyse discriminante, et montrent que 4 principaux paramètres permettent de classer 73 % des échos étudiés, qui appartiennent à 2 espèces de Salmonidés (*Coregonus lavaretus* et *Salvelinus alpinus*).

2.1.3. Conclusion

Les analyses que nous avons faites dans les chapitres et paragraphes précédents nous mènent aux conclusions synthétiques suivantes:

- les ESDU sont des échantillons acoustiques fiables;
- nous avons pu mettre au point une stratégie d'échantillonnage acoustique tenant compte des caractéristiques des distributions;
- il n'existe pas de méthode d'analyse statistique de ces données entièrement satisfaisante, mais chacune d'elles prend en compte un jeu de conditions différent et doit être choisie en fonction du type de stock concerné et de l'objectif recherché;
- l'échantillonnage biologique par pêche, absolument indispensable, est très insuffisant, mais des méthodes nouvelles sont apparues qui analysent les données acoustiques et en tirent des informations intéressantes de ce point de vue. Ces méthodes ne sont toutefois pas applicables en l'état aux régions tropicales.

Il apparaît donc possible d'améliorer les méthodes de traitement et d'analyse des données afin d'obtenir un système global qui corresponde à nos besoins. Nous proposons maintenant une méthodologie nouvelle qui va dans ce sens.

2.2. LE CONCEPT DE POPULATION ACOUSTIQUE

Nous avons montré qu'on pouvait extraire des échos des poissons plus que la simple valeur de leur densité. Les méthodes que nous avons décrites aux paragraphes précédents présentent toutefois, du point de vue de nos besoins, le défaut d'être très spécialisées : elles s'attachent à identifier une espèce parmi un groupe de 2 à 4. En outre elles supposent une bonne stabilité dans le temps des structures, et donc des bancs, dont nous avons vu dans notre premier chapitre que la variabilité dans le cas d'espèces tropicales pouvait être importante.

Nous avons donc été amené à généraliser ces travaux en créant le concept de "population acoustique"

2.2.1. Principe

L'écho renvoyé par un poisson est susceptible d'être influencé par deux types de caractéristiques inhérentes à ce poisson: ses caractéristiques biologiques et ses caractéristiques comportementales.

A. caractéristiques biologiques

- anatomie: c'est la composante essentielle, car l'écho dépend en premier lieu des dimensions et de la consistance de la cible. Il existe des quantités de travaux reliant valeur de TS et caractéristiques anatomiques du poisson. Faute de les citer tous, nous pouvons renvoyer aux travaux de Foote (1980) et Foote et Ona (1985), qui montrent la relation entre TS et vessie natatoire. A des degrés moindres, le taux d'ossification, les structures des écailles, etc.. ont une influence. Enfin nous rappelons pour mémoire que la TS est proportionnelle à la taille des poissons (Love, 1971; Nakken et Olsen, 1977;etc..)

- physiologie: elle influe sur l'écho par les changements qu'elle provoque dans la structure et les proportions des différents tissus du corps des poissons. Ona (1987) a présenté une étude des principaux facteurs physiologiques: variation du volume de la vessie natatoire en fonction de la profondeur et de la vitesse de plongée des poissons, du volume de l'estomac ou des gonades, variation du taux de tissus adipeux, etc..

B. Caractéristiques éthologiques

Nous reviendrons sur ce point, que nous avons abondamment traité dans le premier chapitre de ce travail, pour en rappeler l'importance au niveau de l'écho individuel (inclinaison en particulier), et surtout pour signaler que le comportement peut avoir une influence non seulement en termes d'écho indi-

viduel, mais aussi en termes de population. Les changements nycthéméraux des structures (bancs, couches, dispersion...), les formes de regroupement, les déplacements quotidiens, tous ces phénomènes provoquent des différences dans les types d'échos reçus.

C. Définition du concept de population acoustique

Les poissons tropicaux, aux très nombreuses espèces, se regroupent en communautés cohérentes en fonction de différents facteurs du milieu (zones d'affleurement, types de substrats, systèmes trophiques, qualité de l'eau, etc.). Ces communautés naturelles peuvent se définir comme un groupe d'espèces rassemblées dans des proportions constantes (au moins à l'échelle de temps d'une campagne), chaque espèce étant caractérisée au sein de la communauté par sa structure démographique, ses particularités biologiques et physiologiques et son comportement.

C'est la connaissance précise de ces communautés que la pêche de contrôle s'attache à recueillir, les chalutages devant en principe fournir le catalogue des espèces présentes, les proportions interspécifiques et les structures de taille. Il est clair qu'au niveau des échos reçus, ce sont les caractéristiques synthétiques de la communauté que nous recevons, et non celles, isolées, de chaque espèce séparément.

On définit alors une population acoustique à partir de l'hypothèse suivante: les caractéristiques biologiques et éthologiques des espèces au sein de la communauté naturelle sont suffisamment permanentes et typiques pour que leur résultante caractérise la communauté. Dans cette hypothèse, la communauté en question peut être décrite par toutes les données acoustiques qui sont liées à ces caractéristiques biologiques et éthologiques. La synthèse de ces données acoustiques représente alors la population acoustique.

2.2.2. Matériel et méthodes

Une fois le concept défini, la méthodologie est la suivante:

- une série de caractéristiques acoustiques discriminantes (que l'on puisse extraire des données acoustiques recueillies en routine) est établie et les données sont recueillies pendant une campagne;
- ces caractéristiques sont rassemblées et synthétisées par surfaces élémentaires. La méthode la mieux adaptée, dans un premier temps, est celle des rectangles, décrite précédemment. On obtient donc pour chaque rectangle géographique un jeu de valeurs issu des observations acoustiques.

- les éléments sont ensuite soumis à une classification hiérarchique ascendante en prenant les valeurs acoustiques comme variables. On obtient alors un regroupement en populations acoustiques.

- celles-ci sont cartographiées afin d'en tester la cohérence, et les informations sur les espèces (pêches de contrôle, pêches commerciales, etc..) sont utilisées à l'intérieur de chaque regroupement pour retrouver les communautés naturelles.

Il nous reste maintenant à faire le choix des caractéristiques discriminantes. L'ensemble des données acoustiques pouvant servir à l'identification des populations acoustiques est très vaste. Nous avons dans un premier temps sélectionné les données utilisables sur deux critères, avant de définir parmi elles quels étaient les facteurs discriminants principaux.

Les deux critères de choix sont les suivants:

- caractères relativement faciles à obtenir en routine, sans équipement particulier;
- caractères correspondant logiquement à une caractéristique biologique ou éthologique de la population.

Nous nous sommes en outre volontairement limité à des données acoustiques directes: d'autres paramètres peuvent être utilisés et leur pouvoir discriminant est certainement considérable, mais ils présentent l'inconvénient d'être par trop indirects. C'est le cas par exemple des conditions hydrologiques du milieu: dans la région orientale du Venezuela (fig. 21), nous verrons que l'influence des eaux dessalées de l'Orénoque et celle des eaux de l'up-welling de la région de Margarita sont prépondérantes, mais leur emploi, qui permettrait immédiatement de considérer à part des zones comme le golfe de Paria suppose a priori que les communautés sont différentes. Ces paramètres pourront en revanche être utilisés avec profit une fois reconnues les corrélations qu'ils peuvent présenter avec la répartition d'espèces données.

Nous avons donc ici cherché celles des données acoustiques qui rendraient le mieux compte des caractéristiques bio-éthologiques des communautés. Nous avons établi pour ces dernières la liste suivante:

- (1) caractéristiques anatomiques et proportions des espèces
- (2) concentration sur des lieux privilégiés (ponte, alimentation, préférendum physiologique)
- (3) situation dans la masse d'eau
- (4) comportement gréginaire ou solitaire

- (5) comportement pélagique ou démersal
- (6) comportement nycthéméral

A chacune de ces caractéristiques correspondent un ou plusieurs caractères acoustiques:

- (1) caractéristiques anatomiques et taxonomiques. Le critère le plus évident est la distribution des TS *in situ*. Nous n'avons pas pu disposer d'équipement permettant ces mesures dans des conditions raisonnables de fiabilité lors de nos recherches dans la zone vénézuélienne. Nous avons cependant pu utiliser une valeur corrélée à ces TS, à savoir les "densités par échantillon positif", ou DEP, que l'on peut obtenir à partir des données de densité et d'échantillonnage numérique du signal fournies par l'écho-intégrateur Agenor (Marchal, 1988).
- (2) concentration sur des lieux privilégiés. Le critère descriptif est bien entendu la valeur de densité moyenne par strate
- (3) situation dans la masse d'eau. La position en couches, sous forme dispersée, en bancs, etc.. peut être représentée simplement par le rapport des échantillons positifs aux échantillons totaux (E+/E), donnant le nombre d'éléments de volume (échantillons positifs) occupés par une cible par rapport au volume total (échantillons). Nous n'avons pas voulu introduire, pour les raisons énumérées ci-dessus, la profondeur moyenne de la zone ni la profondeur de la cible. Les indices de dispersion sont présentés par Marchal (1988)
- (4) comportement gréginaire. Nous avons estimé qu'un des meilleurs estimateurs de ce comportement était le coefficient de variation des densités par ESDU dans une strate: plus les poissons sont concentrés (en bancs ou macro-structures), plus ce coefficient doit être élevé.
- (5) comportement pélagique/démersal. Nous utilisons ici le nombre de bancs pélagiques et démersaux, par ESDU, et la densité par banc.
- (6) comportement nycthéméral. Il s'agit ici du rapport des différents paramètres énumérés de jour et de nuit: on y inclue évidemment à la fois les rythmes nycthéméraux naturels et les variations dans les réactions des poissons face à l'observateur selon le jour et la nuit.

On voit bien que l'on pourrait ajouter d'autres paramètres discriminants, en particulier ceux mis en évidence par Rose et Legget (1988), Souid (1989) et d'autres auteurs. En fait à partir d'un certain nombre de paramètres le pouvoir discriminant ne doit pas être amélioré; en outre on aurait rapidement redondance de l'information.

2.2.3. Validation

Nous avons voulu ensuite vérifier que le concept et les outils choisis étaient capables de définir correctement des populations acoustiques. Dans ce but nous avons utilisé une série de campagnes réalisées entre 1981 et 1983 dans le Golfe du Vénézuéla, qui présentent un certain nombre de critères favorables permettant d'utiliser cette zone comme zone-test.

A. - Caractéristiques du Golfe du Vénézuéla.

Deux documents de synthèse présentent une description complète de ce golfe (Gines, 1982; Anonyme, 1985). Pour résumer, le golfe est une structure relativement fermée, alimentée au sud par les eaux du lac de Maracaibo, et ouvert au nord sur la Mer des Caraïbes. Sa profondeur moyenne est d'environ 30 m. Il est soumis pratiquement toute l'année à un régime de vents d'est très forts (Alizés), qui provoquent sur sa côte est une zone d'up-wellings. On peut diviser le golfe en deux régions hydrologiques: la région nord (limitée par la latitude 11°45'N), soumise à une forte influence océanique, où le courant général ouest des Caraïbes forme une boucle de circulation d'eau marine, et la région sud, soumise à l'influence du lac de Maracaibo. Les relations avec la mer y sont réduites et la zone sud est bien délimitée en termes d'hydrologie (fig. 22).

Nous nous trouvons donc devant une zone favorable pour tester notre concept, dans la mesure où l'on peut espérer obtenir par une campagne de prospection au chalut semi-pélagique une image à peu près satisfaisante des communautés naturelles. Appliquant par la suite des observations acoustiques à ce milieu, on peut alors par comparaison entre répartitions des communautés naturelles et des populations acoustiques tester l'efficacité de ces dernières.

B. Matériel et méthode

Quatre campagnes ont été réalisées.

Campagne de chalutage (FALCON I). Cette campagne a eu lieu en août 1981. Le golfe a été divisé en strates régulières formées de carrés de 15x15 milles. Un coup de chalut semi-pélagique a été effectué sur une position tirée au hasard dans chacun des carrés. Les coups de filet ont été de durée variable, ce qui rend les comparaisons d'abondance difficiles. Comme nous ne nous intéressons ici qu'aux proportions des différentes espèces, nous avons converti les résultats des captures en pourcentages. L'ensemble des résultats est présenté sur le tableau xx. La simple lecture de ce tableau montre déjà que l'on retrouve bien les deux groupes attendus.

Campagnes acoustiques (FALCON II, III, IV). Trois campagnes de prospection acoustique ont été réalisées à 6 mois d'intervalle, de février 1982 à février 1983. Le parcours a été répété identique pour chaque campagne. Les radiales ont été orientées E-W afin d'éviter le fort roulis imposé sur les trajets N-S par une houle très sèche créée par un vent d'est permanent. Les trajets ont été évidemment rendus légèrement différents lors de chaque campagne par suite des perturbations inhérentes à chaque sortie, et à cause des pêches de contrôle effectuées sur les détections les plus intéressantes lors des 3 missions. Une double prospection jour-nuit a été réalisée sur l'ensemble de la zone, afin de disposer dans chacune des strates définies pour FALCON I de données acoustiques pour chacune des parties du jour. Les radiales ont été espacées de 10 milles (fig. 23).

Le matériel acoustique a varié lors des trois campagnes, à l'exception du sondeur qui a servi pour toutes (EKS 120 kHz, SIMRAD): l'intégrateur utilisé pour FALCON II et III était un intégrateur QM II de SIMRAD, à 2 canaux analogiques; pour FALCON IV nous avons disposé d'un intégrateur AGENOR (Protechno) à 10 canaux numériques. Les données acoustiques tirées de ces campagnes sont donc légèrement différentes. Elles sont résumées dans le tableau 7. Elles sont calculées pour chaque strate, soient 28 carrés de 15x15 milles.

Tableau 7. Types de données introduites dans l'analyse des populations acoustiques (d'après Gerlotto et Marchal, 1987)

Paramètre	Falcon 2	Falcon 3	Falcon 4
Densité/ESDU, jour	+	+	
Densité/ESDU, nuit	+	+	
DEP, jour			+
DEP, nuit			+
Densité bancs jour	+	+	
Densité bancs nuit	+	+	
Nb de banc/ESDU, jour			+
Nb de bancs/ESDU, nuit			+
Nb bancs pélagiques, jour	+	+	
Nb bancs pélagiques, nuit	+	+	
Nb bancs démersaux, jour	+	+	
Nb bancs démersaux, nuit	+	+	
E+/E, jour			+
E+/E, nuit			+

Le principe d'extraction des communautés naturelles à partir des chalutages et des populations acoustiques à partir des paramètres acoustiques est le même: dans chacun des cas nous avons utilisé une méthode de classification hiérarchique ascendante, et utilisé les dendrogrammes comme critères de discrimination. Une analyse factorielle a pu ensuite être appliquée pour affiner l'analyse.

C. Résultats

a). Communautés naturelles

Nous le voyons à la simple lecture du tableau des captures de FALCON 1 (tableau 8), deux communautés principales semblent présentes. Le calcul d'un dendrogramme (par la méthode de la distance euclidienne pondérée pour les variables, agrégation selon le critère de la variance), montre la réalité de ces observations (fig. 24): les strates se regroupent en deux grands ensembles, dont l'un est formé des strates du fond du golfe, et l'autre des strates du large (fig. 25). Ces deux groupes sont parfaitement séparés, et aucune ambiguïté n'apparaît dans la discrimination. Nous aurons ici un premier test sur les populations acoustiques: elles doivent en principe permettre de retrouver deux groupes, l'un au large et l'autre au fond du golfe.

Tableau 8. Détail des captures durant FALCON 1
(en pourcentages de la capture totale)

N° du chalutage (=n° rect.)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Espèce										
<i>Lutjanus analis</i>	42.1	0	14.6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus aya</i>	0	0	0.3	3.2	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus synagris</i>	14.0	0	23.4	13.0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus maximus</i>	3.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamus sp</i>	17.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Priacanthus arenatus</i>	3.7	38.2	2.9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haemulon sp.</i>	0	0	2.9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mullidae</i>	0	3.1	0.3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	3.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristipomoides macropht.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhomboplites aur.</i>	8.5	15.3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scomber japonicus</i>	0	7.6	23.4	0	0	0	0	0	0	0.4
<i>Sardinella aurita</i>	1.8	6.1	29.2	0	0	0	0	0	0	6.3
<i>Selar crumenophtalmus</i>	0	11.5	2.9	0	0	0	0	0	0	0.4
<i>Sphyraena spp.</i>	0	3.8	0	32.5	0	0	0	0	0	4.2
requins	5.5	0	0	13.0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyraena spp.</i>	0	0	0	0	0	0	2.8	0	0	0
<i>Micropogon sp.</i>	0	0	0	0	18.5	18.1	11.3	14.9	37.5	4.2
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	0	0	2.6	37.0	0	4.0	0	12.5	0
<i>Curbinata spp.</i>	0	0	0	26.0	0	0	2.8	1.5	2.5	0
<i>Curvina spp.</i>	0	0	0	3.2	0	24.1	28.2	1.5	25.0	0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	0	0	0	3.7	24.1	16.9	59.7	12.5	0
<i>Dasyatis spp.</i>	0	0	0	6.5	37.5	20.5	0	0	0	0
<i>Peprilus mono</i>	0	0.8	0	0	0	0	5.6	0	0	0
<i>Bagre spp.</i>	0	0	0	0	0	0	16.9	0	0	0
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	7.6	0	0	0	1.2	11.3	14.9	7.5	0
<i>Orthopristis ruber</i>	0	6.1	0	0	0	12.0	0	0	0	0
<i>Vomer setapinnis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5	0
<i>Scomberomorus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	7.5	0	84.4	

Tableau 8 (suite)

N° du chalutage (=n° rect.)	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Espèce										
<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus aya</i>	0	0.3	0	0	13.6	0	0	0	0	1.9
<i>Lutjanus synagris</i>	0	0	0	0	13.6	25.3	4.6	0	14.6	0
<i>Lutjanus maximus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	11.7	0
<i>Lutjanus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37.0
<i>Priacanthus arenatus</i>	0	0	4.3	38.5	9.1	0	0	0	0	18.5
<i>Haemulon</i> sp.	0	0	5.8	0	0	0	0	0	0	37.0
Mullidae	0	0.3	1.4	2.6	0	0	0	0	4.9	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	1.4	2.6	2.3	0	0	0	0	1.9
<i>Pristipomoides macropht.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhomboplites aur.</i>	0	0	1.4	2.6	2.3	0	0	0	0	1.9
<i>Scomber japonicus</i>	0	0.3	11.6	38.5	9.1	0	0	0	0	0
<i>Sardinella aurita</i>	0	0	29.0	0	0	0	0.9	0	0	1.9
<i>Selar crumenophtalmus</i>	0	0	0	12.8	0	6.3	0	0	0	0
<i>Sphyraena</i> spp.	0	0	0	0	6.8	25.3	0	0	0	0
requins	0	0	0	0	0	0	0.9	5.7	0	0
<i>Sphyraena</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	7.7	1.5	14.6
<i>Micropogon</i> sp.	0	0	0	0	13.6	12.7	22.0	0	24.3	0
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	13.8	14.5	0	0	1.3	0	63.9	12.6	0
<i>Curbinata</i> spp.	0	0	0	0	0	1.3	13.7	0	4.9	0
<i>Curvina</i> spp.	0	0	0	0	0	0	13.7	1.3	1.0	0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	20.0	74.4	1.4	0	4.5	12.7	0.9	0	1.0	0
<i>Dasyatis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	6.4	5.1	1.0
<i>Peprilus mono</i>	0	0	0	2.6	22.7	12.7	0	7.7	9.7	0
<i>Bagre</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0.9	6.4	0	0
<i>Trichiurus lepturus</i>	5.0	5.5	0	0	2.3	1.3	36.6	0	0	0
<i>Orthopristis ruber</i>	75.0	5.5	29.0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vomer setapinnis</i>	0	0	0	0	0	1.3	0	0	0	0
<i>Scomberomorus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 8 (fin)

N° du chalutage (= n° rect.)	21	22	23	24	25	26	27	28
Espèce								
<i>Lutjanus analis</i>	0	0	26.8	0	0	0	18.3	0
<i>Lutjanus aya</i>	12.1	0	12.1	0	3.7	0	0	0
<i>Lutjanus synagris</i>	6.1	11.4	6.7	0	0	0	9.0	5.2
<i>Lutjanus maximus</i>	0	0	2.7	0	0	0	1.5	0
<i>Lutjanus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	2.7	0
<i>Calamus</i> sp	3.6	0	6.7	3.4	0	6.8	9.0	5.2
<i>Priacanthus arenatus</i>	36.4	11.4	0	0	0	27.0	1.5	15.7
<i>Haemulon</i> sp.	0	4.5	0	16.9	15.9	6.8	3.0	0
<i>Mullidae</i>	1.8/	4.5	0	6.1	0	4.7	0.3	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	1.1	0	2.7	22.4	13.5	0	7.9
<i>Pristipomoides macroph.</i>	27.3	28.4	40.3	16.9	11.2	16.9	0	20.9
<i>Rhomboplites aur.</i>	12.1	4.5	3.4	50.7	46.7	20.3	0	5.2
<i>Scomber japonicus</i>	0	15.9	0.7	0	0	3.4	0.3	0.5
<i>Sardinella aurita</i>	0	1.1	0	0	0	0	0.3	0
<i>Selar crumenophtalmus</i>	0	0	0	3.4	0	0	0	2.6
<i>Sphyraena</i> spp.	0.6	17.0	0	0	0	0	0	36.6
requins	0	0	0.7	0	0	0	0	0
<i>Sphyrna</i> spp.	0	0	0	0	0	0.7	0	0
<i>Micropogon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curbinata</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curvina</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dasyatis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peprilus mono</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bagre</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthopristis ruber</i>	0	0	0	0	0	0	54.1	0
<i>Vomer setapinnis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scomberomorus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0

Comme les campagnes sont séparées par des intervalles de six mois, certaines variations peuvent être tolérées, mais elles doivent être relativement mineures: nous n'avons pas observé dans les pêches de contrôle des campagnes acoustiques de différence de distribution spécifique par rapport à celle observée lors des campagnes de chalutage (en revanche nous avons pu nous rendre compte que les sardinelles étaient mal représentées dans les chaluts de fond: celles-ci se trouvent plus particulièrement concentrées près de la presqu'île de Coro, et nous verrons plus loin l'importance de cette mauvaise représentativité dans les pêches).

On peut affiner cette première observation en vérifiant s'il n'existe pas de sous-groupe à l'intérieur de ces deux communautés.

Le dendrogramme de la figure 24 montre en effet quelques sous-groupes:

- dans le groupe "golfe", un sous-groupe A peut être constitué par les strates 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 17, 18, et un deuxième, B, par les strates 4, 15, 16, 19, celui-ci étant moins individualisé que le premier. On voit que le sous-groupe A est formé des strates les plus au fond du golfe, le groupe B représentant pour sa part une zone-frontière entre le groupe "golfe" et le groupe "large".

- dans la zone "large", on peut distinguer également deux sous-groupes: le premier (C), formé des strates 1, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27 et 28, le second (D) composé des strates 2, 3, 13 et 14. Ici aussi on peut considérer le groupe C comme le groupe le plus au large, et D comme une zone intermédiaire.

b. Populations acoustiques

Nous avons repris la même stratification en carrés de 15x15 milles de côtés, et nous avons calculé un dendrogramme de la même façon que précédemment, sur les données acoustiques recueillies lors des campagnes Falcon 2, 3, 4 (tableau 7). L'origine des données acoustiques traitées par deux intégrateurs différents n'a pas permis d'utiliser le jeu de paramètres que nous avons défini ci-dessus, et nous avons dû nous contenter des informations suivantes:

- pour Falcon 2 et 3 : densité de surface de jour et de nuit; nombre de bancs de jour et de nuit.

- pour Falcon 4 : densités de surface de jour et de nuit; densités par échantillons positifs; rapport E+/E.

Le dendrogramme calculé sur ces données est représenté sur la figure 26. Lui aussi sépare très nettement deux groupes, et l'on en retrouve encore un au large, avec les carrés 1, 2, 4, 13, 15, 19, 20, 21, 22, 23, 27 et 28 (nous n'avons pas de données dans les carrés 12, 24, 25 et 26), et un groupe du golfe comportant les carrés 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 14, 16, 17, et 18 (fig. 27). La classification considérée plus en détails ne montre aucun sous-ensemble vraiment intelligible. Le groupe des carrés 9, 10, 11, et le groupe 3, 6, 7, 16, 17, 18, sont homogènes dans le golfe, comme le groupe 1, 2, 20, 21, 23 et 27 au large, mais ce n'est le cas ni des groupes de carrés 4, 13, 15 et 28 où ce dernier est très éloigné des trois autres, ni du groupe 5, 8, 14. La classification est un peu moins claire que celle obtenue à partir des données de pêche. On pouvait s'y attendre dans la mesure où nous avons traité trois campagnes ensemble, qui ont été réalisées à six mois d'intervalle chacune. Néanmoins on distingue bien deux populations acoustiques.

Nous avons alors testé la ressemblance des deux dendrogrammes par un test non-paramétrique (test des signes de Kolmogorov-Smirnov), qui montre que les répartitions des carrés en deux groupes dans chacun des deux cas ne sont pas significativement différentes.

On peut en conclure en premier lieu que l'utilisation de données strictement acoustiques permet de différencier des populations d'échos et que ces différentiations correspondent bien à des communautés différentes.

Bien que notre validation soit suffisante, il nous a paru intéressant d'entrer plus avant dans la comparaison des deux types de populations. Nous avons effectué pour chaque jeu de données une analyse factorielle des correspondances, dont les résultats sont présentés sur les figures 28 et 29 (pour les deux premiers axes). On y retrouve dans les deux cas la séparation entre les deux groupes "golfe" et "large", le long de l'axe 1. Dans le cas des observations par pêche, le sous-groupe observé sur le dendrogramme (carrés 4, 15, 16, 19) se distingue très nettement des autres carrés "golfe" sur l'axe 2; le groupe "large" est plus homogène, et le sous-groupe (2, 3, 13, 14) n'est pas identifiable. En ce qui concerne les populations acoustiques, on retrouve le long de l'axe 1 la séparation entre carrés "golfe" et carrés "large", avec une exception, le carré 14, complètement opposé aux autres. Il est intéressant en revanche de noter que les carrés voisins du 14 sont les 13, 19 et 4 (et, plus lointains, les 11 et 1), qui sont des carrés situés géographiquement entre la population "golfe" et la population "large".

Ce carré 14 est intéressant à plus d'un titre: non seulement il est l'un des rares à changer de groupe entre populations naturelles et populations acoustiques, mais il est aussi à part dans les populations acoustiques. Cette originalité s'explique par la dynamique des masses d'eau dans le golfe du Venezuela (fig. 21), qui est soumis à trois influences: celle de la lagune de Maracaibo, dont les apports d'eau douce, surtout en surface, se font sentir dans le fond du golfe; celle de la Mer Caraïbe, dont les eaux entrent dans le golfe (essentiellement en profondeur) depuis le nord; et celle des Alizés, de secteur est, qui provoquent le long de la Péninsule de Paraguana un "up-welling" important, dont le départ est situé dans les carrés 14, 11, 12 et 13, et qui se fait sentir jusqu'au carré 19. Cette zone est une zone à forte productivité, et il y existe un stock de sardinelles important, essentiellement concentré le long de la côte Est et à certaines époques étendant des diverticules vers la côte colombienne (fig. 30, d'après Stroemme et Saetersdal, 1988). La partie liée au stock de sardinelles n'apparaît pas dans nos données de pêche, ce qui se comprend si l'on se souvient que nous avons utilisé un chalut de fond. Elle apparaît plus clairement dans les données acoustiques en créant un groupe "intermédiaire Est" (carrés 13 et 14) dans nos populations acoustiques. Au contraire la partie sud, formée surtout d'espèces démersales des deux zones, est facile à distinguer aussi bien dans les données pêche que dans les données acoustiques.

N'allons pas plus loin dans notre dissection du phénomène, car nous devons garder en mémoire les transformations qu'a pu subir le milieu entre les campagnes, risque qui nous contraint à ne considérer que les phénomènes de grande ampleur. Néanmoins cette série de campagne nous a permis de valider notre concept de populations acoustiques, qui a démontré non seulement qu'il discriminait

correctement des populations différentes, mais même qu'il pouvait apporter des informations que la pêche n'aura pas pu obtenir.

CONCLUSION DU CHAPITRE 2.

Nous avons montré dans notre chapitre 1 que les données acoustiques des campagnes de prospection étaient bien représentatives des densités en poissons prospectés, et qu'aussi bien le comportement que la méthodologie n'introduisaient pas de biais irrémédiables dans les résultats, ce qui rend parfaitement utilisable l'acoustique pour évaluer les ressources. Ce chapitre pour sa part nous a montré où se trouvaient les vrais problèmes de la méthode. Il est apparu en particulier que le type d'échantillonnage utilisé, type tellement inhérent à la méthode acoustique qu'il n'est pas transformable dans l'état actuel des techniques, présentait un certain nombre de contraintes à qui voulait calculer des indices statistiquement utilisables de densité et d'intervalle de confiance. Ces contraintes nous ont obligé à proposer à la fois des stratégies d'échantillonnage et des méthodes de traitement des données qui permettent l'application de calculs statistiques sur les résultats. Nous avons montré que moyennant certaines précautions et quelques hypothèses réalistes, il était parfaitement possible d'obtenir des évaluations relativement précises de biomasse.

Un des points les plus délicats était alors d'identifier les populations échantillonnées, afin d'allouer à chacune d'entre elles une part correspondante de la biomasse totale calculée. Nous sortons ici du domaine de l'acoustique pour entrer dans celui des erreurs inhérentes aux opérations de pêche exploratoire. Nous avons pu montrer que par bonheur l'acoustique, qui est beaucoup plus riche d'informations que la simple addition des densités pouvait le faire croire, est un atout majeur dans l'identification des groupes d'espèces. Elle rend possible l'établissement des cartographies des principales populations acoustiques d'une zone, cartographies qui fournissent une base à l'interpolation des résultats des observations directes que l'on peut obtenir par ailleurs.

Bien sûr, il reste des points que nos méthodes ne résolvent pas. Citons la définition des proportions des espèces dans les différentes populations acoustiques, qui est toujours tributaire de la pêche, avec les incertitudes et biais qu'elle apporte; les très fortes et rares valeurs de densité, qui par leur rareté même échappent au contrôle des statistiques usuelles, et sont aussi sources potentielles de biais; certains points du comportement qui nous échappent encore (évitement latéral, par exemple); certaines hypothèses sur les distributions, en particulier l'indépendance des données dans les strates très denses; la variabilité temporelle; etc..

C'est là qu'entre en jeu la connaissance synthétique de la région que peut avoir le biologiste, et qui doit lui permettre chaque fois qu'un problème de ce type se présente, de "faire le bon choix". Il n'y a

hélas pas d'autre méthode quand un phénomène est à la fois rare et non (ou rarement) reproductible. La plupart du temps, le choix en question est facilité par les connaissances que le chercheur peut avoir par ailleurs. Donnons un cas exemplaire par sa simplicité et son ampleur, que nous avons dû résoudre lors d'une campagne au large des côtes de Guinée (Marchal et al, 1980). L'espèce dominante durant cette campagne était le baliste *Balistes carolinensis*, animal particulièrement facile à observer en écho-intégration par ses caractéristiques de nonchalance de nage et de dispersion dans toute la couche d'eau. La densité moyenne de nuit (en valeurs relatives) était de 32, sur les 765 ESDU de la prospection. Deux de ceux-ci ont représenté 2660 en densité, soit à peu près 11 % de la biomasse. Il a été impossible d'effectuer une pêche sur cette détection énorme pour diverses raisons, aussi en toute rigueur nous ne pouvions définir de quelle espèce était composée cette biomasse. Mais par les connaissances préalables des chercheurs impliqués, il est apparu que dans cette région seul l'anchois *Engraulis encrasicolus* était susceptible de former des bancs de la taille de ceux observés. Un autre problème a consisté à déterminer si les bancs observés dans ces deux ESDU étaient uniques ou s'ils étaient l'échantillon d'une population plus grande. L'extrapolation des densités rencontrées est évidemment complètement différente dans l'un ou l'autre cas. Ici aussi, il a fallu étudier les indices rencontrés lors de la campagne, comme les anchois capturés en faible quantités par un chalut non adapté à cette espèce, les contenus stomacaux, l'hydrologie, etc... A partir de là, nous avons pu conclure que ces densités représentaient la population d'anchois dans une zone plus large et qu'il s'agissait d'un échantillon et non de la totalité de la population. Ceci nous a donc permis d'évaluer à 65000 tonnes sur une biomasse totale de 660000 le stock d'anchois.

Quoi qu'il en soit, nous voici muni d'un jeu de méthodes et d'outils dont nous avons démontré qu'ils étaient applicables à l'évaluation et l'observation des stocks pélagiques tropicaux. Le chapitre suivant présente maintenant un exemple d'application de l'acoustique sur un tel écosystème, afin d'en cerner les limites et de déterminer les informations qu'elle pourra fournir aux halieutes et aux écologistes.

CHAPITRE 3.

EXEMPLE D'APPLICATION DE L'ACOUSTIQUE À LA CONNAISSANCE D'UN STOCK: *Sardinella aurita* AU VENEZUELA

INTRODUCTION

Comme toutes les méthodes d'évaluation, l'acoustique n'est pas exempte de faiblesses, nous les avons longuement décrites au long de ce travail. Elle n'en est pas moins l'une des plus fiables, non seulement par ses capacités d'échantillonnage de très grande dimension, sa rapidité d'exécution, la diversité des informations qu'on en retire, mais aussi par le fait qu'elle est l'une des rares pour lesquelles les faiblesses même soient connues, mises en évidence, et pour la plupart d'entre elles, mesurables.

Nous avons mis au point une série de méthodes qui doivent nous permettre d'employer l'acoustique dans de bonnes conditions pour évaluer des stocks tropicaux. Il nous paraît intéressant maintenant de montrer comment ces méthodes s'appliquent, si elles sont utilisables dans la pratique, ce qu'elles fournissent comme informations, bref, si nos améliorations et adaptations ne sont pas seulement théoriques, voire utopiques.

Il s'agit là en effet d'une des contraintes majeures de la recherche à l'ORSTOM: les méthodes de travail de terrain ne doivent pas seulement être théoriquement satisfaisantes, elles doivent aussi être applicables dans de bonnes conditions sur des milieux très différents de ceux sur lesquels elles sont habituellement développées, à la fois à cause de la complexité des écosystèmes tropicaux et d'un environnement de pays en voie de développement, c'est à dire ne disposant pas nécessairement de toutes les facilités technologiques des pays du Nord.

Le stock de sardinelles (*Sardinella aurita* L.), sur lequel nous avons travaillé depuis octobre 1980, et sur lequel d'ailleurs ont été mises au point et testées la plupart des méthodes que nous avons présentées, nous paraît un bon exemple de ce que peut apporter l'acoustique à l'halieutique, et de l'applicabilité de nos méthodes. Il va de soi que nous n'avons pas la prétention dans ce chapitre de présenter une étude complète de ce stock, qui fait l'objet d'un programme de recherches de grande ampleur par ailleurs (Freon et al., 1991), ni même d'en présenter une synthèse en termes d'acoustique. Il s'agira ici seulement de fournir quelques exemples et quelques résultats permettant d'évaluer la validité des méthodes que nous avons présentées. Certains points habituellement traités dans un travail spécifique ne seront parfois que survolés, d'autres n'apparaîtront pas. Nous nous interdirons également de présenter des valeurs de biomasse autrement que pour étayer nos propos. C'est dire qu'il ne faudra pas espérer trouver dans ce document des informations complètes utilisables directement pour la gestion du stock de sardinelles. Un tel travail est en cours par ailleurs (il fera l'objet d'une thèse), à partir de l'analyse de la totalité des campagnes réalisées entre 1980 et 1984 par l'ORSTOM et la Fondation La Salle de Sciences Naturelles (FLASA), puis par la FLASA seule à partir de 1985 (Cardenas, 1992). Nous nous limiterons donc à présenter ceux des chiffres obtenus au cours de nos recherches qui auront une

importance quelconque pour vérifier le bien-fondé de notre méthodologie. L'exemple de la sardinelle de l'Orient vénézuélien est d'ailleurs, plus largement, un excellent exemple des problèmes qu'une population pélagique peut poser aux halieutes et de ce que peut apporter l'acoustique lorsque certains paramètres descriptifs des populations sont difficiles ou impossible à recueillir.

C'est peut-être ici le lieu de présenter brièvement l'historique de nos recherches sur ce stock, et notre coopération avec la FLASA, Institut avec lequel nous avons eu (et continuons d'avoir) des relations scientifiques étroites et qui a joué un rôle majeur dans cette recherche.

Le stock de sardinelles est l'objet d'une exploitation de type artisanal que nous décrirons brièvement plus loin. Dans le courant des années 70, la FLASA a développé un programme de grande ampleur sur les pêcheries de la région orientale du Vénézuéla (Gines, 1974), incluant des recherches en hydrologie, productivité, écologie, etc.. Parmi les résultats de cette recherche est apparue la très forte productivité d'une région appelée MACCTE par la FLASA (pour Margarita-Araya-Cariaco-Coche-Testigos, (fig. 1 et 2). Ces résultats ont convaincu la FLASA que la région MACCTE devait supporter une production halieutique bien plus importante que celle qui était connue par les données de pêche. Nous verrons en effet que les indices fournis par la pêcherie ne sont pas faciles à interpréter; en outre les débarquements, de quelques dizaines de milliers de tonnes, ne semblaient pas à la hauteur de la productivité potentielle. Des premiers travaux exploratoires (en particulier par avion) avaient montré qu'en effet il existait un stock important de sardinelles. La FLASA a donc décidé de s'équiper d'un écho-intégrateur, ce qu'elle a réalisé en 1977 en installant à bord de son navire de recherche, le N/O La Salle, un laboratoire acoustique comprenant écho-sondeur et écho-intégrateur. Après quelques essais préliminaires, la FLASA a ensuite proposé à l'ORSTOM de coopérer dans cette recherche, coopération qui a démarré en 1980.

Ce cheminement scientifique de la FLASA nous paraît exemplaire. Il montre ce qui est probablement la meilleure façon d'envisager l'utilisation de l'acoustique, qui vient après l'observation d'un milieu, la conclusion à l'existence probable d'un stock pélagique important, puis la démonstration que ce stock pour l'une ou l'autre raison échappait aux méthodes existantes d'évaluation. Les résultats ont bien montré l'importance de ce stock, en ont évalué la taille, et expliqué pourquoi les autres méthodes, dans ce cas particulier, ne pouvaient pas s'appliquer facilement, confirmant de ce fait les hypothèses de Gines (1974).

Ce préambule nous éloigne un peu des objectifs plus limités de ce chapitre, mais il nous a paru important de signaler dans notre travail tout l'avantage que l'on tire d'une réflexion scientifique préalable à l'application de l'acoustique. On voit bien par cet exemple que la méthode n'est pas nécessairement une panacée permettant "vite-bien-pas cher" de tout savoir sur un stock. Au contraire, c'est en s'appuyant

constamment sur les connaissances antérieures que bien des problèmes rencontrés ont pu être résolus, et que l'acoustique a pu remplir son contrat.

Fermons la parenthèse. Nous allons montrer quelques exemples de l'application de nos méthodes sur ce stock de sardinelles centré sur la région MACCTE, avec leurs points forts et leurs limites. Il va nous falloir auparavant présenter de façon schématique le milieu et la pêcherie, afin que les choix et les essais méthodologiques soient compris. Nous présenterons par la suite ces exemples d'application, enfin nous terminerons par une discussion sur ce qui est le sujet central de notre travail, "l'applicabilité de l'acoustique aux évaluations de stocks tropicaux".

1. LE MILIEU

Il va de soi que notre apport personnel à l'étude du milieu est extrêmement réduit, et que la quasi totalité de ce paragraphe est une compilation bibliographique. Nous ne citerons pas la "Carta Pesquera" (Gines, 1974) chaque fois que nous y aurons emprunté une information: il faudrait le faire à chaque instant.

1.1. LE MILIEU PHYSIQUE

1.1.1. La géographie

Le plateau oriental du Vénézuéla forme une entité bien délimitée de grande dimension, divisée en sous-régions clairement identifiables (fig. 1 et 2). Son extension maximale va du cap Codera à l'Ouest à l'île de Trinidad à l'Est. Dans sa totalité, les fonds inférieurs à 200 m du plateau représentent environ 30000 km², si l'on y inclue les 7500 km² du golfe de Paria.

La structure du plateau est complexe, du fait de la présence à l'Ouest de nombreuses îles, presqu'îles et fosses:

- les îles principales sont Margarita (850 km²), Coche et Cubagua (respectivement 100 et 40 km²), Tortuga (environ 300 km²), et l'archipel des Testigos.
- la discontinuité principale est la fosse de Cariaco, d'environ 2200 km², dont la profondeur maximum est de près de 1500 m.
- enfin il convient de noter les golfs, le plus important étant le golfe de Paria déjà cité, puis le golfe de Cariaco (600 km²), et le système des golfs de Santa Fé, Mochima, etc.. (environ une centaine de km² en tout).

les fonds sont en majorité sableux sur le plateau proprement dit, vaseux dans les golfs et à l'Est du plateau.

La zone est limitée par plusieurs "frontières écologiques" nettes:

- à l'ouest, le plateau disparaît quasi complètement au niveau du cap Codera, où la "Cordillère côtière" plonge directement dans la mer: le plateau ne dépasse guère un mille de largeur. En fait, la fosse de Cariaco est déjà une zone frontière importante, et l'on peut considérer que le plateau s'arrête entre Margarita et la Tortue.
- au sud, la côte, et au nord le talus continental limitent le plateau;

- à l'est l'extrémité nord du delta de l'Orénoque (qui à lui seul est de taille équivalente à la zone que nous étudions) forme une barrière hydrologique pratiquement impénétrable pour les poissons sténohalins, rendant le golfe de Paria tout à fait particulier dans la région (il s'agit plus d'une macro-lagune saumâtre que d'un golfe marin).

Il s'agit donc d'une région "fermée", excluant pratiquement tout type de migration hors de la zone, où dans leur immense majorité les échanges entre populations intérieures et extérieures sont interdits. L'émigration est possible par transport passif des oeufs et larves vers l'Ouest (les chercheurs vénézuéliens ont parfois noté la présence de bancs de juvéniles de sardinelles dans les îles sous-le-vent, en particulier dans l'archipel des Roques, qui évidemment provenaient d'Orient); l'immigration semble pratiquement exclue. La littérature indique la présence d'un petit stock de sardinelles autour de Trinidad, dont les rapports avec celui de la zone MACCTE ne sont pas connus, mais il est de toute façons beaucoup plus petit que celui sur lequel nous nous penchons ici, et son influence, si elle existe, doit être réduite.

1.1.2. L'Hydrologie

La zone MACCTE est connue depuis longtemps comme une zone d'*up wellings*. Les travaux de Fukuoka (1963; 1968), Griffiths et Simpson (1972), et Gines (1974) montrent que ce type de phénomène se rencontre de façon très régulière dans la région. Les campagnes d'écho-intégration ont montré également ce type de structure (fig. 3).

Ce n'est pas ici le lieu de présenter en détails l'origine et le mécanisme particulier des *up wellings* dans l'Oriente. Le seul point intéressant est de noter qu'ils présentent une forte corrélation avec le régime des vents, et qu'ils se rencontrent principalement dans deux parties de la côte: au nord de Margarita et le long de la côte continentale, entre Puerto Santo et Chacopata.

Le système de circulation du golfe de Cariaco présente aussi un important phénomène d'enrichissement (entrée d'eaux riches profondes et sortie d'eaux superficielles appauvries).

Le deuxième phénomène hydrologique important dans la région est la décharge des eaux de l'Orénoque. Son delta débouche en partie dans la région orientale par la Bouche du Dragon, et la dérive superficielle des eaux dessalées peut être observée jusqu'au milieu du plateau continental oriental (limites NE de la zone MACCTE). Nous avons pu observer ce phénomène lors de nos campagnes en mesurant la salinité de surface (Monente, 1986). Il a été aussi mis en évidence par Muller-Karger et Varela (1990) à partir de l'analyse des distributions de pigments chlorophylliens observés sur des images par satellite.

L'influence de l'Orénoque varie suivant les saisons. Elle est évidemment maximale en période de crue, c'est à dire de juillet à novembre, minimale de mars à mai. Durant cette dernière période l'influence des up wellings est dominante. L'effet de l'Orénoque peut se faire sentir à des distances considérables au nord, grâce au courant caraïbe, continuation du courant atlantique nord-équatorial: on le ressent jusqu'à Porto-Rico. Elle est en contrepartie limitée au sud, les eaux dessalées étant déviée vers le nord par la force de Coriolis. Elles n'atteignent pratiquement jamais la côte nord de Margarita (fig. 4, d'après Muller-Karger et Varela, 1990). En conséquence la côte continentale à l'ouest de la longitude 62°30' W est perpétuellement sous l'influence d'eaux océaniques. En outre l'arrière pays est sec, et les décharges d'eau douce dans cette zone sont insignifiantes. Il existe donc bien dans cette région deux zones à l'écologie tout à fait distincte.

1.2. LE MILIEU BIOLOGIQUE

1.2.1. La production primaire.

De nombreuses études de production primaire ont été entreprises depuis le début des années 60. On peut citer en particulier les travaux de Margaleff (1965) sur le phytoplancton autour de Margarita, ainsi que ceux de Rodriguez (1960), et de Hammer (1967) dans le golfe de Cariaco, enfin ceux de Gines (1974) dans la zone orientale en général. La synthèse des résultats de ces chercheurs montre que la partie de la région soumise au régime des up wellings dans la zone MACCTE est le siège d'une production primaire intense, chiffrée à environ 500 mg de Carbone par m² et par jour (500 mg.C/m²/j), et pouvant aller jusqu'à 1800 mg.C/m²/j dans le golfe de Cariaco (fig. 5).

Si l'on compare maintenant cette production avec celles d'autres zones tropicales dans le monde, on peut noter que la production primaire dans la région d'Oriente appartient au groupe des productions importantes, et qu'elle est susceptible de générer une production halieutique respectable. Elle se situe, pour ne parler que de l'Atlantique intertropical, au niveau des eaux du Sénégal, de l'Angola, de la Mauritanie ou du Ghana (tableau 1). On peut donc supposer que la production halieutique devrait être similaire à celles de ces pays.

Tableau 1. Comparaison des niveaux de production primaire dans trois régions d'up wellings de l'Atlantique intertropical.

Pays	Production primaire (mg C/m ² /jour)
Mauritanie	830-2000
Angola	1400-2100
Vénézuéla oriental	500-1800

1.2.2. La diversité spécifique.

Les régions tropicales sont connues pour présenter une haute diversité spécifique. La région caraïbe n'échappe pas à la règle, bien au contraire, puisque en plus des espèces atlantiques circumtropicales (en particulier *Sardinella aurita*), elle héberge un très grand nombre d'espèces indigènes, dont l'importance en termes de biomasse n'est pas négligeable. Nous avons montré dans un chapitre précédent que les Clupéidés et Engraulidés représentaient à eux seuls une trentaine d'espèces.

Il convient de noter cependant que, tout au moins pour les pélagiques, quelques espèces sont largement dominantes dans chaque famille. Les résultats des pêches exploratoires du N/O F. NANSEN (Stroemme et Saetersdal, 1989) montrent par exemple que c'est le cas de la sardinelle (80 % de la biomasse des Clupéidés), du maquereau espagnol (*Scomber japonicus*) pour les Scombridés (60 %), du chincharde *Trachurus lathami* pour les Carangidés (85 %). Nos résultats de captures, moins nombreux, nous permettent toutefois de confirmer ces données, en ajoutant l'importance de l'anchovia *Anchoviella estancae*, qui représente la majorité des Engraulidés.

En ce qui concerne les poissons démersaux, le problème est plus aigu, car on ne rencontre pas d'espèce réellement dominante. Les résultats très complets des pêches du N/O LA SALLE (Gines, 1974) sont là pour le montrer: on ne dénombre pas moins de 52 espèces économiquement importantes, plus 11 espèces de crustacés (crevettes, langoustes, crabes). En outre les résultats des captures montrent une grande variabilité aussi bien dans les aires de répartitions que dans le temps (Stroemme et Saetersdal, 1989), qui rend les évaluations de ces différentes espèces très ardues. Le tableau 2 présente les résultats des prises au chalut de fond dans les régions intérieures et extérieures du plateau continental, pour quatre familles (d'après Stroemme et Saetersdal, 1989).

Tableau 2. Taux moyen de capture (kg/h) pour la totalité des chalutages pour les principaux groupes d'espèces démersales d'intérêt commercial

Famille	fonds < 50 m	fonds > 50 m
Lutjanidés	18	79
Serranidés	6	12
Sciaenidés	106	62
Siluridés	90	0
autres	73	109

1.2.3. Le stock de sardinelles.

Il s'agit probablement de l'espèce la plus étudiée dans la région, car c'est de loin la plus importante en termes de débarquement. Tout au moins en tonnages, car son bas prix la rend

relativement peu attractive, ce qui explique sans doute pourquoi aucune pêche industrielle ne s'est développée dessus.

Pourtant, malgré ces nombreuses études, beaucoup de points restent encore obscurs dans sa biologie. Nous allons les rencontrer au cours de cette brève description.

A. L'aire de ponte.

Les premiers travaux sur les distributions d'oeufs et de larves ont été entrepris au début des années 70 dans l' "Oriente", à commencer par ceux de Simpson et Gonzalez (1967), et surtout de Rojas (1972), qui définit l'extension de l'aire de ponte, et celle des principales concentrations. Il faut noter la bonne coïncidence, au moins géographique, entre ces aires de pontes et les up wellings. L'extension maximale de l'aire de ponte de la sardinelle paraît alors limitée à l'Est par les Testigos, limite superficielle d'extension des eaux de l'Orénoque; à l'Ouest par la fosse de Cariaco; au sud par la côte, et au nord par la limite du plateau continental (fig. 6).

Des travaux plus récents basés sur l'étude des stades de maturité sexuelle semblent montrer une aire de ponte plus circonscrite (Fréon *et al.*, 1992), dont seraient, la plupart des années, exclus les golfes du sud d'Araya (golfes de Cariaco et de Santa Fé). L'aire de ponte "efficace" se limiterait alors aux alentours de Margarita et à une aire comprise entre $64^{\circ}20'W$ et $63^{\circ}00'W$, au nord de la péninsule d'Araya. Sa limite nord se situerait aux alentours de $11^{\circ}15'N$. Elle peut varier en fonction de l'entrée sur le plateau des eaux dessalées de l'Orénoque.

B. Les périodes de pontes

Comme la plupart des poissons tropicaux, la sardinelle ne montre pas d'arrêt net de la reproduction, mais plutôt quelques pics annuels (deux en général). La grande période de reproduction se situe entre novembre et mars (Rojas, 1972; Fréon et Mendoza, 1991), avec suivant les années deux maxima en mars et décembre. Ici aussi la variabilité interannuelle semble importante. Le décalage entre périodes de ponte et d'upwelling est peu stable (Fréon *et al.*, 1992).

C. L'aire de distribution

- Observations aériennes. Gines (1974) et Trujillo (1976), ont effectué des prospections aériennes, en suivant approximativement la méthodologie développée par Cram et Hampton (1972). Elle revient à compter les bancs superficiels visibles depuis un avion volant entre 100 et 300 m d'altitude, puis à calculer une densité en nombre de bancs par unité de surface. L'aire couverte déborde largement de la zone MACCTE (fig. 7).

A l'exception de l'île Sola et de quelques observations au nord de Margarita, les résultats montrent que les bancs superficiels sont pratiquement tous concentrés le long des côtes autour de Margarita et le long de la côte continentale entre Carupano et Barcelone.

- observation des données de pêche. La pêche sardinière en Oriente est artisanale et côtière. Elle n'exploite que les bancs repérés depuis la surface. Son aire de répartition couvre l'ensemble des côtes de la péninsule d'Araya (nord et sud), le golfe de Santa Fé, la côte sud (et en partie nord-ouest) de Margarita, l'île de Coche, et la côte continentale de Chacopata et Carupano (avec quelques extensions jusqu'à Rio Caribe) (fig. 8). Il est aussi intéressant de noter les endroits où la pêche artisanale est peu présente: la côte sud du golfe de Cariaco, les petites îles du plateau (Frailes, Testigos, Cubagua), et l'est de Rio Caribe. Nous verrons dans le paragraphe suivant que le mode de pêche et surtout de commercialisation explique en partie cette absence (en particulier pour les petites îles), mais quoi qu'il en soit cette couverture donne d'intéressantes indications.

1.3. LA PECHERIE

1.3.1. Description

La pêcherie de *Sardinella aurita* dans l'Oriente utilise un seul type d'engin, le "chinchorro", décrit en détails par plusieurs auteurs (Gines, 1974; Simpson et Griffiths, 1967; Mendez Arocha, 1963). Il s'agit d'un filet vertical, de 300 à 800 mètres de long pour 30 à 50 mètres de haut, utilisé comme filet tournant pour encercler un banc de poissons pélagiques. Ce filet n'est pas coulissant, et agit de façon similaire aux "grands filets" de Côte d'Ivoire: il s'étend de la surface au fond, empêchant toute fuite des poissons. La pêche est décidée par une vigie, juchée sur une éminence proche de la côte, en fonction de l'aspect que présente un banc vu en surface. Le filet est mis en oeuvre par une flottille de petites embarcations, dont l'une, la "lancha", contient le filet et les autres, les "peñeros", embarcations hors-bord de 6-7 mètres, sont utilisées pour mouiller le chinchorro. Une fois capturé, le banc est trainé jusqu'à la côte à l'intérieur du filet qui est remorqué par quatre à huit peñeros, voire plus dans des circonstances exceptionnelles (captures de bancs de Carangidés). Arrivé à la côte le filet, toujours encerclant le banc dans un vaste "corral", est amarré sur le fond et sert d'enclos où les sardinelles peuvent être conservées vivantes plusieurs jours, jusqu'à l'arrivée des bateaux de la conserverie. Ceux-ci, si l'achat est décidé, capturent alors le banc dans le chinchorro avec une salabarde.

Cette opération de pêche montre que pour être capturable, un banc doit présenter plusieurs conditions:

- il doit être visible depuis la côte, directement ou par des indices associés (pélicans, dauphins, etc..).

- il doit être suffisamment superficiel pour être capturable.
- il doit être proche d'un site côtier favorable au calage du filet (fonds non vaseux, absence de forts courants, profondeur entre 3 et 15 m) pour que les pêcheurs puissent le capturer et le trainer à la côte.

Outre ces conditions liées à la localisation des poissons, d'autres influent aussi sur la pêche:

- l'état de la mer ou du vent peut parfois interdire la capture ou, plus souvent, réduire la visibilité en surface.
- le système de commercialisation immobilise le filet jusqu'à la vente du poisson. Le temps d'immobilisation peut varier en fonction des besoins et disponibilités de la conserverie qui se sert de cette méthode pour régulariser ses flux, mais surtout ce temps augmente considérablement lorsque la pêche est importante: en période de grande disponibilité des poissons il n'est pas rare qu'un chinchorro soit immobilisé avec un banc prisonnier une ou deux semaines. Il arrive même que le banc soit relâché après quelques temps, lorsque la mortalité dans l'enclos devient trop forte.
- la localisation des conserveries joue également un rôle important: comme ce sont leurs bateaux qui vont acheter les poissons, elles seront peu (ou pas) intéressées par les pêcheries trop éloignées des sites de transformation. Même si l'on trouvait des sardinelles autour des Testigos, par exemple, il est probable que ces poissons seraient trop difficiles à vendre pour que leur pêche soit rentable.
- enfin un facteur nouveau est entré en jeu récemment (1986) : le bas prix officiel de la sardinelle, qui rend sa capture peu attractive en comparaison d'autres espèces capturables par le même engin (en particulier les Carangidés). Ce facteur peut être toutefois compensé par un nouveau débouché de la pêcherie, qui vend les sardinelles comme appât vivant aux thoniers de Cumana. Ici les prix ne sont plus aussi contrôlés que dans le circuit normal, et cette activité tend à prendre de l'importance depuis le développement de la pêcherie thonière au Vénézuéla.

On voit en considérant tous ces facteurs, que les paramètres réels de la pêcherie sont très difficiles à déterminer de façon précise: mauvaise définition de l'unité d'effort de pêche, pêcherie exploitant une petite partie de l'aire de distribution de la population, difficultés d'estimer correctement l'effort potentiel, etc.

1.3.2. Les statistiques de pêche

La pêcherie existe depuis une cinquantaine d'années. Les statistiques sont recueillies par un service officiel dépendant du Ministère de l'Agriculture et de l'Elevage, à partir des données des conserveries.

Une analyse très complète du système officiel de collecte des statistiques de pêche a été publiée par Trujillo (1977). Nos conclusions, après des essais d'analyse de la pêcherie et la création d'un réseau scientifique de collecte (Gerlotto *et al.*, 1981) sont très voisines des siennes. Nous nous contenterons donc de traduire et citer (en italiques) Trujillo (1977), en ajoutant entre crochets quelques explications et commentaires personnels.

"... *Les principales sources d'erreur qui contribuent à produire de mauvaises statistiques sont:*

- *les difficultés à standardiser l'effort de pêche à cause de la tactique de capture employée;*
- *la mauvaise évaluation apparente des volumes des cales des embarcations qui transportent les sardines depuis les chinchorros jusqu'aux conserveries* [l'évaluation de la prise se fait en prenant comme référence le volume de la cale des bateaux de transport appartenant aux conserveries];
- *la carence de système de contrôle de la qualité des données fournies par les conserveries* [les statistiques sont en général fournies par les conserveries elles-même à partir des évaluations qu'elles font des captures qu'elles achètent aux pêcheurs, ce qui les amène évidemment à fortement sous-estimer ces captures].
- *mécanismes déficients pour contrôler l'utilisation ou la destination des produits de la matière première* [La loi au Vénézuéla interdit de transformer plus d'une certaine portion de la capture de sardinelles en farine, ce qui correspond (ou correspondait avant 1984) à une part importante des activités des conserveries. La sous-estimation frauduleuse de la proportion de sardinelles est alors la règle];
- *procédures inadéquates pour évaluer les statistiques de pêche, ce qui se traduit par des données irréalistes* [nous pouvons ajouter le facteur, pas spécifique au Vénézuéla, de la motivation -et donc du sérieux- des enquêteurs fonctionnaires du Service des Pêches].

L'analyse aussi bien des statistiques de pêche que de la pratique ou des routines établies dans la pêcherie révèle que le niveau asymptotique atteint par [la production] est une valeur qui n'a aucun lien avec la réalité, et est un chiffre sans relation avec le niveau potentiel d'exploitation du stock. Dans les statistiques officielles on enregistre une quantité moindre que ce qui se débarque réellement. L'erreur (...) peut atteindre 85 % de la capture annuelle déclarée par l'industrie de conserverie, ce qui permet de supposer que les débarquements moyens annuels peuvent atteindre 80 000 tonnes. [en fait il s'agit de l'erreur maximum : les données présentées dans le document montrent entre 1966 et 1975 une erreur moyenne plutôt proche de 30 %] " (Trijillo, 1977).

Nous ajouterons une dernière observation: les proportions des différentes espèces de Clupéidés capturés dans la région ne nous avaient pas paru confirmées par nos propres données de pêche. En particulier le "rabo amarillo" (*Cetengraulis edentulus*), dont les prises entre 1959 et 1972 variaient entre 1500 et 6000 tonnes annuelles (soit 10 % des captures annoncées de sardinelles à la même époque) est toujours apparu comme marginal dans nos données, avec moins de 1 %. A l'hypothèse d'un changement important dans les structures des concentrations entre les années 60-70 et les années 80, dates de nos prospections, nous avons finalement préféré celle d'un biais dans les statistiques. Une quantité notable de sardinelles a dû être rebaptisée "rabo amarillo" par les usines pour pouvoir être transformée en farine. Cet exemple montre à quel point les statistiques doivent être employées avec précaution.

1.3.3. Les débarquements

Tout en gardant en mémoire la faible valeur des statistiques officielles, il est intéressant d'avoir une idée des captures. Guzman *et al.* (1992) présentent une synthèse utilisant la partie la plus fiable des données de pêche entre 1959 et 1990. On peut y relever plusieurs conclusions intéressantes:

- la capture annuelle (que l'on sait sous-estimée) a varié entre 16 000 et 80 000 tonnes.
- entre 1973 et 1989 la "calée" (prise par coup de pêche, utilisée comme PUE) a oscillé autour de 31 tonnes.
- depuis 1988 un nouvel engin de pêche a fait son apparition dans la région de Carupano, en faible nombre: la senne tournante coulissante artisanale. Les PUE dans cette région ont augmenté significativement depuis cette date, ce qui peut être dû à cette introduction, bien que d'autres raisons puissent aussi être invoquées, telles que l'augmentation de la taille des chinchorros.
- on n'observe pas de liaison entre l'effort de pêche par mois et les PUE, ce que les auteurs signalent tout d'abord comme peu courant dans le cas d'une pêcherie artisanale existant depuis longtemps : normalement les pêcheurs y ont une bonne connaissance du comportement des poissons. Les auteurs expliquent ce phénomène par le fait que ce genre de pêche manque de souplesse: l'impossibilité de reconvertis l'engin oblige les pêcheurs à l'utiliser pour la capture des petits pélagiques toute l'année. Nous y ajouterons deux autres raisons possibles: d'une part les exigences des conserveries qui sont en situation de monopole et contraint peuvent-être les pêcheurs à exploiter la sardinelle même en période de faibles rendements. D'autre part, et surtout, le rôle de "loterie" de la pêche au chinchorro, que l'on retrouve dans d'autres régions de la Caraïbe (cas de la pêche à la senne de plage en Martinique, voir Taconet, 1986): lorsque les pêcheurs capturent un banc de poissons nobles (des Caranx en particulier),

au coût élevé, les revenus d'une seule pêche sont largement supérieurs aux revenus d'une (ou plusieurs) année(s) de pêche à la sardinelle. Les pêcheurs nous ont cité trop d'exemples où (même en retirant des faits décrits la classique exagération sur les histoires anciennes) certains d'entre eux avaient fait ainsi fortune, pour que l'on puisse considérer l'effet de cet espoir comme négligeable.

- d'après les pêches, on peut distinguer deux sous-régions dans l'aire de distribution de la sardinelle: au sud et sud-ouest de la Péninsule d'Araya (golfs de Cariaco et de Santa Fé), et au nord et nord-est de cette même péninsule. Ces deux zones se distinguent essentiellement par les structures de tailles différentes des captures, formées de jeunes individus immatures au sud et d'adultes au nord (Gonzalez Cabellos, 1984). Nous avons d'ailleurs retrouvé ce phénomène dans nos échantillonnages au chalut pélagique: les données d'ECHOVEN 2 sont particulièrement claires sur ce point (fig. 9).
- les évaluations préliminaires de la biomasse exploitée obtenues par Mendoza *et al.* (1991) par analyse de cohortes varient de 350 000 tonnes entre 1969 et 1975 à 300 000 tonnes à partir de 1985, avec une diminution notable entre 1975 et 1985.

2. L'APPLICATION DE L'ACOUSTIQUE

Entre 1980 et 1987, nous avons réalisé douze campagnes d'évaluation acoustique des stocks dans les eaux vénézuéliennes, dont 4 dans la région occidentale (Golfe du Vénézuela). Des huit campagnes effectuées sur l'Oriente, nous ne parlerons principalement que de trois, qui sont les plus complètes ou qui pourront présenter un intérêt particulier pour notre propos. Il s'agit des campagnes ECOMAR 1, la première réalisée, qui a servi de banc d'essai du matériel et des moyens de la Fondation La Salle; ECOMAR 3, qui a permis de délimiter l'aire efficace de prospection; ECHOVEN 2, qui est la plus représentative de ce que peut être une campagne d'acoustique dans la région (prospection stratifiée, pêche au chalut pélagique, stations hydrologiques, sur l'ensemble de l'aire délimitée à partir d'ECOMAR 3). Ces trois campagnes ont également prospecté le golfe de Cariaco et nous avons déjà eu l'occasion de présenter des résultats qui en provenaient. Néanmoins, sauf pour certains points, nous n'utiliserons pas les données du golfe.

Dans la mesure où nous ne présentons pas les données de toutes les campagnes, nous nous interdirons de détailler les variations interannuelles des densités et des distributions des concentrations. Ce travail exige en fait un bien plus grand nombre de campagnes. Nous renvoyons au travail de Cardenas (1992) sur ce sujet, réalisé à partir de 11 ans de prospections (1981-1991).

2.1. EVOLUTION DE LA STRATEGIE DE PROSPECTION

2.1.1. Description générale

Lorsqu'on entreprend un programme de prospection acoustique sur une région inconnue, la première stratégie de prospection doit être de type classique. Nous avons choisi *a priori* le schéma généralement admis dans ce type de prospection:

- radiales parallèles, équidistantes, perpendiculaire à la direction générale de la ligne de côte;
- ESDU égaux, d'un mille nautique de longueur, pour une vitesse de prospection d'environ dix noeuds;
- double prospection, destinée à fournir une couverture de nuit et une de jour;
- pêche sur les concentrations les plus importantes ou les plus typiques des détections rencontrées; si possible pêche au chalut pélagique, mais également au chalut de fond en cas de détections démersales (ou plus prosaïquement en cas d'absence de chalut pélagique).
- couverture hydrologique par mesure en continu des températures de surface et mesure tous les 10 milles des salinités de surface.
- couverture acoustique limitée à l'aire inclue entre les isobathes 10 et 100 m.

- espacement inter-radiales fonction de la longueur des radiales. Une règle empirique, presque "esthétique", liée en fait à l'optimisation de la couverture spatiale pour une durée de prospection donnée, consiste à ne pas trop resserrer ou espacer les radiales. Dans la grande majorité des cas l'espacement inter-radiales représente entre 15 et 25 % de la longueur moyenne des radiales, soit ici: 15 milles.

- enfin nous avons choisi deux saisons contrastées pour nos campagnes bi-annuelles, comme cela se fait le plus souvent en zone tropicale. En fait dans le cas de la distribution de sardinelles le choix de la saison est moins crucial que dans d'autres zones, comme la côte d'Afrique de l'ouest, en raison des faibles déplacements des concentrations. Les trois campagnes que nous décrirons ont été réalisées à des périodes différentes (d'août à décembre), mais toutes en période d'up welling.

Les premières campagnes, et en particulier ECOMAR 1, nous ont permis de vérifier l'adéquation de certains choix *a priori*, et de changer les autres en fonction des réalités du terrain. De nouvelles stratégies ont alors été testées, telles que:

- espacement inter-radiales de 10 milles pour les zones à densité forte et moyenne; de 20 milles pour les zones pauvres;
- retour le long des zones côtières par des radiales de 5 milles de long, espacées de 5 milles;
- dans les zones riches, intensification de l'effort d'échantillonnage par pêche;

Nous avons ensuite tenté de délimiter l'aire de prospection, ce qui a été fait lors de la campagne ECOMAR 3, qui a largement débordé sur les régions limitrophes.

Il a aussi fallu tester le bien-fondé des choix d'isobathes limitants l'aire de prospection. Pour les petits fonds le problème ne s'est pas posé, puisque les fonds de moins de 10 mètres sont presque inexistant; pour l'isobathe 100 m, imposé par les caractéristiques du matériel (TVG du sondeur), nous avons poursuivi certaines radiales au delà du plateau continental lors des premières campagnes et vérifié que la couche accessible par le sondeur y était bien vide. Nous n'avons pas pu vérifier si les couches bathypélagiques (100 à 500 m) étaient peuplées. Or elles représentent une zone importante en termes de superficie, principalement entre le plateau et l'île de La Blanquilla au nord-ouest, et entre le plateau et Grenade au nord-est. Néanmoins l'expérience des chercheurs vénézuéliens nous a laissé penser que les sardinelles étaient absentes de ces zones, ce qui a par la suite été confirmé par les campagnes du N/O F. Nansen (Stroemme et Saetersdal, 1989).

Enfin il nous a fallu abandonner tout espoir de prospector de façon efficace le golfe de Santa Fé et la région des îles de Puerto la Cruz, dont la géographie et la bathymétrie ne permettent pas de prospection facile avec un navire de taille habituelle. Or les quelques prospections réalisées nous ont

montré qu'il s'agissait d'une zone riche en sardinelles. De la même façon, et pour des raisons différentes, nous n'aurons pas pu réaliser de prospection complète du golfe de Paria, dont une partie appartient à Trinidad et qui présente de nombreux dangers pour la navigation (hauts fonds non cartographiés, présence de restes immergés de prospection pétrolière).

2.1.2. Campagne ECOMAR 1

Cette campagne s'est déroulée du 26 novembre au 13 décembre 1980. Il s'est agi de la première campagne acoustique organisée conjointement par la FLASA et l'ORSTOM, et son objectif principal était de tester l'équipement et la méthodologie. La délimitation de l'aire de prospection était moins prioritaire, aussi a-t-on mis l'accent sur les zones les moins connues en matière de populations pélagiques: l'Est de Margarita jusqu'aux eaux de Trinidad, avec une rapide incursion dans le golfe de Paria. Une prospection du golfe de Cariaco a également été réalisée (fig. 10).

A. Description de la campagne

- Matériel. La prospection s'est déroulée à bord du N/O La Salle, navire de 40 mètres équipé pour la pêche arrière au chalut. Le matériel acoustique mis en oeuvre sur ce navire était le suivant:

sondeur EK-S 120 kHz de SIMRAD à enregistreur modèle 1100;
intégrateur d'échos SIMRAD analogique modèle QM II;
QM "Display Converter";
sonar SIMRAD à enregistreur papier
à cette chaîne destinée aux mesure d'écho-intégration s'ajoute un sondeur Atlas (Krupp) de 33 kHz.

En plus de ce matériel acoustique, nous avons embarqué des instruments de mesures hydrologiques: thermomètres à renversement et sonde salinité-température.

- Echantillonnage par pêche. Le navire peut être équipé de chalut pélagique ou démersal, mais seul ce dernier a été utilisé au cours de cette campagne.

- principe de parcours. la prospection s'étant déroulée sur une zone vierge, tout au moins en ce qui concerne les prospections acoustiques, nous avons décidé dans un premier temps de couvrir le plateau entre 62° et 64° W d'un réseau assez lâche de radiales parallèles, perpendiculaires à la côte. En principe la totalité du plateau devait être parcourue de cette façon. Mais assez rapidement la totale vacuité de la masse d'eau de jour au large et à l'est des Testigos a fait abandonner ce schéma: les prospections de jour se sont contenté d'étudier la frange côtière par des radiales de 5 milles espacées de 5 milles le jour, le

réseau nocturne restant le même, les alentours de Margarita ont été prospectés deux fois la nuit à 10 jours d'intervalle. Le sud de Margarita (entre l'île et Araya) a été prospecté de nuit par un parcours en radiales orientées E-W, et le golfe de Cariaco par un double parcours de jour en zig-zag. La distance d'intégration (ESDU) a été de 1 mille. Le sonar a été utilisé de jour en prospection latérale.

- stations hydrologiques. Nous avons réalisé une trentaine de stations hydrologiques, aux extrémités et au milieu des radiales N-S. les températures et salinités à 0, 5 et 10 m de profondeur ont été mesurées.

B Conclusions tirées d'ECOMAR 1

- aire de distribution. Nous avons eu confirmation que la zone MACCTE recueillait l'essentiel des concentrations (fig. 11). La région située à l'Est des Testigos ne présentait qu'une biomasse minime comparée à la précédente. Le golfe de Paria représente quant à lui une région riche, mais totalement différente, qui justifie des études séparées. La frange côtière entre Araya et Carupano est très densément peuplée.

- hydrologie. Elle semble la cause dominante de la géographie de répartition des poissons. Il faut donc en tenir compte pour les cartographies.

- concentrations en sardinelles. Elles semblent assez homogènes et suffisamment différentes des autres pour qu'on puisse les reconnaître par des analyses des données acoustiques.

- rapport jour/nuit. Les données sont très différentes, et nécessitent des analyses séparées. Les densités maximales sont rencontrées le jour, mais la densité moyenne y est plus faible. Ceci est évidemment dû à la forte concentration en bancs de jour. Mais des bancs nocturnes sont rencontrés habituellement en quantités non négligeables.

- pêche de contrôle. Elle ne semble pas présenter de difficultés particulières, mais l'extrême diversité spécifique risque d'en fausser les résultats.

2.1.3. Campagne ECOMAR 3

A. Description de la campagne.

A partir de l'expérience d'ECOMAR 1 et ECOMAR 2, la campagne ECOMAR 3 a présenté quelques adaptations. Elle s'est déroulée du 24 août au 15 septembre 1981.

- Matériel. Il a été exactement le même que lors de la campagne ECOMAR 1, à une différence près: nous avons pu utiliser un chalut pélagique à bord.

- Schéma de prospection. L'expérience des campagnes précédentes nous a permis de considérer comme résolue la partie strictement méthodologique acoustique. Nous avons lors de cette campagne décidé de donner la priorité à l'exploration de l'aire de distribution des concentrations. Aussi le parcours a-t-il largement débordé les limites de la zone orientale (fig. 12). Ce choix, qui exige du temps, s'est fait au détriment de la double couverture jour/nuit. Nous avons repris le plan imaginé lors d'ECOMAR 1 sur la partie du plateau situé à l'Est des Testigos (prospection de jour limitée à la frange côtière). Nous avons également décidé d'effectuer un deuxième échantillonnage de la zone située entre Margarita et Carupano, où nous avions rencontré les plus fortes concentrations. Une série de prospections dans le golfe de Cariaco a été effectuée, nous l'avons déjà décrite dans notre chapitre précédent. Comme lors d'ECOMAR 1, des stations ont été réalisées aux extrémités et au milieu des radiales N-S. Enfin les chalutages ont été décidés au vu des échogrammes. Un total de 16 pêches a été réalisé.

B. Conclusions tirées d'ECOMAR 3.

Nous avons tout d'abord pu délimiter la zone de prospection. Nous avons eu confirmation que les concentrations ne dépassaient pas le talus continental, et que l'emploi d'une fréquence de 120 kHz était parfaitement justifié. Nous avons également montré que le plateau de Tortuga (entre Margarita et l'île de Tortuga) ne participait que pour une part minime à la biomasse, et qu'il pouvait être négligé (fig. 13). Négligeables également les concentrations situées au dessus de la fosse de Cariaco, et dans une moindre mesure celles situées à l'ouest de Puerto la Cruz. En revanche, nous l'avions vu et ECOMAR 3 nous en a donné confirmation, les concentrations de la région de Santa Fé, sans apparemment atteindre les densités d'Araya ou de Cariaco, doivent être prises en compte, mais l'acoustique n'est pas à même d'en donner une cartographie fidèle. Il nous faut ici nous contenter d'indices, voire d'extrapolations.

Une autre considération issue des expériences réalisées au cours d'ECOMAR 3 (en particulier dans le golfe de Cariaco), est qu'il est impératif d'affiner la prospection dans les zones denses, afin de ne pas risquer de passer à côté de l'essentiel de la biomasse. Ceci est au risque d'un biais et d'une surestimation si l'on recherche systématiquement les zones denses, mais nous avons montré qu'avec une stratification appropriée, dans le pire des cas cette surestimation sera limitée à la strate (rectangle), et que les mouvements des poissons à courte échelle temporelle "lissaient" cette recherche des fortes densités. Pour diminuer ce risque, nous avons considéré deux types de zones denses: celles où de fortes concentrations sont notées durant la première prospection, et celles qui sont reconnues pour diverses raisons (hydrologie, pêche commerciale) comme potentiellement riches. Le retour doit s'effectuer sur les deux types. Quoi qu'il en soit, à l'issue de cette campagne nous avons modifié la stratégie d'échantillonnage en prévoyant un temps de prospection "retour" sur zones denses. De même nous avons

conclu à l'inutilité de prospecter densément de jour le plateau à l'est des Testigos: les détections y sont pratiquement nulles. Celà bien sûr n'empêche pas d'y réaliser une couverture réduite afin d'avoir des informations sur cette zone. C'est dans cette optique que nous avons décidé comme règle générale de doubler la prospection (jour/nuit).

2.1.4. Campagne ECHOVEN 2.

Cette campagne s'est déroulée du 12 août au 11 septembre 1986, à bord du N/O Capricorne, conjointement avec le N/O La Salle, mais nous n'utiliserons dans ce travail que les données du N/O Capricorne. Elle a été relativement différente des campagnes précédentes, à plusieurs points de vue. Nous considérons que cette campagne a appliqué le schéma de prospection et d'analyse définitif mis au point à Margarita.

A. Description de la campagne.

- Matériel. Nous avons utilisé le matériel présent à bord du N/O Capricorne à cette époque, à savoir:

sondeur scientifique EK 400 (SIMRAD), à deux fréquences alternées: 38 et 120 kHz

2 écho-intégrateurs numériques AGENOR, pour chacune des fréquences utilisées.

thermographe enregistreur en continu pour les températures de surface

sonde salinité-température de superficie.

- Matériel de pêche. Le Capricorne était gréé à la fois d'un chalut de fond et d'un chalut pélagique, mais c'est ce dernier qui a été utilisé exclusivement.

Une trentaine de coups de chalut a pu être effectuée.

- Schéma de prospection. Le parcours s'est limité à la zone qui avait été déterminée comme la seule intéressante lors des campagnes antérieures, particulièrement ECOMAR 3: de 61°45'W à 64°30'W, incluant les golfes de Cariaco et Paria, et se limitant à la collecte d'indices dans le golfe de Santa Fé et à l'ouest de cette région. La totalité de la zone a été couverte deux fois, l'une de jour et l'autre de nuit, même dans la partie orientale, où l'échantillonnage en contrepartie a été moins dense (une radiale tous les 20 milles au lieu d'une tous les 10 milles). Plusieurs parcours supplémentaires ont été réalisés, en fonction de différentes expérimentations, telles que suivi de bancs pélagiques, intercalibration avec le N/O La Salle, etc (fig. 14). Nous avons également profité de la longue durée de cette campagne pour réaliser quelques expériences sur le comportement des poissons, telles que les réactions à l'éclairage, dont nous avons déjà parlé, ou l'étude des structures des bancs pélagiques. Enfin le golfe de Cariaco a donné lieu à un très dense "suréchantillonnage". Là aussi, les résultats de cette expérience ont été

présentés précédemment. Nous n'avons pas réalisé de prospection au sonar: cet instrument n'a été utilisé qu'en recherche lors des expériences sur les bancs.

- Hydrologie. Seuls des prélèvements de surface ont été réalisés. Les températures ont été relevées en continu et les salinités par prélèvement d'eau toutes les heures le long des radiales. Nous n'avons pas fait de station hydrologique proprement dite.

B. Conclusions de la campagne ECHOVEN 2.

Cette campagne représentait l'application en "grandeur nature" des aménagements que les précédentes nous avaient fait concevoir. La richesse de ses résultats a prouvé que le protocole imaginé répondait à la plupart des problèmes posés par la prospection de cette région. Elle nous a en particulier montré, et nous verrons ce point plus loin, que la valeur de biomasse totale n'était pas la plus délicate à obtenir, mais qu'en revanche la variance, aussi bien que les informations écologiques, nécessitaient des expérimentations et des stratégies de prospection spécifiques.

Nous en avons donc conclu à la nécessité de prévoir, outre le temps d'une double prospection jour/nuit, du temps pour réaliser une série de retours sur les zones importantes (en biomasse comme en caractéristiques écologiques). Ces zones importantes sont définies suivant deux critères: soit il s'agit de zones où de fortes concentrations ont été rencontrées durant la première phase de la prospection, soit de régions connues comme potentiellement riches, où un retour est programmé même si les biomasses rencontrées pendant la première phase n'ont rien montré de particulier. Un tel schéma de prospection doit donc réservé au moins un tiers du temps de campagne à des prospections pour "compléments d'information".

Enfin nous avons pu vérifier que les méthodologies de double couverture jour/nuit, les dimensions des ESDU, la vitesse de prospection, telles que nous les avons définies, sont valides et fonctionnelles.

En revanche nous avons mis le doigt sur un point inattendu, qui est la forte présence d'engins de pêche artisanale le long d'une étroite frange côtière (2 milles) de Chacopata à Carupano, dont les engins mouillés (casiers, filets maillants) interdisent l'approche d'un navire de prospection la nuit. Ici, comme pour le cas de Santa Fé mais pour d'autres raisons, l'échantillonnage n'est pas bon et une partie de la zone nous échappe.

2.2. RESULTATS

2.2.1. La stratification

A. Les populations acoustiques lors d'ECHOVEN 2

Nous avons présenté cette méthode dans le chapitre précédent. Nous l'avons appliquée à notre zone de recherche sur les données de la campagne ECHOVEN 2. La représentativité de cette stratification a été testée en comparant les cartes de populations acoustiques obtenues à celles tirées de l'hydrologie, des pêches de contrôle et des répartitions de densité. Nous présentons brièvement ces trois cartographies avant d'analyser les résultats des populations acoustiques.

a). Caractéristiques hydrologiques. Du point de vue de l'hydrologie, la campagne ECHOVEN 2 s'est déroulée sous des conditions typiques, comme l'indique bien la répartition des salinités de surface mesurées lors de cette campagne (fig. 15). On retrouve en particulier la dérive des eaux dessalées de l'Orénoque à l'est et au nord de la zone MACCTE, et un up welling au nord de Margarita. Nous n'avons pas eu assez de données entre Araya et Margarita pour pouvoir dessiner une carte hydrologique, mais les eaux y étaient froides et salées, du même type que celles du nord de Margarita.

b). Résultat des pêches de contrôle (fig. 16 et 17). Ils sont globalement conformes à ce que l'on attendait: fortes captures de sardinelles dans la zone d'up wellings et quasi absence de cette espèce hors de cette zone; nombre d'espèces important en zone côtière, et composition faunistique totalement différente dans le golfe de Paria.

Ces résultats soulèvent toutefois quelques questions.

représentativité des captures. Le chalut pélagique ne capture évidemment pas toutes les espèces présentes, et son fonctionnement est tel que le premier banc capturé change ses capacités de pêche et aboutit à une surreprésentation de l'espèce prise, indépendamment de son abondance réelle. On voit bien par exemple que les captures de sardinelles sont du type "tout ou rien": 10 pêches sur les 27 étudiées présentent plus de 90 % de sardinelles, 13 moins de 10 % et seuls les 5 restant présentent des captures comprises entre 10 et 90 %. Ces résultats ont déjà été commentés dans notre chapitre 2.

description des communautés. Ici les problèmes se posent à deux niveaux:

- Cartographie spécifique. Elle n'est guère possible que pour les espèces les plus représentées (fig. 16). Nous avons déjà présenté la cartographie des répartitions de sardinelles en fonction de diverses hypothèses de distribution (la fig. 17 reprend la figure 18 du chapitre précédent). Les

cartes obtenues sont sensiblement différentes suivant les choix faits (hypothèses de contagion et d'anisotropie). Si l'on ajoute à cette source d'erreurs les remarques quant à la représentativité des chalutages, on comprend que ces résultats doivent être traités avec la plus grande précaution.

- Cartographie des communautés. Nous avons appliqué une classification hiérarchique sur les proportions des espèces dans les 27 chalutages (en %). Calculé sur les données non pondérées, le dendrogramme sépare les chalutages en deux classes principales: la première regroupe les chalutages ayant capturé des sardinelles, la deuxième les chalutages sans sardinelles. Cette méthode est manifestement faussée par les différences importantes de captures entre sardinelles et autres espèces, dont les pourcentages sont en général très faibles: la variété spécifique augmente quand les sardinelles ne sont pas capturées, et donc les pourcentages spécifiques n'atteignent jamais de fortes valeurs. Nous avons donc pondéré les valeurs pour donner la même importance à toutes les espèces. Les résultats montrent l'existence de quelques groupes relativement peu différenciés (fig. 18): la distinction entre groupe avec sardinelles et groupe sans sardinelles apparaît encore, mais moins nettement. Le golfe de Paria n'est pas clairement identifié, et le report sur la carte des différents groupes ne montre pas de stratification simple et évidente.

Comme on pouvait s'y attendre, la seule analyse des résultats des pêches fournit des informations limitées.

c) Distribution des densités.

Nous présentons sur la figure 19a la carte des densités moyennes. L'essentiel de la biomasse est réparti le long d'un arc de cercle partant du nord de Margarita et aboutissant plus à l'est sur la côte du continent à la hauteur de Carupano. La carte telle qu'elle est présentée n'est pas totalement satisfaisante car elle est réalisée en fonction d'un certain nombre d'hypothèses dont certaines sont évidemment simplificatrices (anisotropie est-ouest, par exemple, alors qu'on voit bien que la répartition n'est pas strictement distribuée dans cet axe). Nous avons préféré dans ces conditions présenter la répartition des densités par rectangle de 10x20 milles, dimensions correspondant à l'autocorrélation des échantillons. Les résultats sont présentés sur la figure 19b.

d) Populations acoustiques.

Les paramètres utilisés pour la définition des populations acoustiques sont ceux dont nous avons dressé la liste précédemment. Ils ont été rassemblés dans les mêmes rectangles géographiques que nous avons utilisés pour présenter les densités. Nous avons calculé sur ce jeu de données un dendrogramme suivant le même principe que pour le jeu du golfe du Venezuela. Il est présenté sur la

figure 20. Les rectangles se séparent aisément en deux groupes principaux, chacun d'eux étant lui aussi formé de deux sous-groupes. Nous pouvons donc définir quatre populations acoustiques à partir des données d'ECHOVEN 2. La représentation cartographique de ces quatre populations permet d'en apprécier la cohérence et la représentativité écologique. Elle est présentée sur la figure 21.

La première séparation en deux groupes suit étroitement la séparation entre zones à présence de sardinelles et zones où ces dernières sont absentes. Dans ce dernier groupe, nous pouvons facilement voir que l'une des population (population B) est formée des rectangles situés dans le golfe de Paria. Cette population est nettement individualisée et semble homogène. L'autre population (C) est géographiquement plus disparate: elle regroupe les rectangles de la partie Est du plateau continental, plus quelques rectangles dans divers endroits (bordure du plateau, sud du golfe de Cariaco, etc.). Les rectangles sont extrêmement peu différenciés. Nous l'avons définie par la négative, comme étant la population "sans sardinelles". Le premier groupe, groupe des populations "à sardinelles", est formé de deux populations.

- population A. Elle représente les rectangles où la densité est la plus forte, mais pas seulement eux: la population A se prolonge le long de la côte continentale.

- population A. Elle est plus réduite (six rectangles) et géographiquement moins homogène que la population A. Les raisons de sa différentiation d'avec la population A semblent liées à des différences de densité: les rectangles de la population A ne s'appliquent pas sur la strate la plus dense de la figure 20. Tous les rectangles de A sont cependant présents dans l'aire à sardinelles. Le rectangle 41 est tout particulièrement intéressant de ce point de vue: bien qu'isolé vers le centre-est du plateau, et pas différenciable de par sa seule densité, il occupe le seul lieu où des captures de sardinelles ont été effectuées dans cette zone. Au contraire, le rectangle 49 situé sur la bordure du plateau, où des sardinelles ont été capturées, ne fait pas partie du groupe AA. Là aussi le résultat est satisfaisant, car le coup de chalut dans ce rectangle est le seul où nous ayions jamais capturé des sardinelles sur la marge continentale, lors de cette campagne comme lors de toutes celles que nous avons réalisées dans cette région.

L'analyse factorielle appliquée aux données ne fait que confirmer ces résultats sans apporter beaucoup d'informations supplémentaires. Tout au plus a-t-on confirmation de la similitude des populations A et A sur l'axe 1 et de leur opposition sur l'axe 2. La population B se sépare de C sur l'axe 3 (fig. 22).

B. Discussion

a) Populations acoustiques et identification

La cartographie des populations acoustiques nous est apparue très cohérente en termes de représentation des communautés naturelles. Les poissons du golfe de Paria sont parfaitement identifiés et cette région doit donc être étudiée à part. Le point le plus intéressant concerne la population de sardinelles. Il faut ici comparer trois cartes: celle des populations acoustiques (fig. 21), celle des données de pêche (fig. 17) et celle des salinités de surface (fig. 15).

- populations acoustiques et données de pêche.

Les deux cartographies se recouvrent assez bien, avec toutefois quelques différences intéressantes:

les captures sur la limite nord du plateau provoquent une extension de l'aire de distribution des sardinelles vers cette région sur la figure des pêches. Or nous savons que cette marge continentale n'est pas un lieu habituel de concentration de sardinelles. La quantité de sardinelles doit y être suffisamment faible pour qu'en considérant les paramètres acoustiques, cette région ait disparu de la carte des populations acoustiques.

on voit également sur la carte des pêches une extension importante vers le centre est du plateau (est de 62°30'W). Là aussi cette extension a disparu de la population acoustique.

la concentration plus importante au centre du plateau se retrouve dans la population acoustique, isolée au milieu de la population C.

la population A est peu représentées sur la carte des captures, ce qui tend à confirmer le fait qu'il s'agit de la partie peu dense de l'aire de répartition des sardinelles.

l'une des différences les plus intéressantes est l'absence de similitude entre les deux cartes le long de la côte continentale: incluse dans la population A (et en partie A), elle est hors de l'aire de répartition des sardinelles vue par la pêche. La population acoustique pourrait-elle être "influencée" par l'existence de fortes densités côtières ?

- populations acoustiques et hydrologie.

La comparaison de ces deux cartes montre des similitudes frappantes:

le golfe de Paria est bien un système complètement différent du reste de la région étudiée, dans les deux cartes.

la limite entre zones dessalées (pour simplifier, salinités inférieures à 35‰) et zones d'eaux océaniques correspond très précisément à la limite entre population AA et population C sur le plateau central. Notons en particulier que, contrairement à la carte des répartitions de sardinelles, la frange côtière continentale se situe dans le même groupe pour les deux cartes (population AA et zone à forte salinité).

la zone d'up wellings coïncide avec les populations AA. Les lieux de résurgence sont surtout inclus dans les rectangles A, leurs pourtours dans les rectangles A.

* le rectangle 41 au milieu du plateau semble à part. On s'explique mal l'existence d'un rectangle A* dans la zone dessalée. Nous n'entrerons pas dans une analyse plus détaillée de ce phénomène, mais nous signalerons simplement que ce rectangle est situé sur un banc de faible profondeur, dont l'écologie est peut-être différente du reste du plateau.

Cette analyse comparée des trois cartes montre bien que les populations acoustiques sont de meilleurs descripteurs que les données de pêche: elles permettent d'inclure dans l'une ou l'autre communauté des zones où la pêche est déficiente. Lorsque le chercheur possède des informations sur l'hydrologie et sur la pêcherie (captures de sardinelles très importantes le long de la côte de Carupano), il ne peut que conclure que cette frange côtière fait pleinement partie de l'aire de distribution des sardinelles. Ceci est patent sur les cartes de populations acoustiques, alors que la carte des pêches ne le montre pas. L'utilisation des populations acoustiques est donc bien un avantage net pour la cartographie des distributions des communautés de poissons.

b) Populations acoustiques et stratification

la stratification concerne les données de densité. Nous avons vu qu'il n'existe pas dans la littérature de méthode pleinement satisfaisante pour stratifier les données. Il est donc intéressant de pousser la réflexion sur l'utilisation des populations acoustiques comme outil de stratification. De ce point de vue, ses caractéristiques sont les suivantes:

- l'outil de stratification est contemporain de la campagne. Une des critiques majeures de la pré-stratification est en effet que les populations pélagiques sont trop mobiles et versatiles pour qu'elle soit applicable (Ibanez, 1983).

- il est relativement indépendant de la densité. on voit en effet que la population A, qui est la plus semblable à la strate des fortes densités, ne la recouvre pas fidèlement: certains rectangles denses ne font pas partie de A, et inversement des rectangles peu denses y sont inclus. Les risques inhérents à l'utilisation du paramètre étudié pour sa propre stratification disparaissent (Jolly et Hampton, 1991).

- il donne une image écologiquement satisfaisante, sans que les erreurs liées à l'utilisation de données de pêche apparaissent.

2.2.2. les populations acoustiques lors d'ECOMAR 3

Lors de cette campagne, nous n'avons pas couvert la totalité de l'aire de recherche par une double prospection jour/nuit. En outre nous n'avons pas pu bénéficier d'un écho-intégrateur numérique

lors de cette campagne. Il nous a paru cependant intéressant de tenter d'appliquer la méthode de classification sur ses données. Nous avons dû nous contenter d'employer 6 variables, les densités (jour et nuit), le nombre de bancs pélagiques (jour et nuit) et le nombre de bancs démersaux (jour/nuit). On voit que ces variables ne couvrent pas toutes les caractéristiques bio-éthologiques que nous avons définies dans notre chapitre 2, aussi on ne peut s'attendre à une très bonne discrimination.

Nous n'avons considéré que les rectangles qui ont été utilisés pour ECHOVEN 2, afin de pouvoir comparer les deux campagnes. Mais tous ne sont pas présents, car dans certains d'entre eux l'échantillonnage n'était pas suffisant. Dans plusieurs cas nous avons dû "recréer" la valeur d'une variable, en calculant la moyenne des valeurs de la même variable dans les rectangles adjacents. Ceci limitera d'autant la portée de ce calcul, que nous ne présentons donc que pour mémoire.

Le dendrogramme obtenu est présenté sur la figure 23. Nous y avons défini quatre populations acoustiques:

- une population A, formée des rectangles 14, 15, 18, 21, et 46.
- une population B, la mieux discriminée, regroupant les rectangles 8, 9, 24, 25, et 39.
- une population C, divisée en deux sous-populations: C1, formée des rectangles 23, 10, 38, 32, 31, et C2, formée de tous les autres rectangles.

Le fait de n'avoir pu employer que les densités et les bancs explique pourquoi cette cartographie n'est pas aussi satisfaisante que celle d'ECHOVEN 2. Le golfe de Paria, par exemple, n'est pas aussi isolé, et en particulier l'amalgame avec le rectangle 46 (Testigos) est biologiquement inexplicable (fig.24).

Malgré tout, et avec si peu de variables, on arrive bien à reconnaître une zone "à sardinelles", la population B, parfaitement identifiée et dont la position coïncide parfaitement avec les observations biologiques.

Nous n'insisterons pas plus sur ce résultat, qui n'est donné qu'à titre indicatif.

2.3. LA PRÉCISION DES EVALUATIONS DE BIOMASSE

Nous avons fourni dans divers documents des évaluations de la biomasse de la zone orientale (Gerlotto et Elguezabal, 1984; Gerlotto et Gines, 1988), mais en nous interdisant d'en évaluer la précision, nos données étant alors trop fragmentaires. Une évaluation de cette précision a pu être réalisée dans la pratique grâce au programme de prospection du N/O FRIDTJOF NANSEN sur la même zone, en 1987-1988 (Stroemme et Saetersdal, 1989). Les méthodes sont les mêmes, les

instruments comparables, mais la méthodologie de prospection est assez différente. Les deux évaluations ont été menées de façon parfaitement indépendantes. Les résultats du programme norvégien ont été remarquablement proches des nôtres. Tous sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3. Evaluation des densités au Vénézuéla (en tonnes)

	F.Nansen	ORSTOM/FLASA
Golfe du Vénézuéla(*)	236 000	400 000
Oriente (total)	1 240 000	1 400 000
Oriente (sardinelle)	800 000	850 000

(*) cette valeur est la somme de celles présentées par Stroemme et Saetersdal (1989) pour le golfe (170 000 t) et le nord du golfe (66 000 t), deux zones que nous n'avons pas séparées dans nos données

On voit que le seul désaccord important concerne le golfe du Vénézuéla, où la couverture a été nettement différente entre les campagnes norvégiennes et les nôtres: le F. Nansen ne s'est pas aventuré dans les eaux de moins de 20 m de profondeur, ce qui a réduit fortement son aire d'évaluation. Nous n'avons pas calculé précisément la valeur de biomasse que nous avons obtenue pour la même surface que le F. Nansen, mais elle se situerait aux alentours de 300 000 tonnes. Ajoutons que les biomasses du golfe du Vénézuéla sont très variables selon la période (entre 120 000 t et 345 000 t pour les campagnes du Nansen, et entre 320 000 t et 450 000 t pour les nôtres). La même remarque peut être faite pour la partie orientale, où le Nansen a couvert une zone moins vaste que nous: le golfe de Paria n'est pas inclus dans leurs évaluations.

Bien entendu, coïncidence ne vaut pas preuve. Cette concordance des résultats peut tout aussi bien indiquer que nos méthodes souffrent des mêmes biais et que les résultats sont identiquement sur- ou sous-estimés. Au moins peut-on déjà conclure que les données d'acoustique fournissent des résultats cohérents. Cette première comparaison montre que les évaluations sont probablement assez précises. Nous évaluerons cette précision dans ce paragraphe. Sont-elles exactes ? Nous avons tenté de répondre à cette question tout au long de ce travail, en vérifiant les uns après les autres les risques de biais que les caractéristiques des populations marines pouvaient introduire. Nous n'avons pas pu tous les tester, ni répéter en nombre suffisant certaines de nos expérimentations, mais toutes celles que nous avons réalisées nous ont permis d'affirmer que ces caractéristiques ne pouvaient pas biaiser de façon considérable nos résultats. De plus nous avons vu que la plupart des biais aboutissaient à une sous-évaluation des biomasses. Ceci nous permet de considérer avec confiance nos évaluations, en sachant que le risque d'un optimisme inconsidéré dans les recommandations d'exploitation est évité.

Il est un autre point intéressant dans cette comparaison des deux séries de prospection: c'est que même avec des méthodologies de prospection assez différentes (fig. 25), les évaluations sont peu éloignées. Bien entendu, cela ne doit pas mener à la conclusion que toute méthodologie soit bonne, mais ce résultat vient probablement du fait que la quantité d'information provenant d'une campagne acoustique correctement conduite est telle que les évaluations doivent nécessairement concorder. Nous avons eu l'occasion de montrer ceci sur les données de la campagne CAP 7605: même en faisant varier les méthodes de traitement et de cartographie, la biomasse et sa précision n'ont guère varié de manière vraiment importante (voir le chapitre 2 de ce travail).

Nous avons participé à une synthèse des mesures d'évaluation des précisions des biomasses obtenues par campagnes océanographiques (Simmonds *et al.*, 1991), et le résultat de nos recherches est donné dans le tableau 4. Ce résultat montre que si l'on additionne toutes les erreurs d'une campagne acoustique, on aboutit à une précision d'environ 25 % pour les estimations relatives, et de 35 % pour les évaluations absolues de la biomasse. Nous allons voir maintenant ce qu'il en est de nos campagnes. Ici aussi il nous est difficile de calculer des intervalles de confiance pour les campagnes ECOMAR: nous avons vu que l'absence de double prospection risquait de fortement biaiser les données. Nous présenterons donc les résultats des calculs sur ECHOVEN 2, et quelques informations supplémentaires provenant des deux autres campagnes. Rappelons une fois de plus que ce chapitre ne présente que des exemples d'application, et ne se veut pas une monographie sur le stock de sardinelles de l'Oriente.

Tableau 4 Evaluation des différentes sources d'erreurs
(d'après Simmonds *et al.*, 1991)

Source d'erreur (valeurs relatives)	erreur	biais
Calibration physique	2 %	5 %
Mouvements du transducteur	-	0 à 10 %
Atténuation par microbulles	-	0 à 10 %
Conditions hydrographiques	2 à 5 %	-
TS	5 %	-
Identification des espèces	-	0 à 20 %
Echantillonnage spatial	10 à 25 %	-
Migrations	-	0 à 5 %
comportement nycthéméral	0 à 10 %	-
(valeurs absolues)		
TS, évitement, etc...	13 à 57 %	
Total pour évaluation relative	25 %	
Total pour évaluation absolue	35 %	

2.3.1. Les sources d'erreurs.

Nous les avons vues les unes après les autres. Il n'est pas inutile d'en donner ici la liste:

- variance des ESDU
- biais liés au comportement:
 - * évitement vertical
 - * évitement latéral
 - * différences de densité entre jour et nuit
 - * phénomène d'ombre acoustique
 - * inclinaison des poissons
- erreur sur la cartographie des distributions spécifiques
- erreur sur la cartographie des biomasses
- stratification
- erreur sur le type de distribution.
- biais dû aux migrations
- nous n'évoquerons pas dans ce document les erreurs liées à l'acoustique, à la calibration et aux mesures de TS. Nous nous contenterons d'utiliser pour leur évaluation la fourchette que nous avons donné dans un autre document (Simmonds *et al.*, 1991)

2.3.2. La variance des ESDU.

Nous avons vu que la méthode la plus sûre était d'utiliser des strates rectangulaires. C'est ce que nous avons fait pour ECHOVEN 2, en reprenant les mêmes rectangles que ceux définis pour les populations acoustiques. A titre de comparaison, nous avons également calculé les variances pour quelques autres méthodes, en particulier à partir des radiales parallèles. Nous n'avons pas inclus dans cette évaluation les golfs de Cariaco et de Santa Fé.

Nous avons appliqué plusieurs méthodes de calcul de variance, en prenant successivement:

- la totalité des ESDU sans stratification
- les ESDU des radiales parallèles
- les radiales parallèles comme unités d'échantillonnage
- les rectangles comme strates
- les rectangles comme unités d'échantillonnage (à variance intérieure nulle).

Les valeurs des variances calculées pour ces différents cas sont présentées sur le tableau 5. Nous n'avons pas présenté les autres cas, dont nous avons vu dans notre chapitre 2 qu'ils n'étaient pas vraiment utilisables.

Tableau 5
Mesure de la précision sur ECHOVEN 2 (données de nuit)

Methode de calcul	Nb val.	Nb strates	moyenne	Variance	ecart-type	c.v.
toutes données	1843	1	1306	3.70 107	6081	465 % (1)
données radiales //	842	1	1096	2.94 107	5422	495 % (2)
radiale = donnée	23	1	1096	2.50 106	1582	144 % (3)
radiale = strate	842	23	1096	3.12 104	177	16 % (4)
rectangle = strate	1501	46	1168	8.32 104	288	25 % (5)
rectangle = donnée	46	1	1168	1.82 104	134	12 % (6)

Ce tableau présente plusieurs informations intéressantes:

- tout d'abord on peut noter que quel que soit le type de calcul, les valeurs de la densité moyenne ne varient pas beaucoup. Certes, très logiquement les valeurs les plus fortes sont celles qui proviennent de la totalité des données, donc d'un échantillonnage biaisé dans les fortes densités (suréchantillonnage). Mais ce biais ne change pas la densité moyenne de plus de 15 %. En outre la totalité des données inclut le golfe de Cariaco, que nous avons omis dans les autres calculs. La comparaison "toutes données/partie des données" doit donc se faire entre les lignes (3) et (5), ou (4) et (6): ici nous voyons que la différence de densité est de 6 %, ce qui n'est probablement pas significatif. On retombe là aussi sur l'observation que nous avons faite sur les résultats comparés de nos évaluations et de celles de Stroemme et Saetersdal (1989), ou sur les évaluations de CAP 7605 (Simmonds et al, 1991), où la moyenne n'a pas changé de façon sensible quelle qu'ait été la méthode de calcul. La mesure de la densité moyenne apparaît donc une fois encore comme assez robuste.

- les mesures de variance en revanche sont extrêmement différentes. Nous n'avons pas voulu présenter les intervalles de confiance, sachant que leur application sur des distributions hautement assymétriques est impossible, et que leur nom laisse parfois penser qu'il s'agit de la fourchette d'estimation que nous avons mentionnée dans notre introduction. Nous avons préféré utiliser les coefficients de variation. En les comparant, on voit que l'utilisation de la somme des données brutes, aussi bien sur les radiales parallèles que sur l'ensemble des données de la campagne, fournit un coefficient de variation élevé, de près de 500 %. Ce coefficient diminue dès que l'on stratifie les données, et avoisine les 140 % pour les radiales considérées comme données, et jusqu'à 16 % pour les radiales utilisées comme strates avec les ESDU comme données. Si l'on stratifie maintenant par rectangles en utilisant la totalité des données, on obtient un coefficient de variation de 25 %, voire de 12 % si l'on utilise la densité moyenne par rectangle comme donnée.

- On voit donc que s'il est essentiel de stratifier les données, qui sans cela fournissent des résultats absurdes, le choix de la stratification est crucial, puisque suivant ce choix la variance peut diminuer d'un facteur 40. Il n'est évidemment pas question de comparer les variances entre elles, ce qui n'aurait pas de sens: la variance dépend étroitement du type de stratification. En revanche il n'est pas inutile de considérer ces mesures pour comparer les méthodes de stratification: la "bonne" stratification est celle qui élimine les faux facteurs de variabilité. Par exemple, si l'on peut délimiter des strates qui soient réellement indépendantes, cela indique que la variabilité entre ces strates est artificielle. Or elle est prise en compte dans les calculs sur les données non stratifiées, et augmente considérablement la variance. A partir de ce tableau, on voit donc que l'on peut dégager les deux critères de choix de la méthode de stratification: (1) produire des strates statistiquement satisfaisantes et biologiquement réalistes; (2) minimiser la variance. Nous renvoyons le lecteur à notre chapitre 2 pour les conditions de sélection de la stratification. Comme la conclusion de ce chapitre l'indiquait, nous avons choisi pour la stratification la méthode des rectangles, où les données sont les ESDU. Le coefficient de variation de nos données est donc de 25 %.

2.3.3. Les autres sources d'erreur.

Nous les avons énumérées, et pour la plupart, nous en avons déjà fourni les résultats dans nos chapitres précédents, en particulier lors du calcul de l'influence du comportement. Ce sont elles que nous ajoutons maintenant, dans le tableau 6.

Ce résultat global appelle trois commentaires:

- tout d'abord il est très proche de ce que nous avons trouvé dans d'autres régions (Simmonds *et al.*, 1991). Ceci montre que même dans le cas particulier des évaluations tropicales, les évaluations par acoustique présentent une précision satisfaisante.

- on voit bien ensuite qu'il existe encore plusieurs points d'interrogation dans ce tableau. Ils sont en fait de deux types, et la plupart d'entre eux représentent plus un risque lié à un schéma de prospection inadapté qu'à l'existence d'un biais irrémédiable. La précision évaluée dans le tableau ne peut être obtenue que si le chercheur emploie une stratégie de prospection et une méthodologie d'analyse des données correctes. En effet sans cela les précisions deviennent tout à fait insuffisantes.

- on peut toutefois pousser l'analyse un peu plus loin. nous pouvons noter en effet une contradiction surprenante entre des résultats de biomasse très satisfaisants à la fois par leur "réalisme" et leur répétitivité, et des variances invraisemblables. Les caractéristiques statistiques des données acoustiques imposent, nous l'avons montré, de ne pas les traiter directement avec des outils simples. Un traitement

particulier est indispensable. Il est d'ailleurs probable que la "fourchette" dont nous avons parlé dans l'introduction de notre chapitre 2 est encore plus étroite que les coefficients de variation présentés dans ce tableau puisque, nous l'avons vu, il n'y a pas encore d'outil statistique parfaitement adapté à nos données: la similitude des évaluations pondérales sur le Vénézuéla entre les campagnes norvégiennes et les nôtres semble le suggérer.

Tableau 6
Liste des erreurs et biais d'une campagne de prospection

Source d'erreur	c.v. erreur	c.v. biais
Variance ESDU	25 %	-
évitement vertical	-	0 %
évitement latéral	-	? (< 10 %)
différences jour/nuit	-	corrigée (nuit seulement)
ombre acoustique	-	< 2 %
inclinaison des poissons	-	0 %
(TS in situ)		
erreur sur la cartographie des biomasses	0 % (rectangles)	?
erreur sur la cartographie des distributions spécifiques	corrigée (pop. acoustiques)	?
stratification	0 %	?
erreur due à la loi de distribution	?	-
biais dû aux migrations	-	corrigé
(TS, calibration)	5 %	-
Erreur totale sur une campagne:	environ 35 %	

- enfin il reste encore quelques points non élucidés, tel le rôle de la fonction de distribution, ou de l'évitement latéral. La variance pourrait être quelque peu transformée une fois que nous connaîtrons précisément tous les phénomènes produisant une erreur ou un biais. Ceux dus aux variabilités temporelles peuvent pour le moment être considérés comme pris en compte par la variance des ESDU. Une fois connues les variations temporelles, le biais dû à cette variabilité (et non l'erreur) pourra quant à lui être corrigé et éliminé.

Il reste donc encore des études à mener pour permettre d'avoir en main un instrument dont la précision soit parfaitement connue. Mais pour le moment il nous semble clair que tel qu'il est, l'outil acoustique est, de loin, celui qui fournit les estimations les plus précises en termes de biomasse. En outre nous avons montré tout au long de ce travail qu'il pouvait également produire bon nombre d'informations supplémentaires sur les populations présentes, tant en termes de biologie que d'écologie.

3. L'APPORT DE L'ACOUSTIQUE

Les informations que nous avons présentées dans ce chapitre sur la biologie et la pêche de la sardinelle dans l'Oriente vénézuélien montrent que ce poisson est d'une étude difficile par les données de la pêcherie. Nous allons montrer ici quels peuvent être les apports de l'acoustique dans ce cas précis.

3.1. EVALUATION DE LA CAPTURE MAXIMALE EQUILIBREE

3.1.1. Evaluation de la biomasse totale

Nous n'entrerons pas ici dans les détails de cette évaluation, qui, outre les données relatives de densité, nécessite l'introduction d'informations sur les caractéristiques des équipements et sur les mesures de TS, dont nous avons choisi de ne pas parler dans ce travail.

Une première évaluation globale de la biomasse de poissons dans l'Oriente a été publiée en 1984 (Gerlotto et Elguezabal, 1984). Par la suite des évaluations obtenues avec les campagnes suivantes nous ont confirmé les résultats, en particulier ECHOVEN 2, et nous considérerons que, tout au moins pour la période 1981-1986, les valeurs présentées dans le tableau 3 sont correctes.

La biomasse dans la zone qui nous intéresse a donc été évaluée à 1 400 000 tonnes, dont 90 % dans la zone MACCTE. Elle incluait toutes les espèces, aussi nous a-t-il fallu tout d'abord extraire de cette évaluation la biomasse due aux sardinelles.

Pour ceci nous avons besoin de deux paramètres: la zone de répartition (S_s) et les proportions (P_s) de cette espèce. Une fois ces deux paramètres connus, le calcul de la biomasse devient:

$$B_s = D_t \cdot P_s \cdot S_s$$

où D_t est la densité totale dans la zone S_s .

La zone de répartition de la sardinelle se détermine par le moyen des populations acoustiques. Elle est représentée sur la figure 26. Elle représentait environ 1850 milles carrés lors d'ECHOVEN 2.

Dans cette zone la densité par mille carré était de 600 tonnes.

Le calcul de P_s est plus délicat: en théorie la seule manière de le calculer est d'utiliser les pêches de contrôle. Nous avons employé deux engins de pêche, et les deux types d'informations doivent être

prises en compte puisque la sardinelle est aussi bien présente dans les captures au chalut de fond qu'au chalut pélagique. Le calcul de la proportion en sardinelle se fait donc par la formule:

$$P_s = \frac{(Cps/Cpt)*Bp + (Cfs/Cft)*Bf}{Bt}$$

où Cps = capture pélagique de sardinelles
 Cpt = capture pélagique totale
 Cfs = capture demersale de sardinelles
 Cft = capture démersale totale
 Bp = biomasse pélagique
 Bf = biomasse demersale
 Bt = biomasse totale = $Bp + Bf$

Dans la pratique les résultats des différentes campagnes ont donné des valeurs comprises dans un intervalle assez grand, et nous n'utiliserons que les valeurs minimum et maximum:

$$65 \% < P_s < 89 \%$$

Les calculs s'effectueront donc en utilisant les deux valeurs de la fourchette, et la biomasse de sardinelle en Oriente est évaluée à:

$$700\,000 \text{ tonnes} < \text{Biomasse Sardinelle} < 1\,000\,000 \text{ tonnes}$$

Ces valeurs sont à rapprocher des 800 000 tonnes trouvées par Stroemme et Saetersdal (1989). Mais nous rappelons que nous n'avons pas la prétention dans ce travail de présenter une évaluation précise et détaillée de cette biomasse. Nous conserverons ce chiffre comme exemple pour présenter les apports de l'acoustique, non pour prétendre gérer le stock de sardinelles. Dans un même ordre d'idées, nous n'estimons pas nécessaire d'inclure dans nos évaluations de la précision cette variabilité que nous avons admise dans les proportions : elle est due à des données insuffisantes imposant des hypothèses contradictoires "de sécurité", plutôt qu'à des variabilités inhérentes à notre méthode.

3.1.2. Evaluation de la part capturable

La capture maximale équilibrée d'un stock de poissons pélagiques dépend de tant de facteurs qu'il est difficile d'appliquer une "formule magique" fournissant un pourcentage idéal de la biomasse du stock vierge. On peut néanmoins montrer que la part exploitable d'un stock dépend entre autres de la mortalité naturelle: plus courte l'espérance de vie, plus importante la capture maximale équilibrée.

Nous nous contenterons alors de considérer empiriquement qu'un stock de Clupéidés tropicaux peut supporter une capture de 25 % de sa biomasse sans trop risquer la surexploitation. Dans ce cas la capture potentielle en sardinelles serait de 170 000 à 250 000 tonnes annuelles. Nous avons pu à ce propos vérifier que les conclusions de Gines (1974) à partir des données de productivité de la zone MACCTE étaient remarquablement proches des nôtres (200 000 à 300 000 tonnes).

Il est intéressant de voir en revanche qu'elles diffèrent notablement des évaluations obtenues à partir des données de pêche: nous avons vu que Mendoza, Freon et Guzman (1991) dans leur synthèse sur les données de pêche trouvent une biomasse de 300 000 tonnes, ce qui permettrait une production de moins de 100 000 tonnes, soit approximativement la capture actuelle (autour de 80000 tonnes). Ces différences sont donc évidemment dues à des biais dans les évaluations dues au mode de pêche, dont nous avons vu la complexité. Ce sont ces biais que nous allons "résoudre" par l'acoustique.

3.2. EVALUATION DE LA PART DISPONIBLE A LA PECHERIE

3.2.1. Les surfaces accessibles.

Nous avons vu que de par son fonctionnement, le chinchorro ne pouvait exploiter qu'une faible part de la zone MACCTE, celle qui présente les caractéristiques suivantes:

- une distance à la côte inférieure à 2 milles
- une profondeur inférieure à 30 mètres et supérieure à 10

La figure 8 présente la zone potentielle d'utilisation du chinchorro. En fait la zone de pêche effective est bien inférieure, car il faut prendre en considération d'autres paramètres, en particulier les zones à houle ou courant forts (les côtes nord et est de Margarita, par exemple), ou la distance aux conserverie (rentabilité réduite). Au total on peut estimer la surface exploitabile à environ 350 milles carrés, soit 20 % de l'aire de distribution de la sardinelle.

Nous n'entrerons pas dans les détails des gradients de densité et de proportion des sardinelles à l'intérieur de la zone de distribution, ce qu'il faudra faire un jour, et nous supposerons ici que la sardinelle est répartie de façon homogène et en proportions constantes dans toute son aire de distribution: dans ces conditions, 20 % de l'aire de distribution représentent 20 % de la biomasse.

3.2.2. Les profondeurs accessibles.

Nous savons que seule la partie superficielle du stock est repérée par les pêcheurs, alors que les sardinelles occupent la totalité de la masse d'eau. Nous avons pu calculer les proportions de sardinelles

dans les couches de profondeur dans le golfe de Cariaco, et nous avons présenté cette expérience dans notre chapitre 1 (comportement de plongée). Nous avions vu que pour un total de 60 bancs observés au sondeur, et après correction des profondeurs dues à la plongée, seuls 12 d'entre eux étaient suffisamment superficiels pour être vus par les pêcheurs. Nous avons considéré pour cela qu'au delà de 15 m de profondeur un banc ne peut plus être vu de la surface. Ce sont donc seulement 20 % des bancs qui étaient disponibles à la pêcherie. Ceci ne prend pas en compte la possibilité d'évitement latéral de bancs superficiels, donc non vus au sondeur, mais même en imaginant que ce phénomène soit très important, ce n'est pas plus de 50 % des bancs qui seraient disponibles.

En dehors du golfe ce problème est sans doute moins critique car la profondeur près de la côte n'est pas aussi grande que dans le golfe et les bancs sont nécessairement plus superficiels. C'est d'ailleurs probablement la raison qui a fait que les observations aériennes n'ont vu de bancs de sardinelles que près des côtes. Nous considérerons dans une première approximation que, hors du golfe de Cariaco (et peut-être d'une partie de la côte à l'est de Carupano), la totalité des bancs à l'intérieur des 2 milles est accessible.

En résumé, nous voyons que dans le golfe de Cariaco la partie accessible du stock ne dépasse pas 25 % (la moitié des bancs sur la moitié de la surface du golfe), et 20 % dans le reste de la zone MACCTE (tous les bancs sur 20 % de la surface de la zone), soit environ 250 000 tonnes. Il est intéressant de comparer ce chiffre avec celui de la biomasse exploitée (Guzman *et al.*, 1992), très proche.

3.2.3. Variations de la disponibilité.

Les résultats des différentes campagnes que nous avons réalisées dans la zone orientale nous ont montré que les poissons ne sont pas distribués constamment de la même manière dans la masse d'eau. La comparaison de la répartition des sardinelles dans la même région (au nord de Margarita) et à la même période de l'année entre deux années successives (1986 et 1987) est remarquable de ce point de vue.

En août 1986 (campagne ECHOVEN 2) la population se présentait en bancs pélagiques de grande taille et forte densité (le plus grand d'entre ceux que nous avons enregistré a été évalué à plusieurs milliers de tonnes). Au contraire, les poissons en août 1987 (campagne ECHOVEN 3) étaient dans leur quasi totalité répartie en concentrations faibles et diffuses près du fond: leur capture a été bien plus facile au chalut de fond qu'au chalut pélagique. Les échogrammes typiques de ces deux situations sont présentés sur la figure 27. Les sardinelles étaient donc théoriquement accessibles en 1986 (où d'ailleurs des chinchorros en activité ont été observés dans le nord-ouest de Margarita pendant la campagne), alors que leur pêche par chinchorro était impossible à la même époque l'année suivante.

Ces différences de comportement sont probablement dues aux différences des structures hydrologiques: alors que les up wellings étaient bien installés en 1986 et les eaux superficielles étaient froides, ils étaient absents en 1987, et les eaux de surface sont restées chaudes durant toute la campagne. Il est probable que les sardinelles aient recherché les eaux riches et froides en profondeur durant cette période.

Quelle qu'en soit la raison, cette variabilité dans le comportement montre que les différences dans les rendements ne peuvent pas simplement être reliées à l'abondance: pour une biomasse à peu près identique, la disponibilité du stock est passée de 80 % à 0 d'une année à l'autre au nord de Margarita. Ceci n'est pourtant pas sensible dans les variations des PUE d'août-septembre 1986 et 1987 (Guzman et al., 1991), ce qui s'explique à la fois par la faiblesses de l'effort de pêche dans cette région et la qualité médiocre des données de rendement. Néanmoins certaines variations de rendement dans les données historiques pourraient être expliquées par un tel phénomène.

4. CONCLUSION DU CHAPITRE 3

Il n'est évidemment pas question de dresser les mérites respectifs de différentes méthodes utilisées en halieutique afin d'en définir un "classement": chaque méthode présente ses défauts et ses qualités, et surtout fournit des renseignements que les autres sont bien incapables de présenter. Il s'agit plutôt de montrer la complémentarité des différentes méthodes de suivi des stocks dans une étude globale.

Nous avons montré tout au long de ce chapitre que les méthodes acoustiques présentaient une fiabilité et une précision suffisante pour pouvoir être utilisée dans une étude d'évaluation des stocks. Rappelons que la "fourchette" sur la biomasse est probablement plus étroite encore que ce que le coefficient de variation permet de supposer. Les critiques sur son imprécision et sur la valeur de ses résultats tombent.

Une deuxième critique était que, si à la rigueur les densités relatives pouvaient être acceptées, les valeurs absolues de biomasse étaient irréalistes ou trop imprécises. Il est certes encore impossible dans l'état actuel des méthodes statistiques de traitement de nos données de savoir avec certitude si une variation de moins de 15-20 % de la biomasse est due à une erreur de mesure ou à une variation réelle de la taille des stocks. Or Pope (1982) montre que pour pouvoir être utilisées pour définir les quota de capture, les coefficients de variation des évaluations acoustiques doivent être au pire de l'ordre de 10 %, ce qui ne semble pas pouvoir être raisonnablement atteint. Il montre en revanche qu'appliquées à la calibration des populations virtuelles (par analyse de cohortes), les données n'ont pas à avoir une telle précision, et surtout que des données relatives sont suffisantes.

Mais nous signalerons d'abord qu'aucune autre méthode n'est en mesure d'apprécier réellement l'effet d'une variation d'abondance de l'ordre de 10 %. En outre nous rappellerons que les stocks pélagiques tropicaux sont susceptibles de variations d'une autre ampleur dans les abondances: les exemples de disparitions-réapparitions de populations dans tous les continents l'on amplement montré. Et l'acoustique est probablement la seule méthode capable de mesurer avec vraisemblance de telles variations et de préciser si les changements dans les captures sont dues à des changements d'abondance ou de comportement.

Nous avons montré aussi que l'acoustique pouvait fournir des informations uniques, dans la mesure où elles sont indépendantes de la pêche, qui peut parfois ne pas être l'instrument le meilleur pour évaluer une ressource. En outre ces informations ont trait non seulement à la biomasse, mais aussi à la disponibilité des ressources.

Cela nous mène à la conclusion suivante: l'acoustique nous paraît être une méthode dont l'adjonction à toute étude de stock par dynamique des populations est indispensable. Ces deux façons de suivre un stock sont manifestement complémentaires et ne peuvent que s'enrichir mutuellement: la dynamique des populations par des points de référence sur la biomasse que seule l'acoustique peut lui fournir; et l'acoustique, par des informations sur les distributions des espèces (structures de taille, proportions des espèces, etc), qui représentent un des points faibles de la méthode et qui peuvent être fournis par l'analyse de la quantité énorme d'information provenant de la pêche professionnelle.

*

Il est dommage que cette conjonction entre les deux méthodes soit encore si peu fréquente (et pas seulement pour les tropiques: ce phénomène est général). De ce point de vue, l'utilisation de plus en plus courante des méthodes d'analyse de cohortes et de populations virtuelles est un grand pas en avant, car elle a recours à l'acoustique pour ajuster ses données (Pauly *et al.*, 19XX). Mais il reste encore beaucoup de travail dans ce domaine pour que les résultats des uns et des autres soient vraiment valorisés.

* C'est un sujet > le PEL FISH --

BIBLIOGRAPHIE

- AGLEN, A., 1983a. Echo integration threshold and fish distribution. FAO Fish. Rep., 300:35-44
- AGLEN, A., 1983b. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. FAO Fish. Rep. 300: 293-298.
- AGLEN, A., 1985. Sonar observations of the behaviour of herring schools relative to a fishing vessel. ICES-FAST Working Group, Tromsoe, mai 1985: 7 p (mimeo)
- AGLEN, 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES C.M. 1989/B:30. (mimeo).
- AGLEN, A., et O.A. MISUND, 1990. Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying and pelagic sampling trawling. ICES C.M. 1990/B:38, Sess. R, 8 p.
- Anonyme, 1976.- Rapport du groupe de travail sur la sardinelle (*S. aurita*) des côtes ivoiro-ghanéennes. Fishery Research Unit Tema, Centre Rech. Océanogr. Abidjan, ORSTOM : 86 p.
- Anonyme, 1985. Evaluación de los recursos pesqueros del Estado Falcon y zona occidental: Informe final. Inf. Tec. Fund. La Salle Cien. Nat., mars 1985: 208 p.
- Anonyme, 1990. Report on the workshop on the applicability of spatial statistical techniques to acoustic survey data. ICES/CIEM,CM 1990/D:34
- Anonyme, 1992. L'occupation de l'espace par les populations d'organismes marins: description et impact sur les évaluations acoustiques. rapport du groupe de travail (Thonon-les-Bains, 29/4-3/5/1991. Document ORSTOM Montpellier, n° 2:38 p.
- AOKI, I. et T. INAGAKI, 1988. Photographic observations on the behaviour of japanese anchovy *Engraulis japonica* at night in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 43:213-221.
- AOKI, I., T. INAGAKI, and LE VAN LONG, 1986. Measurement of the three dimensional structure of free swimming pelagic fish schools in a natural environment. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 52 (12) : 2069-2077.
- ARMSTRONG, M., 1990. Overview of geostatistics. Comm. ICES Work. Group on spatial statistics, Brest, April, 1990. : 8 p

ARMSTRONG, M., D. RENARD, J. RIVOIRARD et P. PETITGAS, 1992. Geostatistics for fish survey data. Fontainebleau, 3-7 february, 1992. Doc. Centre Géostatistiques Fontainebleau: 91 p.

ARNOLD,G.P., M. GREER WALKER et B.H. HOLFORD, 1990. Fish behaviour: achievements and potential of high resolution sector-scanning sonar. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189: 112-122.

AZZALI, M., 1982. Regarding the possibility of relating echo signals features to classes of marine organisms: tests carried out in the north and middle Adriatic Sea. Contrib. 23, Symp. Fish. Acoustics, Bergen, 21-24 June, 1982.

AZZALI,M., S. CONTI, S. GAMBETTI et M. LUNA, 1985. Relationships between the forms of pelagic fishes distribution and nycthemeral periods. A tentative model of behaviour. Oebalia, 11 (2), 1985: 471-488.

BARBIERI, M.-A., 1981. Variabilité des données acoustiques utilisées dans l'évaluation des biomasses halieutiques parécho-intégration. Thèse Doct. 3ème Cycle, Univ. Bretagne Occ., No 133, fév. 1981 :197 pp

BAZIGOS, G. P., 1975. The statistical efficiency of echo surveys with special reference to lake Tanganyika. FAO Fish. Tech. Paper, No 139, april 1975:43 pp

BERCY, C. et B. BORDEAU, 1987. Effects of noise radiated by tuna fishing boats on fish behaviour. Int. Symp. Fish. Acoustics, 22-26 June,Seattle, Wash., E.U., contrib. n° 8b: 12 pp.

BJORNO and KJAERGARD, 1986. broadband acoustical scattering by individual fish. Associated Symp. on Underwater Acoustics, 12th Int. Congress of Acoustics, Halifax, Canada.

BODHOLT, H., 1977. Variance error in echo integrator output. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 170: 196-204

BOELY, T., J. CHABANNE, P. FREON et B. STEQUERT, 1982. Cycle sexuel et migrations de *Sardinella aurita* sur le plateau continental ouest africain des îles Bissagos à la Mauritanie. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 180: 350-355

BORLACH, G.A., 1989. The effect of fish vessel acoustic fields on the behaviour of speedy fish concentrations. Proceedings of the institute of Acoustics, 11 (3), : 68-73.

- BOLSTER, G.C. 1958. On the shape of herring schools. J.Cons., 23(2): 228-234.
- BUERKLE, U., 1983. First look at herring distributions with a bottom referencing underwater towed instrumentation vehicle "BRUTIV". FAO Fish. Rep. 300, 1983: 125-130
- BUERKLE, U., 1986. Results of the 1985 winter acoustic survey of NAFO Div. 4WX herring stock. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee, 86/47: 15 p.
- BUERKLE, U. 1987. Photographic and acoustic measurements in a large aggregation of herring. Int. Symp. Fish. Acoustics, Seattle June 22-26, 1987, Contrib. 18: 28 p.
- BURCZYNSKI, J., 1982. Introduction to the use of sonar system for estimating fish biomass. FAO Fish. Tech. Pap., 191 Rev. 1: 89 p.
- BURCZYNSKI, J., et R. L. JOHNSON, 1986. Application of Dual-Beam acoustic survey techniques to limenitic populations of juvenile sockeye salmon (*Onchorhynchus nerka*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 (9) :1776-1788
- BURCZYNSKI, J., R. B. JOHNSON, H. KREIBERG et W.B. KIRCHNER, 1990. Acoustic estimation of dense aggregation of fish in sea pens. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189: 54-64.
- CARDENAS, J.J., 1992. Distribución y abundancia de la biomasa íctica, con énfasis especial en la sardina, determinada por medios hidroacústicos. Doc. Int. EDIMAR, Fund. La Salle Cien. Nat., Margarita, Venezuela, mai 1992: 17 p.
- CAVERIVIERE, A., F. GERLOTTO et B. STEQUERT, 1980.- *Balistes carolinensis* nouveau stock africain. La Pêche Maritime n° 1229-20 août 1980 : 466-471.
- CLARO et al., 1992. Ecología de los peces marinos de Cuba (sous presse)
- CLAY, C.S. et H. MEDWIN, 1977. Acoustical oceanography: Principles and applications. John Wiley & Sons, London: 544 pp.
- COCHRAN, W. G., 1977. Sampling techniques (3rd edition). J. Wiley and Sons, New York. 428 pp

CONAN, G, et D. STOLYARENKO, 1989. Report of the workshop on spatial statistical techniques. ICES CM 1989/K:38 : 42 pp.

CONAN, G., U. BUERKLE, E. WADE, M. CHADWICK et M. COMEAU, 1988. Geostatistical analysis of spatial distribution in a school of herring. CIEM C.M.:1988/D:21 : 19 pp

CRAM, D.L. et I. HAMPTON, 1976. A proposed aerial/acoustic strategy for pelagic fish stock assessment. J. Cons. CIEM, 31(1): 91-97

CUSHING, D.H., 1968. Direct estimation of a fish population acoustically. J. Fish. Res. Board Can., 25 (11): 2349-2364

CUSHING, D.H., 1977. Observations on fish shoals with the arl scanner. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 1977; 170: 15-20.

DALEN, J., 1984.

DALENIUS, T. et J.R. HODGES Jr, 1959. Minimum variance stratification. J; Amer. Stat. Assoc. 54: 88-101

DAVIES, I.E., 1973. Attenuation of sound by schooled anchovies. J. Acoust. Soc. Am., 54 (1) : 213-217.

DINER, N. et J. MASSE, 1987. Fish school behaviour during echo survey observed by acoustic devices. Int. Symp. Fish. Acoustics, June, 22-26, Seattle, : 28 pp

EDWARDS, J.I. et F. ARMSTRONG, 1983. Measurement of the target strength of live herring and mackerel. FAO Fish. Rep., (300): 69-77.

ELMINOVICZ, A., 1975. Measurement of sardine schools by hydroacoustic apparatus. ICES CM 1975/14.

ENGLUND, E., and A. SPARKS, 1988. GEO-EAS (Geostatistical environmental assessment software) user's guide. US Environmental Protection Agency, EPA/600/4-88/033a, Sept. 1988.

EHRENBERG, J.E., 1983. New methods for indirectly measuring the mean acoustic backscattering cross section of fish. FAO Fish. Rep., 300: 91-98

- FOOTE, K.G., 1978. Analyses of empirical observations on the scattering of sounds by encaged aggregations of fish. *Fisk. Dir. Skr. Ser. Hav. Unders.*, 16:422-455.
- FOOTE, K.G., 1979. On representing the length dependence of acoustic target strengths of fish. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36 (12) : 1490-1496.
- FOOTE, 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. *J. Acoust. Soc. Am.*, 67 (6): 2084-2089.
- FOOTE, K.G., 1982. Energy in acoustic echoes from fish aggregations. *Fisheries Research* 1: 129-140.
- FOOTE, K.G., 1983. Effect of fish behaviour on echo energy: the needs for measurements of orientation distribution. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 39(2): 193-201.
- FOOTE, K.G., 1983. Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. *J. Acoust. Soc. Am.*, 73(6): 1932-1940.
- FOOTE, K.G., 1984. School and multiple echoes. Subject group G. *Rapp. P.-v. Cons. Int. Explor. Mer*, 184: 84-95
- FOOTE, K.G., 1985. Rather high frequency sound scattering by swimbladder fish. *J. Acoust. Soc. Am.*, 78(2): 688-700.
- FOOTE, K.G., and E. ONA, 1985. Swimbladder cross sections and acoustic target strengths of 13 Pollack and 2 saithe. *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.*, 18 :1-57.
- FORBES, S.T. et O. NAKKEN, 1972. manual of methods for fisheries resources surveys and appraisal. Part 2. The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. FAO Man. Fish. Sci., (, : 138 pp.
- FOSSE, T.V., H. HOBAEK et M. VESTRHEIM, 1986. Acoustic imaginbg of fish. ICES CM 1986/B:31 : 17 pp.
- FRANCIS, R.J.C.C., 1984. Variability in Hydroacoustic Biomass Estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 825-826.

FRANCIS, R.I.C.C., 1985. Two acoustic surveys of pelagic fish in Hawke Bay, New Zealand, 1980. *Nex Zealand Jour. Mar. Freshwater Res.*, 19 : 375-389.

FRANQUEVILLE (C.) et FREON (P.), 1976.- Relations poids-longueurs des principales espèces de poissons marins au Sénégal. *Doc. Sci. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 60 : 37 p.

FREON, P., R. GUZMAN et R. APARICIO, 1991. Relaciones entre capturas, esfuerzo y afloramiento en la pesquería del Oriente de Venezuela. *in* FREON P. et J.J. MENDOZA, 1991 - Informe del taller: la sardina su medio ambiente en el oriente de Venezuela. *Résumé des travaux (1991)*: 23 p. miméo.

FREON (P.), BOELY (T.) et STEQUERT (B.), 1978. - Les poissons pélagiques côtiers au Sénégal : relations taille/poids des principales espèces d'intérêt commercial, *in* : Rapport du groupe de travail ad hoc sur les poissons pélagiques côtiers ouest-africains de la Mauritanie au Libéria (26°N à 5°N). COPACE/FAO ; PACE Séries 78/10 Fr. : 119-126.

FREON P. et J.J. MENDOZA, 1991 - Informe del taller: la sardina su medio ambiente en el oriente de Venezuela. *Résumé des travaux (1991)*: 23 p. miméo.

FREON P., F. GERLOTTO et M. SORIA, 1990 - Evaluation of the in-fluence of vessel noise on fish distribution as observed using alternatively motor and sails aboard a survey vessel. Communication to ICES statutory meeting, Bergen, Oct. 1990, C.M./B: 55: 15 p.

FREON, P., F. GERLOTTO et M. SORIA, 1992. Changes in school structure according to external stimuli: description and influence on acoustic assessment. *Fish. Res.*, in press.

FREON, P., M. SORIA and F. GERLOTTO, 1989. Short-term variability of *Sardinella aurita* aggregations and consequencies on acoustic survey results. ICES/FAST Work. Group Meet. Dublin, Ireland, 26-28 april 1989: 16 pp

FRONTIER, S., 1983. Stratégie d'échantillonnage en écologie. Coll. Ecologie, 17. Masson Ed., Paris : 494 p.

FUKUOKA, J., 1965. Coastal upwelling near Venezuela (I). Year to year change of upwelling. *Bol. Inst. Oceanogr., Univ. Oriente, Cumana, Venezuela*, 4(2): 223-233.

FUKUOKA, J., 1966. Coastal upwelling near Venezuela (II). Certain periodicity of hydrographical conditions. *Bol. Inst. Oceanogr., Univ. Oriente, Cumana, Venezuela*, 5(1-2): 84-95.

GERDEAUX, D., 1986. Ecologie du gardon (*Rutilus rutilus* L.) et du sandre (*Lucioperca lucioperca* L.) dans le lac de Créteil de 1977 à 1982. Etude de la ligulose du gardon. Thèse Doct. Sci. Nat., Univ. Paris 6, 1986 : 165 pp.

GERLOTTO F. - 1987. Medicion de las caracteristicas acusticas de algunos peces tropicales. Mem. Soc. la Salle Cienc. Nat., 47 (127-128), enero/dic. 1987, contrib. 131 : 149-167.

GERLOTTO F. - 1988. Mesure du comportement diurne de plongée des bancs de *Sardinella aurita* devant un navire de prospection acoustique. ICES, Working group on Fisheries Acoustic Science and Technology, Ostende, Belgique, mai 1988 : 27p

GERLOTTO, F., 1989. Choix d'une stratégie d'échantillonnage et de stratification en écho-intégration. ICES/FAST Work. Group Meet. Dublin, Ireland, 26-28 april 1989: 38 pp

GERLOTTO F. et X. ELGUEZABAL - 1986. Evaluation des Ressources du Plateau Continental Vénézuélien par Echo-Intégration : Résultats préliminaires. Proc. 37th annual Gulf Caribbean Fish. Inst. Cancun, Mexico, Nov. 1984 : 67-77.

GERLOTTO, F. et P. FREON, 1988. Influence of the structure and behaviour of fish schools on acoustic assessment. Réun. Ann. Cons. Int. Explor. Mer, CM 1988/B:53: 31 pp

GERLOTTO F. et E. MARCHAL - 1985. The concept of Acoustic Populations as an Aid for Biomass Identification . Comm. ICES/FAST Working Group, Tromso, 22/24 may 1985 : 7pp.

GERLOTTO F. et E. MARCHAL - 1987. The concept of Acoustic Populations : its use for analyzing the Results of Acoustic Cruises. Internat. Symp. Fish. Acoustic, Seattle. Washington, june 22-26, 1987 : 30pp.

GERLOTTO F. et B. STEQUERT - 1983. Une méthode de simulation pour étudier la distribution des densités en poissons : application à deux cas réels. in NAKKEN,o., and S.C.VENEMA (ed.), Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the. ICES/FAO symposium on Fisheries Acoustics. Bergen, Norways, 21-24 june 1982. FAO Fish. Rep., (300) : 278-292.

GERLOTTO F., C. BERCY et B. BORDEAU - 1989. Echo Integration Survey around off-shore oil-extraction platforms off Cameroun : Observation of the repulsive effect on fish of some artificially emitted sounds. Proceedings of the institute of Acoustics, 11 (3), 1989 : 79-88.

GERLOTTO, F., C. HERNANDEZ CORUJO et R. CLARO - 1990. A methodology for acoustic assessment in very shallow waters (less than 8 m). ICES/FAST W.G., Rostock, april 1990 : 14 p.

GERLOTTO F., E. MARCHAL et B. STEQUERT - 1982. Les ressources en poissons du plateau continental sénégambien évaluées par Echo-intégration. Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer, 180:379-384, 1982.

GERLOTTO, F., J. MENDOZA et X. ELGUEZABAL, 1985. Determinación de la biomasa y densidad de los peces por ecointegración. in GINES, Hno (Ed), 1985. Evaluación de los recursos pesqueros del estado Falcon y zona occidental: Informe Final. Inf. Tec. Fund. La Salle Cien. Nat., marzo 1985: 158-178

GERLOTTO F., D. PETIT et P. FREON - 1990. Influence of the light of a survey vessel on TS distribution. CIEM/ICES. Rostok, April 1990. 10 p.

GERLOTTO, F., B. STEQUERT, V. LE PHILIPPE et P. FREON, 1976. Répartition et abondance des poissons pélagiques côtiers du plateau continental sénégambien évaluées par écho-intégration en avril-mai 1976 (campagne CAP 7605). Doc. Sci. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye, (62),oct. 1976 : 56p.

GERLOTTO, F., R. CLARO, P. COTEL, C. HERNANDEZ et J.P. GARCIA - 1989. Adaptacion y applicacion de métodos hidroacusticos para la evaluacion de la ictiomasa en las condiciones de la plataforma cubana. Informe de Expedicion conjunta ORSTOM-Inst. Oceanolog., Acad. Cien. Cuba, oct. 1989: 16 p. + fig.

GERLOTTO, F., L.M. IRIARTE, X. ELGUEZABAL et A. RODRIGUEZ, 1982. La pesca en Margarita en 1981. Informe preliminar. 11ème Congres de FEDE-INDUSTRIAS, Porlamar, Vénézuéla, 28-30 juillet 1982 : 34 p

GHENO, J. et J.C. LE GUEN, 1968. Détermination de l'âge et croissance de *Sardinella eba* (Val.) dans la région de Pointe-Noire. Cah. ORSTOM, sér. Océanogr., 6(2): 69-82.

GINES, Hno (Ed), 1974. Carta Pesquera de Venezuela. 1. Areas del Nororiente y Guyana. Monografia 16, Soc. La Salle Cien. Nat., Caracas, : 328 pp.

GINES, Hno (Ed), 1982. Carta Pesquera de Venezuela. 2. Areas central y Occidental. Monografia Soc. La Salle Cien. Nat., Caracas, 1982.

GINES Hno. et F. GERLOTTO -1988. Diez anos de ecointegration en EDIMAR referida a la sardina del oriente venezolano (*Sardinella aurita*). Congreso Iberoamericano y del Caribe, Punta de Piedras, Venezuela, mayo 1988. Comm. 001 : 30p.

GLASS, C.W. et C.S. WARDLE, 1989. Comparison of the reactions of fish to a trawl gear, at high and low light intensities. Fish. Res., 7 : 249-266.

GLASS, C.W., C.S. WARDLE et W.R. MOJSIEWICZ, 1986. A light intensity threshold for schooling in the atlantic mackerel, *Scomber scombrus*. J. Fish. Bilo. , 1986, 29 (supplement A) : 71-81.

GODDARD, G.C. et V.G. WELSBY, 1977. Statistical measurements of the acoustic target strength of live fish. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 170: 70-73.

GOHIN, F. 1985. Geostatistics applied to fish distribution as derived from acoustic surveys. ICES/FAST Working Group Meet., Tromsö, 22-24 mai 1985: 6pp

GONCHAROV, S.M., E.S. BORISENKO et A.I.PYANOV, 1989. jack mackerel school defence reaction to a surveying vessel. Proceedings of the institute of Acoustics, 11 (3), : 74-78.

GONZALEZ CABELLOS, L.W., 1984. Determinacion de la edad y crecimiento de la sardina *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 (Pisces: Clupeidae) de la region nororiental de Venezuela. Tesis Grado Univ. de Oriente, Cumana, Venezuela, 1984: 76 pp.

GRAVES, J.E., 1977. Photographic method for measuring space and density within pelagic fish schools at sea. Fish. Bull. NOAA/NMFS, 75 (1) : 230-234.

GRIFFITHS, R.C. et J.G. SIMPSON, 1972. Evaluacion de los actuales niveles de explotacion de los recursos pesqueros de Venezuela. Min. Agricult. Cria de Venezuela, Ofinica Nac, Pesqua, Ser. Recursos y Explot. Pesq., 2(5):52 pp.

GUILLARD, J., 1991. Etude des stocks pisciaires lacustres par échointégration: problèmes méthodologiques. Thèse Doct. Univ. Cl. Bernard, Lyon 1, 17 juin 1991: 156 pp.

GUILLARD, J., D. GERDEAUX et J.-M. CHAUTRU, 1990. The use of geostatistics for abundance estimation by ecointegration in lakes: the example of lake Annecy. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189: 410-414

GULLAND, 1979 Fisheries Mathematics (review of J.H. STEELE ed.). J. Cons., CIEM, 38: 347-348.

- GUZMAN, R., P. FREON et J. MENDOZA, 1992. La pesqueria de *Sardinella aurita* en el Oriente de Venezuela, su evolucion en el periodo 1973-1989. *in* FREON P. et J.J. MENDOZA, 1991 - Informe del taller: la sardina su medio ambiente en el oriente de Venezuela. Résumé des travaux (1991): 23 p. miméo.
- GYRIN, A., K. SOMLA, and M. ROJEWSKI, 1981a. The number parameters of echo-sounder signals with respect to their usefulness to sea creatures species identification. *In* Meeting on Hydroacoustical methods for the estimation of marine fish populations, 25-29 june, 1979, Vol.2, Part a, edited by J.B. SUOMALA. Cambridge, Massachusetts, Charles Stark Draper Laboratory Inc., : 467-489.
- GYRIN, A., M. ROJEWSKI, and K. SOMLA, 1981b. About the possibility of sea creature species identification on the basis of applying pattern recognition to echo signals. *In* Meeting on Hydroacoustical methods for the estimation of marine fish populations, 25-29 june, 1979, Vol.2, Part a, edited by J.B. SUOMALA. Cambridge, Massachusetts, Charles Stark Draper Laboratory Inc., : 455-456
- HALLDORSSON, O., 1983. On the behaviour of the islamic summer spawning (*Clupea harengus* L.) during echo surveying and depth dependence of acoustic target strength *in situ*. ICES CM 1983/H:36 (mimeo).
- HALLDORSSON, O. et P. REYNISSON, 1983. Target strength measurements of herring and capelin *in situ* at Iceland. FAO Fish. Rep., 300: 78-84.
- HALLDORSSON, O., P. REYNISSON et G. STEFFANSSON, 1986. A method for estimating terminal F's from a serie of acoustic surveys. Comparison of VPA and acoustic estimates of the icelandic herring. ICES CM/1986/H:62, : 13 pp.
- HAMMER, L., 1967. Die primar produktion in Golfo von Cariaco (Oast Venezuela). Int. Revue ges Hydrobiol., 52: 757-768.
- HARA, I. 1985. Shape and size of Japanese sardine school in the water off the southeastern Hokkaido on the basis of acoustic and aerial surveys. Nippon Suisan Gakkaishi, 51 (1): 41-46.
- HE P., 1986. Tilting behaviour of the Atlantic Mackerel at low speeds and its implication on the target strength of the fish in acoustic surveys. ICES? FAST W.G., May 1986, Hull, England: 11 pp.

- HE, P. et C.S. WARDLE, 1988. Endurance at intermediate swimming speed of Atlantic Mackerel, *Scomber scombrus* L., herring *Clupea harengus* L., and saithe, *Pollachius virens* L. J. Fish. Biol., 33(2), 1988: 255-266.
- HEATH, M. et P. COPLAND, 1986. Report of an acoustic survey of division VIa(N). ICES C.M. 1986/H:6, : 16 pp.
- HELPMAN, G.S. 1984. School fidelity in fishes: the Yellow Perch pattern. Anim. Behav., 32: 663-672.
- IBANEZ, F., 1983. L'échantillonnage en continu en océanographie. In FRONTIER, S., 1983. Stratégie d'échantillonnage en écologie. Coll. Ecologie, 17. Masson Ed., Paris : 365-384.
- JOHANNESSON, K.A. et G.P. LOSSE, 1977. Methodology of acoustic estimations of fish abundance in some UNDP/FAO resource survey projects. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 170: 237-244.
- JOHANNESSON, K. A. et R. B. MITSON, 1983. Fisheries acoustics. A practical manual for aquatic biomass estimation. FAO Fish. Tech. Paper, 240, : 230 pp
- JOLLY, G. M., et I. HAMPTON, 1991. Some problems in the statistical design and analysis of acoustic surveys to assess fish biomass. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189 : 415-421.
- LALOE, F. 1985. Contribution à l'étude de la variance d'estimateurs de biomasse de poissons obtenus par écho-intégration. Océanogr. Trop., 20 (2) : 161-169
- LAMBOEUF, M., J. BURCZYNSKI, S. BENCHERIFI, M. CHBANI et A. ELMINOWICZ, 1983. Evaluation acoustique de la biomasse des stocks de sardine au Maroc de 1979 à 1981. Combinaison des estimations du sonar et du sondeur vertical. FAO Fish. Rep. (300): 197-207
- LAUREC, A. et J.C. LE GUEN, 1983. Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1. Rapp. Scien. Techn. CNEXO, 1983:101 pp.
- LEBEDEV, N.V. 1967. Elementary Population of Fish. Jerusalem : Israel Program for Scientific Translation Ltd.
- LE BOURGES, A., 1990. Species Recognition based on the spectral signature of individual targets. Réun. Ann. CIEM, 1990, ... : 18 p.

- LE GUEN, J.C., 1971. Dynamique des populations de *Pseudotolithus (Fonticulus) elongatus* (Bowd., 1825). Poissons, *Sciaenidae*. Cah. ORSTSOM ; sée. Océanogr., 9 (1) : 3-84
- LE GUEN, J.C., 1972. Stocks, échantillonnage, effort de pêche, puissance de pêche. Cours de dynamique des populations, DEA d'Océanographie Biologique, Université de Bretagne Occidentale. Doc. Centre ORSTOM Pointe Noire, N.S., 22: 55 pp., multig.
- LE GUEN (J.C.) et CHEVALIER (R.), 1983.- Etude des pêcheries ; réflexions sur l'environnement et la gestion multispécifique. Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 46 (1) : 9-70.
- LEVENEZ, J.J., 1987. Measurements of target strength for some tropical fish species in Senegal. Symp. Int. Fish. Acoustics, Seattle, june, 1987, contrib. n° 77.
- LEVENEZ, J.-J., F. GERLOTTO et D. PETIT, 1990. Reaction of tropical coastal pelagic species to artificial lighting and implications for the assessment of abundance by echo integration. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189 : 128-134.
- LOPEZ ROJAS, H., 1972. Distribucion y abundancia estimada de huevos de la sardina (*Sardinella anchovia*) en la region oriental de Venezuela, 1968-1969. Min. Agricult. Cria de Venezuela, Inf. Tec., 46: 26 pp.
- LOVE, R.H., 1971. Measurement of fish target strength. A review. Fish. Bull. NOASS/NMFS, 69(4):703-715
- LÖVIK, A., 1977. Acoustic Holography: a future method for underwater viewing ? Rapp. P.-V. réun. CIEM, 170 : 319-327.
- LYTLE, D.W., and D.R. MAXWELL, 1978. Hydroacoustic estimation in high density fish schools. In Proceedings of the Conference Acoustics in fisheries. Held at the Faculty of Maritime and Engineering Studies, Hull College of Higher Education, Hull, England, 27-28 september, 1978. Bath, univ. of Bath, : 16 p.
- LYTLE, D.W., et D.R. MAXWELL, 1983. Hydroacoustic assesment in high density fish schools. In: Symp. Fish. Acoustics; 1982/06/21-24; Bergen, Norway. FAO Fish.Rep./(300) : 157-171
- MACLENNAN, D.N. et S.T. FORBES, 1982. Fisheries acoustics: a review of general principles. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 184: 7-18.

- MACLENNAN, D. N., et I. G. MACKENZIE, 1988. Precision of acoustic fish stock estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 :605-616
- MACLENNAN, D.N. et E.J. SIMMONDS, 1991. *Fisheries Acoustics*. Chapman and Hall Ed., Londres, 1991: 325 pp.
- MACLENNAN, D.N., C.E. HOLLINGWORTH et F. ARMSTRONG, 1989. Target strength and the tilt angle distribution of caged fish. *Proceedings of the institute of Acoustics*, 11 (3), : 11-20.
- MARCHAL, E., 1983. Comptage des écho-traces et intégration des signaux, deux méthodes acoustiques appliquées à l'évaluation de la biomasse du stock de harengs du strait of Georgia (Etat de Washington, E.U.). *FAO Fish. Rep.* 300, : 172-178.
- MARCHAL, E. 1988. Recherche sur la signification du nombre d'échos de la tension carrée moyenne et sur la possibilité d'utiliser cette valeur pour étalonner in situ un écho-intégrateur. *Réun. Ann. Cons. Int. Explor. Mer, C.M. 1988 (B:54)*, 8 p.
- MARCHAL, E. et T. BOELY, 1977. Evaluation acoustique des ressources en poissons du plateau continental ouest-africain des îles Bissagos (11°N) à la Pointe Stafford (28°N). *Cah. ORSTOM, sér. Océanogr.*, 15(2): 139-161.
- MARCHAL E., and F. GERLOTTO - 1985. The use of a digital echo-integrator to describe the echograms. *Comm. ICES/FAST Working group, Tromso, 22/24 may 1985* : 3pp.
- MARCHAL E., J. BURCZYNSKI et F. GERLOTTO, 1979. Evaluation acoustique des ressources pélagiques le long des côtes de Guinée Bissau, Sierra Leone et Guinée - Bissan (N/O. Capricorne : novembre - décembre 1978). *FAO, FI : GUI/74/024/2*, mars 1979 : 100p.
- MARCHAL E., J. BURCZYNSKI, F. GERLOTTO, B. STEQUERT et F. VARLET, 1980. Rapport sur une évaluation acoustique des ressources en poissons pélagiques dans la sous-région guinéenne : deuxième campagne du N/O Capricorne mars 1979 - *FAO/GCP/GUI/003(NOR)*, 1980 : 80p.
- MARGALEF, R., 1967. Some concepts relative to the organization of plankton. *Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev.*, 5 : 257-289.
- MATHERON G., 1965. *Les variables régionalisées et leur estimation*. Masson et Cie, Paris : 305 pp

- MATHERON, G., 1970. La théorie des variables régionalisées, et ses applications. Cah. Centre Morphol. Math. Fontainebleau, Ecole des Mines de Paris, Fascicule 5:212 pp.
- MENDEZ AROCHA, A., 1963. La pesca en Margarita. Soc. La Salle Cien. Nat., sér. Monografias, è: 267 pp.
- MENDOZA J. y FREON P. 1991. Produccion y esfuerzo de pesca en Porlamar, Isla de Margarita durante 1986. Memorias de la FLASA: 12 p.
- MIDTTUN, L. et I. HOFF, 1962. Measurement of the reflection of sound by fish; Fiskeridir. Skr. Ser. HavUnders., 13(3): 1-18.
- MISUND, O. A., 1987. Sonar observations of horizontal extension, swimming behaviour, and vessel and purse-seine avoidance of herring school. Int. Symp. Fish. Acoustics, June, 22-26, Seattle, : 32 pp
- MISUND, O.A. 1990. Dynamics of moving masses: Variability in packing density and shape among pelagic schools. ICES C.M. 1990/B:40 Sess. R: 33 p.
- MISUND, O.A. et A. AGLEN, 1989. Swimming behaviour of schoolng herring and sprat as recorded from a survey vessel. ICES FAST WG, April 24-26, 1989, Dublin, Irlande: 15 pp.
- MISUND, O.A. et A.K. BELTESTAD, 1988. School sizing of small pelagic species by acoustic dimensioning and density estimation Paper presented to ICES working group on Fisheries Acoustics Science and Technology, Ostende, April 20-2, 1988 (mimeo): 11 p.
- MISUND, O.A. et J.T. OVREDAL, 1988. Estimation of school biomass and target strength of fjord- feeding, fatty-herring. Paper presented to ICES working group on Fisheries Acoustics Science and Technology, Ostende, April 20-2, 1988 (mimeo): 16 p.
- MISUND, O.A., A. AGLEN, A.K. BELTESTAD. et J. DALEN, 1990. Relationships between the geometric dimensions and biomass of schools. ICES C.M. 1990/B:41.
- MITSON, R.B., 1983. Fisheries sonar. Fishing News Books Ltd, Farnham, Surrey, England: 287 pp.
- MITSON, R.B., 1989. Ship noise related to fisheries research. Proc. Inst. Acoustics, 11 (3),: 61-67.
- MONENTE, J.A., 1986. Influencia del Orinoco en el Caribe. Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle, 46(125-126): 95-105.

- MULLER-KARGER, F. et R. VARELA, 1990. Influjo del río Orinoco en el Mar Caribe: observaciones con el CZCS desde el espacio. Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle, 49-50, contrib. 186: 361-390.
- MULLIGAN, T.J., R. KIESER et T. GJERNES, 1987. A model for comparing fish density estimates from seine catches and from echo integration. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44(5): 1024-1030.
- MULLON, Ch. et G. PICHON, 1989. Problèmes statistiques de la très grande variabilité. SEMINFOR IV, ORSTOM : 103-110
- NAKKEN, O. et A. DOMMASNES, 1975. Acoustic estimates of the barents Sea capelin stock 1971-1976. Réun. Statut. Cons. Int. explor. Mer, CM 1977/G:50 (mimeo).
- NAKKEN, O. et K. OLSEN, 1977. target strength measurement of fish. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 170: 52-69.
- NAKKEN, O. et S.C. VENEMA, 1983. Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the ICES/FAO Symposium on Fisheries Acoustics, Bergen, Norway, 21-24 june. FAO Fish. Rep., 300
- NEPROSHIN, A.Y., 1978. Behaviour of pacific mackerel, *Pneumatophorus japonicus*, when affected by vessel noise. J. Ichtyol., 18(4):695-699.
- NION, H. et H. CASTALDO, 1982. Analysis of a method for the study of schooling behaviour of anchovy, *Engraulis anchoita*. Contrib. 114, Symp. Fish. Acoustics, Bergen, june 21-24, 1982.
- OLSEN, K., 1971. Influence of vessel noise on behaviour of herring. In Modern fishing gears of the world, 3 Edited by H. KRISTJONSSON, London, Fishing News (books) Ltd. for FAO, : 291-294.
- OLSEN, K. 1980. Echo surveying and fish behaviour. Paper presented to ICES Fish Capture Committee, Fish Reaction Working Group, Reykjavik, May 1980 (mimeo).
- OLSEN, K. 1981. The significance of fish behaviour in the evaluation of hydroacoustic survey data. Paper presented to ICES Fish Capture Committee, Fish Reaction Working Group, Reykjavik, May 1980 (mimeo).
- OLSEN, K., 1986. Sound attenuation within school of herring. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, 1986, (B:44): 1-15

OLSEN, K. et I. AHLQUIST, 1989. target strength of fish at various depth, observed experimentally. ICES FAST W.G., 1989: 8 pp.

OLSEN, K., J. ANGELL et A. LÖVIK, 1983. Quantitative estimations of the influence of fish behaviour on acoustically determined fish abundance. FAO Fish. Rep. 300: 139-149

OLSEN, K., J. ANGELL, F. PETTERSEN et A. LOVIK, 1983. Observed fish reactions to a surveying vessel with special reference to herring, cod, capelin and polar cod. FAO Fish. Rep., 300: 131-138.

ONA, E., 1987. Physiological factors causing natural variations in target strength. Internat. Symp. Fish. Acoustic, Seattle. Washington, june 22-26, 1987. Contrib. 98.

ONA, E., et R. TORESEN, 1988. Avoidance reaction of herring to a survey vessel, studied by scanning sonar. ICES CM 1989/H:46 : 8pp.

PARTRIDGE, B.L. et T.J. PITCHER, 1979. Evidence against a hydrodynamic function of fish schools. Nature, London, 279: 418-419

PAULY D., et I. TSUKAYAMA, (Ed.), 1987. The Peruvian Anchoveta and its upwelling System: Three Decades of Change. ICLARM Contrib. 391, 1987 : 351 p

PETITGAS, P., 1990. Geostatistics for fish acoustic surveys: precision of the abundance estimate and survey efficiency. Réun. Statut. Com. Int. Explor. Mer, Copenhague, 4-9 octobre 1990: 27 p.

PETITGAS, P., 1991. Contribution géostatistique à la biologie des pêches maritimes. Thèse Ecole Nat. Sup. Mines Paris, 28 oct. 1991: 211 pp.

PETITGAS, P., et J.-Ch. POULARD, 1989. Applying stationary geostatistics to fisheries: a study on hake in the bay of Biscay. 77ème Réun. Statut. Com. Int. Explor. Mer, La Haye, octobre 1989: 20 p.

PITCHER, T.J. 1986. Functions of shoaling behaviour in teleosts. In The behaviour of teleost fishes, pp 294-337. Ed. by T.J. Pitcher. Croom Helm, London and Sydney. 553 p.

PITCHER, T.J. et B.L. PARTRIDGE, 1979. Fish school density and volume. Mar. Biol., 54(4): 383-394.

PITCHER, T.J., et C.J. WYCZE, 1983. Predator-avoidance behaviours of sand-eel schools: why schools seldom split. In Predators and prey in fishes, pp 193-203. Ed. by D.L.G. Noakes, B.G. Lindquist, G.S. Helfman and J.A Ward. Dr W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands.

PITCHER, T.J. 1986. The behaviour of teleost fishes. London: Croom Helm.

POPE, J.G., 1982. User requirements for the precision and accuracy of acoustic surveys. Internat. Symp. Fish. Acoustic, Bergen, Norway. june 21-24, 1982 : 9 pp.

POSTEL, E., 1969. Synopsis on the biology of the sardine (*Sardinella aurita* Valenciennes) . African Atlantic. Rep. UNDP (SF)/FAO, Reg. Fish. Survey in West Africa, 8 : 38 pp.

RADAKOV, D.V. 1973. Schooling in the ecology of fish. New York: Halsted Press, John Wiley and Sons.

RICHARDSON, I.D., 1952. Some reactions of pelagic fish to light. Fish. Invest. Minist. Agric. fish. Food G. B. (2 sea Fish.), 18 (1) : 20 p.

ROBOTHAM, H. et J. CASTILLO, 1987. The bootstrap method: an alternative to estimate confidence intervals of resources surveyed by means of hydroacoustic techniques. Int. Symp. Fish. Acoustics, June, 22-26, Seattle, : 16 p.

RODRIGUEZ, 1960

ROJAS, M.L., 1972. Distribucion y abundancia estimada de huevos de la sardina (*Sardinella anchovia*) en la region oriental de Venezuela, 1968-1969. Inf. Tec., 46, Proy. Invest.y Des. Pesq. MAC.FAO.PNUD

ROMAN, B., 1980. Peces marinos de Venezuela. Soc. Cien. Nat. La Salle, Caracas, 1980: 408 pp.

ROSE, G.A. et W.C. LEGGET, 1988. Hydroacoustic signal classification of fish schools by species. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 45: 597-604

RÖTTINGEN, I., 1976. On the relation between echo intensity and fish density. Fiskeridir. Skr. (Havunders.), 16 (9):301-314

SERE BROV, L.I. 1976. Relationship between school density and size of fish. J. Ichtyol., 16: 135-140.

SERE BROV, L.I., 1984. On density of distribution and orientation of capelin schools. Proc. Soviet-Norwegian Symp. on the Barentz Sea Capelin, 14-17 August, 1984, Bergen, Norway: 157-170

SHABALIN, V.N., 1991. The sensibility of fish to the high frequency hydroacoustic and electromagnetic fields. ICES C.M. 1991/B:10, :10 pp.

SHOTTON, 1983. Linearity of echo response from herring stocks. ICES CM 1983/B:33 : 20 pp

SHOTTON, R. et G. P. BAZIGOS, 1984. Techniques and considerations in the design of acoustic surveys. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 184: 34-57

SIMARD, Y., et F. GERLOTTO, 1990. Exploration of the applicability of geostatistics in fisheries acoustics. CIEM/ICES Working group on Fish. Acoust. Sci Technol., Rostock, April 1990 : 27 p.

SIMARD, Y., P. LEGENDRE, G. LAVOIE et D. MARCOTTE, 1992. Mapping, estimating biomass and optimizing sampling programs for spatially autocorrelated data: case study of the northern shrimp. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49(1): 32-45

SIMMONDS, E. J., 1988. Survey and Data Analysis Procedures. ICES FAST Working Group, Oostend, avril 1988: 11 pp

SIMMONDS, E.J., and F. ARMSTRONG, 1987. A wide band echosounder: measurement on cod, saithe, herring and mackerel from 27 to 54 kHz. Contrib. Int. Symp. Fish. Acoust., Seattle, Washington, June 22-26, 1987 : 13 p.

SIMMONDS, E.J., N. WILLIAMSON, F. GERLOTTO et A. AGLEN, 1992. Acoustic survey design and analysis procedure: a comprehensive review of current practice. Rapp. Rech. Collectives Cons. Int. Explor. Mer, 187, août 1882: 131 pp.

SIMPSON, J.G. et G. GERMAN GONZALEZ, 1967. Algunos aspectos de las primeras etapas de vida y el medio ambiente de la sardina, *Sardinella anchoviae*, en el Oriente de Venezuela. Ministerio Agricultura y Cria, Caracas, sér. Recursos y Explot. Pesq., 1(2):93 pp.

SIMPSON, J.G. et R.C. GRIFFITHS, 1967a. The thermal structure of the Gulf of Cariaco, eastern Venezuela, from August 1959 till August 1961. Ministerio Agricultura y Cria, Caracas, sér. Recursos y Explot. Pesq., 1(4): 117-124

SIMPSON, J.G. et R.C. GRIFFITHS, 1967b. The salinity structure of the Gulf of Cariaco, eastern Venezuela. Ministério Agricultura y Cria, Caracas, sér. Recursos y Explot. Pesq., 1(17): 227-282

SORIA, M. , 1990. Study of learning capabilities of tropical clupeoïdes using artificial stimuli. CIEM/ICES. FTFB Work. Group, Rostok. April 1990: 10 p.

SOUID, P., 1988. Automatisation de la description et de la classification des détections acoustiques de bancs de poissons pélagiques pour leur identification. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille II, déc. 1988: 223 p.

SQUIRE, J.L. Jr. 1978. Northern anchovy school shapes as related to problems in school size estimation. Fish. Bull., 76(2): 443-448.

STROEMME, T. et G. SAETERSDAL, 1989. Prospecciones de los recoros pesqueros de las areas de la plataforma entre Surinam y Colombia, 1988. Informe final. Rep. Surveys R/V Dr F. Nansen, NORAD/UNDP/FAO Prog., Inst. Mar. Res., Bergen, Norway: 145 pp.

TACONET, M., 1986. Etude des caractéristiques de la pêcherie senne de plage en Martinique (réalisée au laboratoire de la station IFREMER du Robert (Martinique). Mém. DAA ENSA Rennes: 132 pp.

TORESEN, R., 1990. Absorption of acoustic energy in dense herring schools studied by the attenuation in the bottom echo signal. Réun. Statut. Cons. Int. Explor. Mer, CM 1990/B:2 Sess. R: 16pp.

TRAYNOR, J. J., N. J. WILLIAMSON et W. A. KARP, 1987. A consideration of the accuracy and precision of fish abundance estimates derived from echo integration surveys. Int. Symp. Fish. Acoustics, June, 22-26, Seattle, : 24 pp

TRUJILLO, H., 1977. Factores que limitan el empleo de la estadistica pesquera oficial en la evaluacion del stock de sardina (*Sardinella anchovia*). Min. Agricult. Cria de Venezuela, Dir. Gen. desarrollo Pesq., Inf. Tec., 73: 41 pp.

TRUJILLO, H., 1978. Resultado de las prospecciones aereas realizadas en el Oriente venezolano durante enero-noviembre, 1975. Min. Agricult. Cria de Venezuela, Dir. Gen. desarrollo Pesq., Inf. Tec., 76: 51 pp.

TRUJILLO, H., 1980. Fluctuaciones de la velocidad y direccion de los vientos y su relacion con las variaciones mensuales de las capturas y produccion potencial de sardina (*Sardinella anchovia*). Min. Agricult. Cria de Venezuela, Dir. Gen. desarrollo Pesq., Inf. Tec., 77:26 pp.

- TRUSKANOV, M.D., et M.N. SHERBINO, 1962. Taking atlanto-scandinavian herring as an example for determining the size of dense aggregations of fish. Trudy PNIRO, 14, 1962.
- TRUSKANOV, M.D., et M.L. ZAFERMAN, 1977. Some characteristics of hydroacoustic methods of determination of fish abundance in sound scattering layers. Rapp. P.-V. Réun. CIEM, 170 : 245-247.
- URICK, J.J., 1975. Principles of underwater sound for engineer. Mc Graw Hill Book Compagny, New York, 2nd Ed. 384 p.
- VAN OLST, J.C. et J.R. HUNTER, 1970. Some aspects of the organization of fish schools. J. Fish. Res. Board Can., 27 (7) : 1225-1238.
- VILHJALMSSON, H., 1987. Acoustic abundance estimates of the capelin in the Iceland-Greenland-Jan Mayen area in 1978-1987. Int. Symp. Fish. Acoustics, June, 22-26, Seattle, : 22 pp
- VILHJALMSSON, H., P. REYNISSON, J. HAMRE et I. RÖTTINGEN, 1983. Acoustic abundance estimation of the icelandic stock of capelin, 1978-1982. *in* NAKKEN,o., and S.C.VENEMA (ed.), Symposium on Fisheries Acoustics. Selected papers of the ICES/FAO symposium on Fisheries Acoustics. Bergen, Norway, 21-24 june 1982. FAO Fish. Rep., (300) : 208-217
- VRAY, D., G. GIMENEZ et R. PERSON, 1987. Attempt of classification of echo-sounder signals based on the linear discriminant function of Fisher. Contrib. Int. Symp. Fish. Acoust., Seattle, Washington, June 22-26, 1987 : 14 p.
- WALSH, M. et F. ARMSTRONG, 1985. Investigations on mackerel shoals and echotrace characteristics north west of Scotland in October 1984. ICES CM 1985/H:62.
- WEIHS, D., 1973. Hydromechanics and fish schooling. Nature, London, 241: 290-291.
- WILLIAMSON, N. J., 1982. Cluster sampling estimation of the variance of abundance estimates derived from quantitative echo sounder surveys. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39 : 229-231
- WOODHEAD, P.M.J., 1966. The behaviour of fish in relation to light in the sea. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 4: 337-403.
- YUDOVICH, 1954. Scouting and fishing of prespawning sakkhalin herring with the use of hydroacoustic equipment. Rybnoe Khozyaistvo, 12, 1954.

THESE

présentée à

L'UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
FACULTE DES SCIENCES DE BREST

pour l'obtention du grade de
Docteur ès Sciences

par

François GERLOTTO

**METHODOLOGIE D'OBSERVATION ET D'EVALUATION
PAR HYDROACOUSTIQUE
DES STOCKS TROPICAUX
DE POISSONS PELAGIQUES COTIERS:**

**IMPACT DU COMPORTEMENT ET DE LA
DISTRIBUTION SPATIALE**

soutenue le :

devant la Commission d'Examen composée de :

Président

Examinateurs

Chapitre 1

Figures

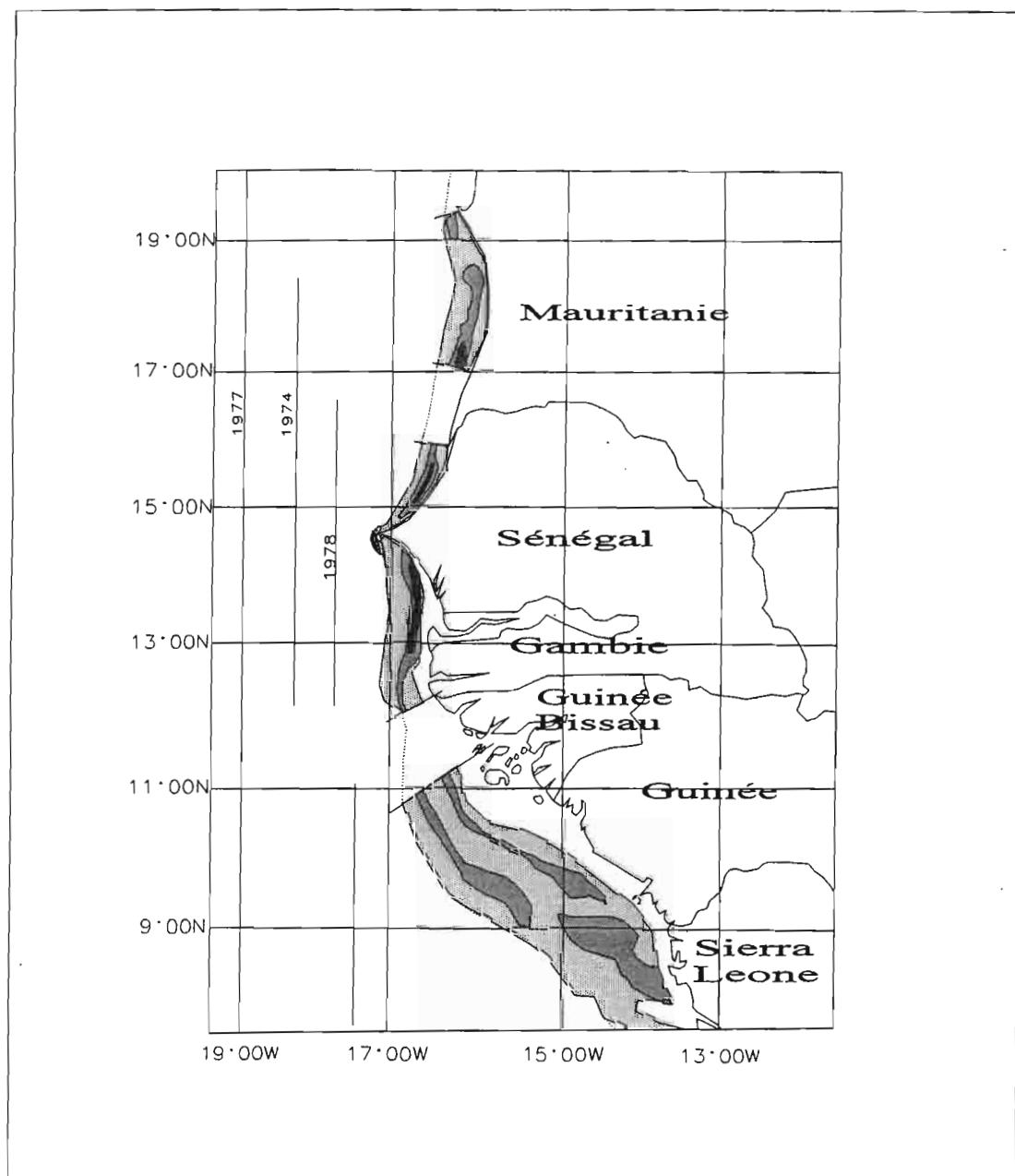


Figure 1.1. Biomasse en poissons (de nuit)
Situation moyenne en saison chaude



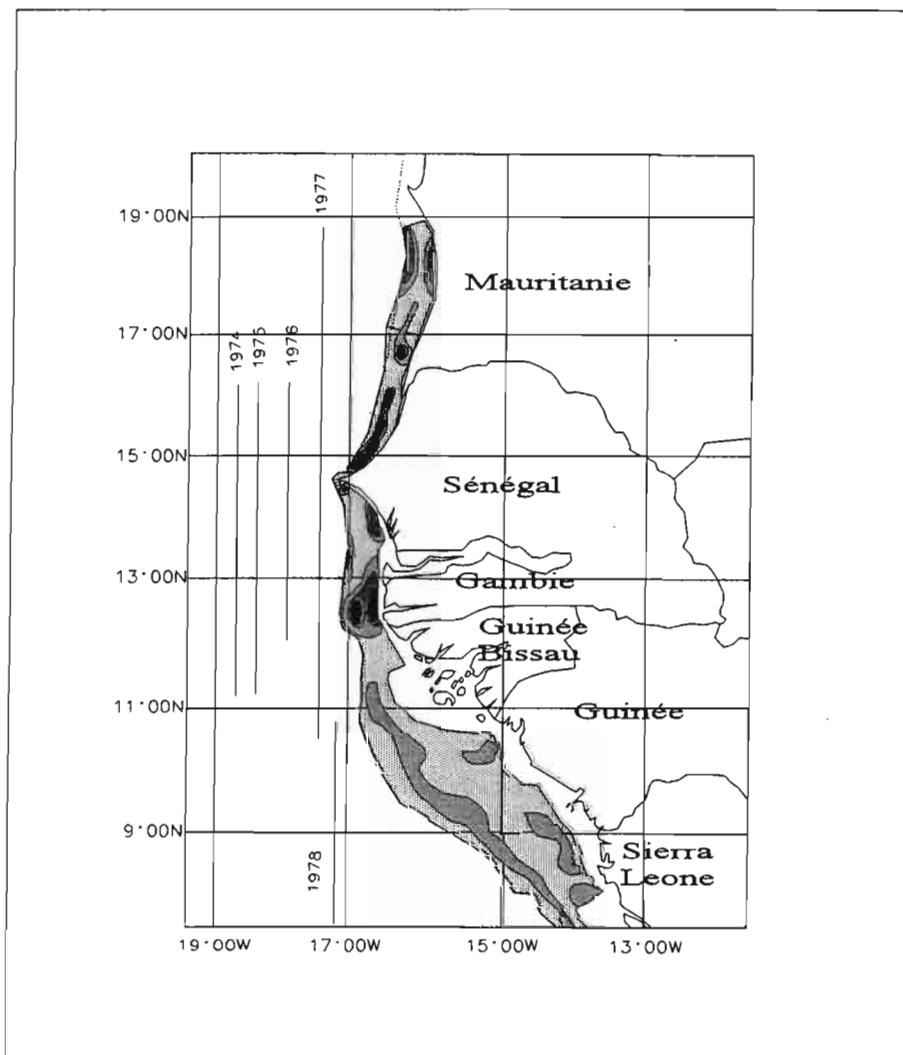
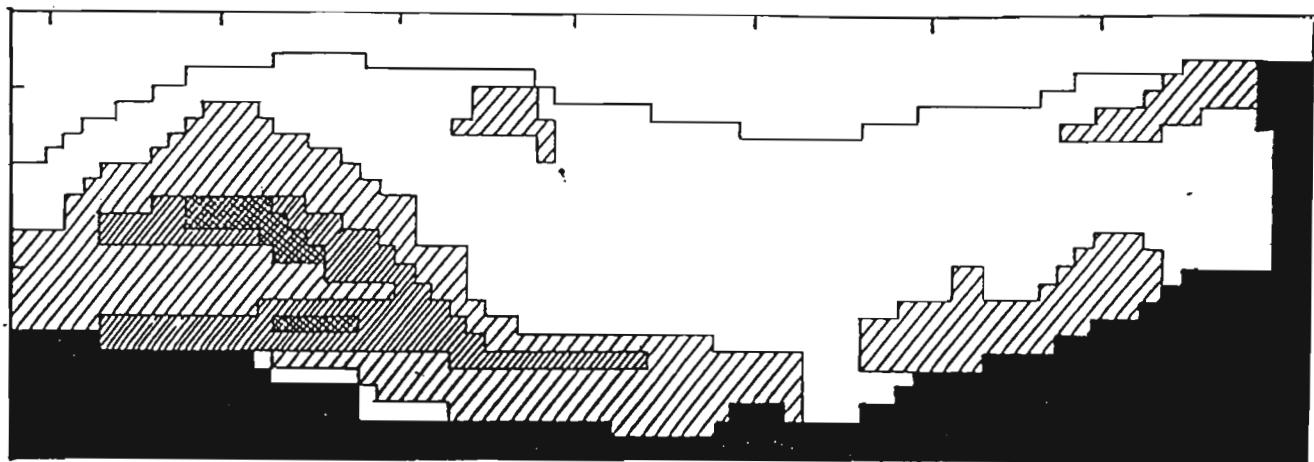
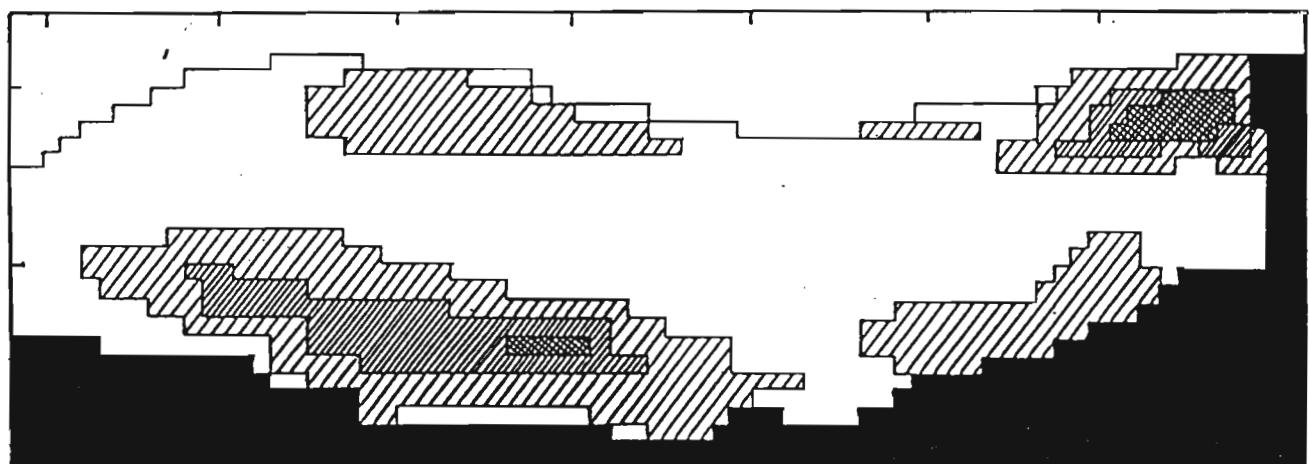


Figure 1.2. Biomasse en poissons (de nuit)
Situation moyenne en saison froide





Localisation temps zéro



Localisation temps $t + 15$ jours

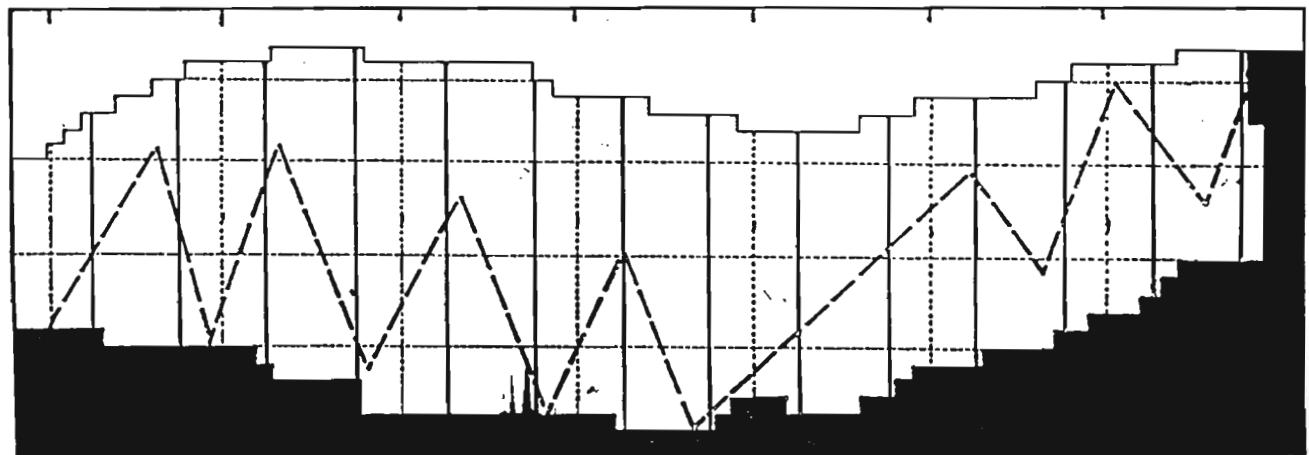


Figure 1.3. Simulation de deux localisations successives d'une prospection de *Sardinella aurita* au Sénégal, et routes de prospection choisies (note: les cartes sont présentées avec le nord à droite)

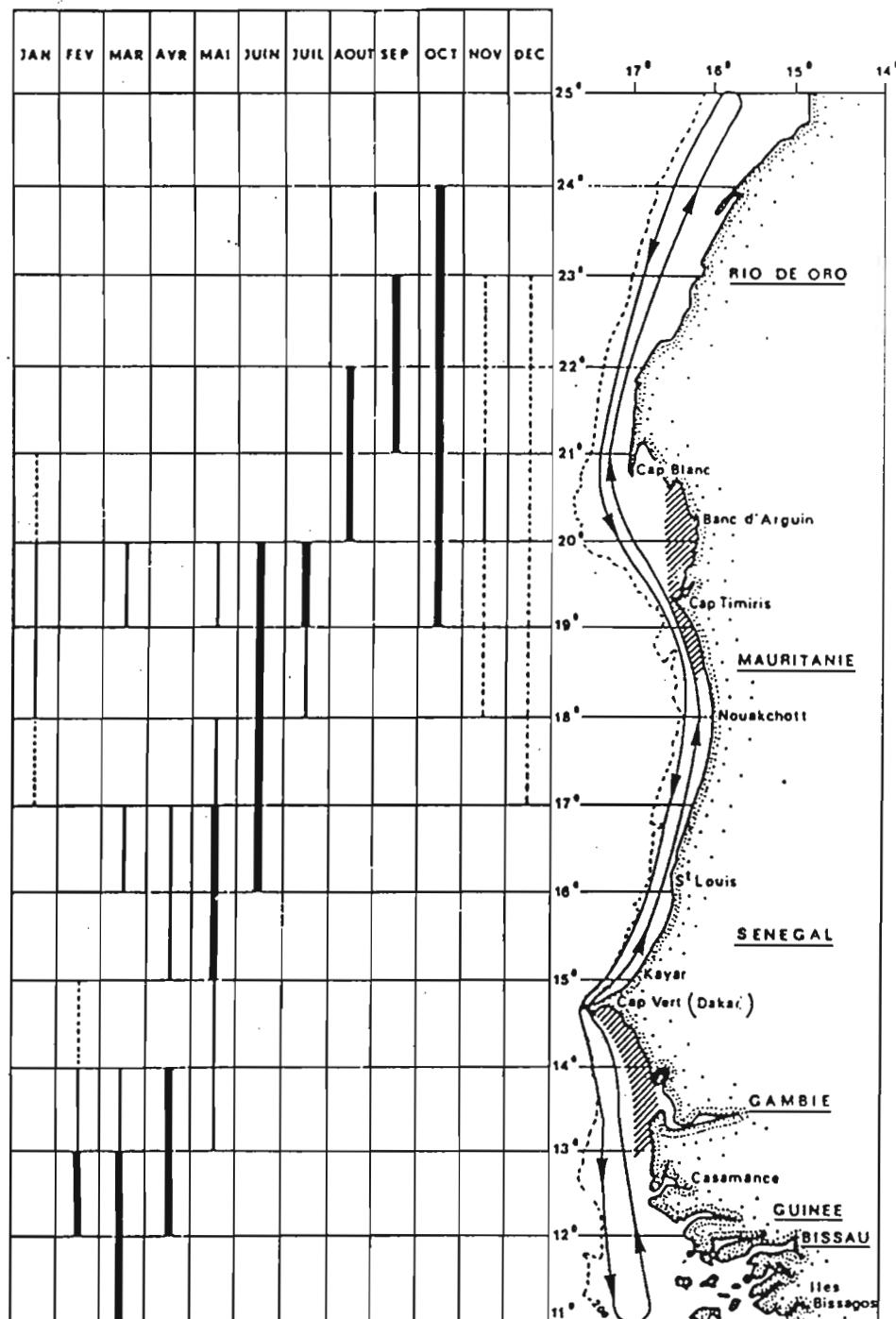


Figure 1.4. Description du schéma de migration de *Sardinella aurita*
le long de la côte d'Afrique de l'Ouest (d'après Boely *et al*, 1972)

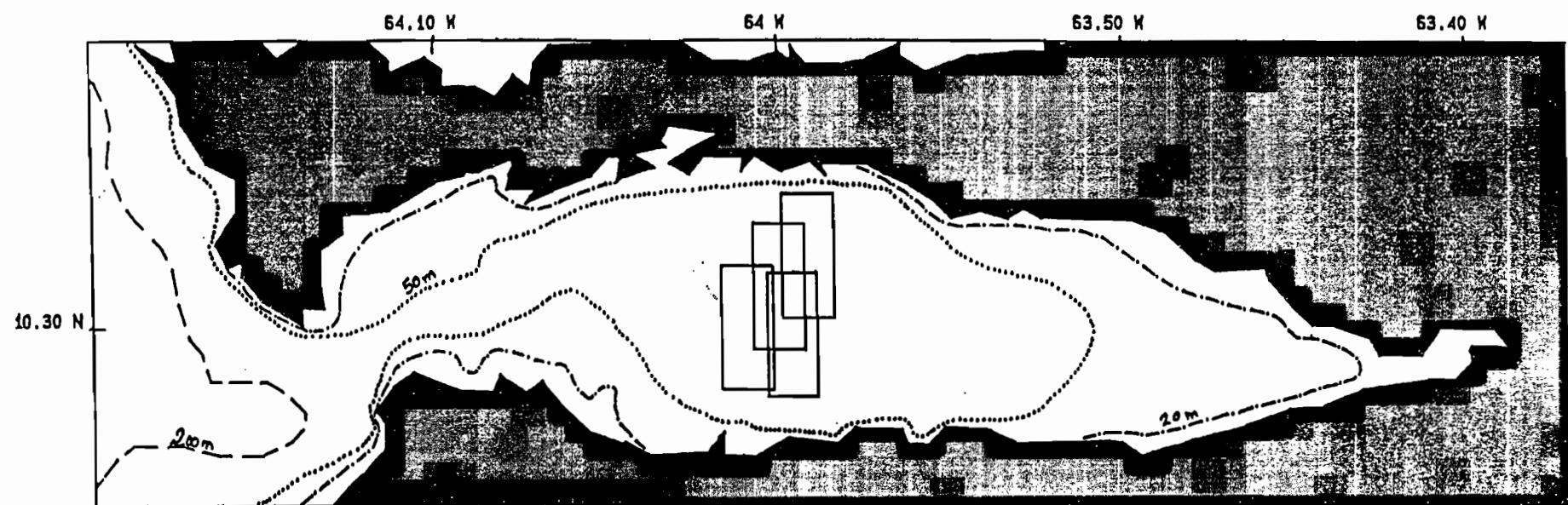


Figure 1.5. Position de quelques uns des 13 parcours en rectangles dans le Golfe de Cariaco (Vénézuéla Oriental)

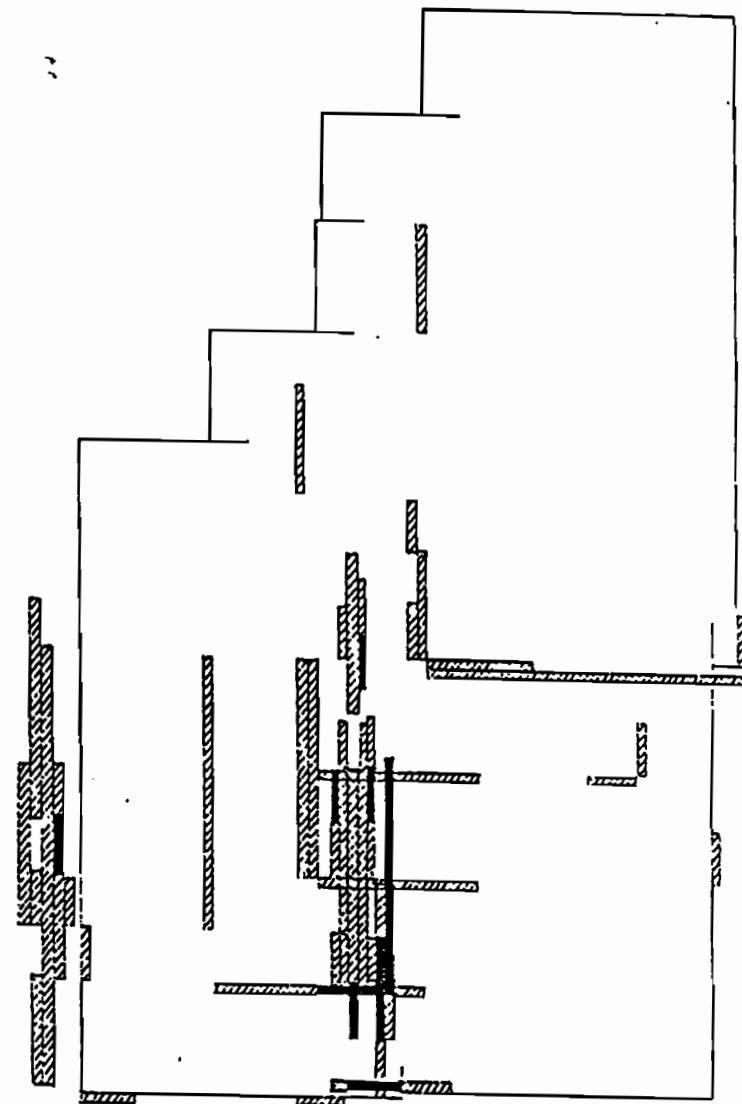
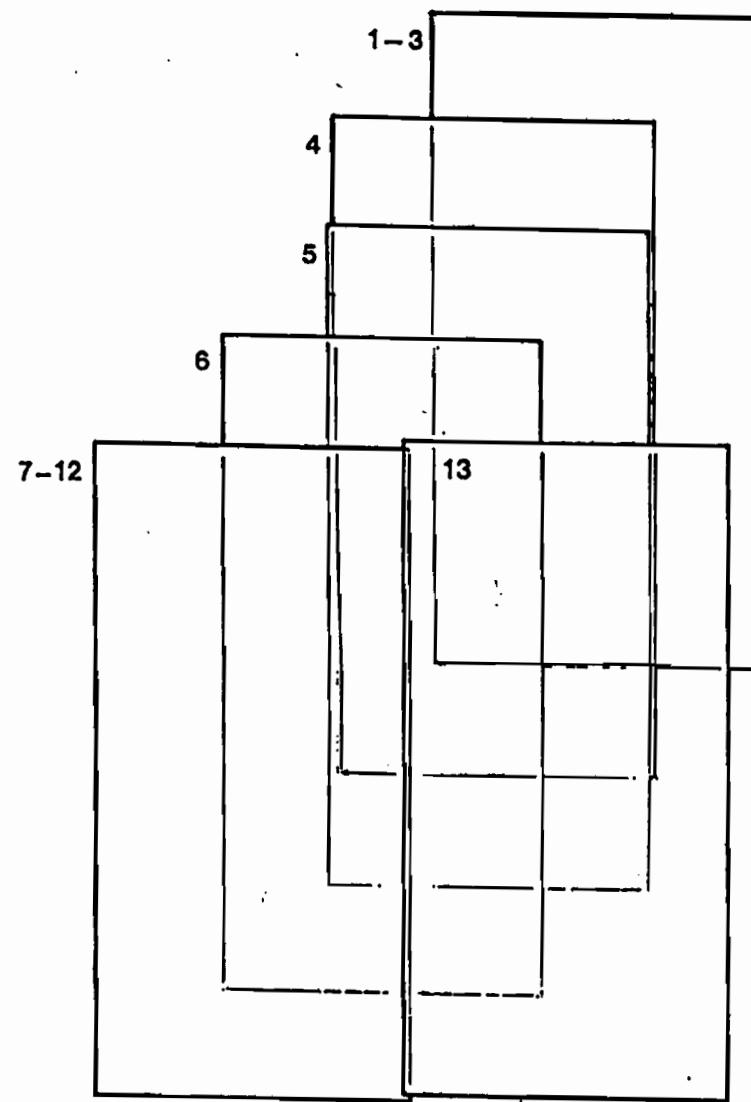


Figure 1.6. Position des 13 parcours rectangulaires réalisés dans le
Golfe de Cariaco, et localisation des ESDU à fortes densités

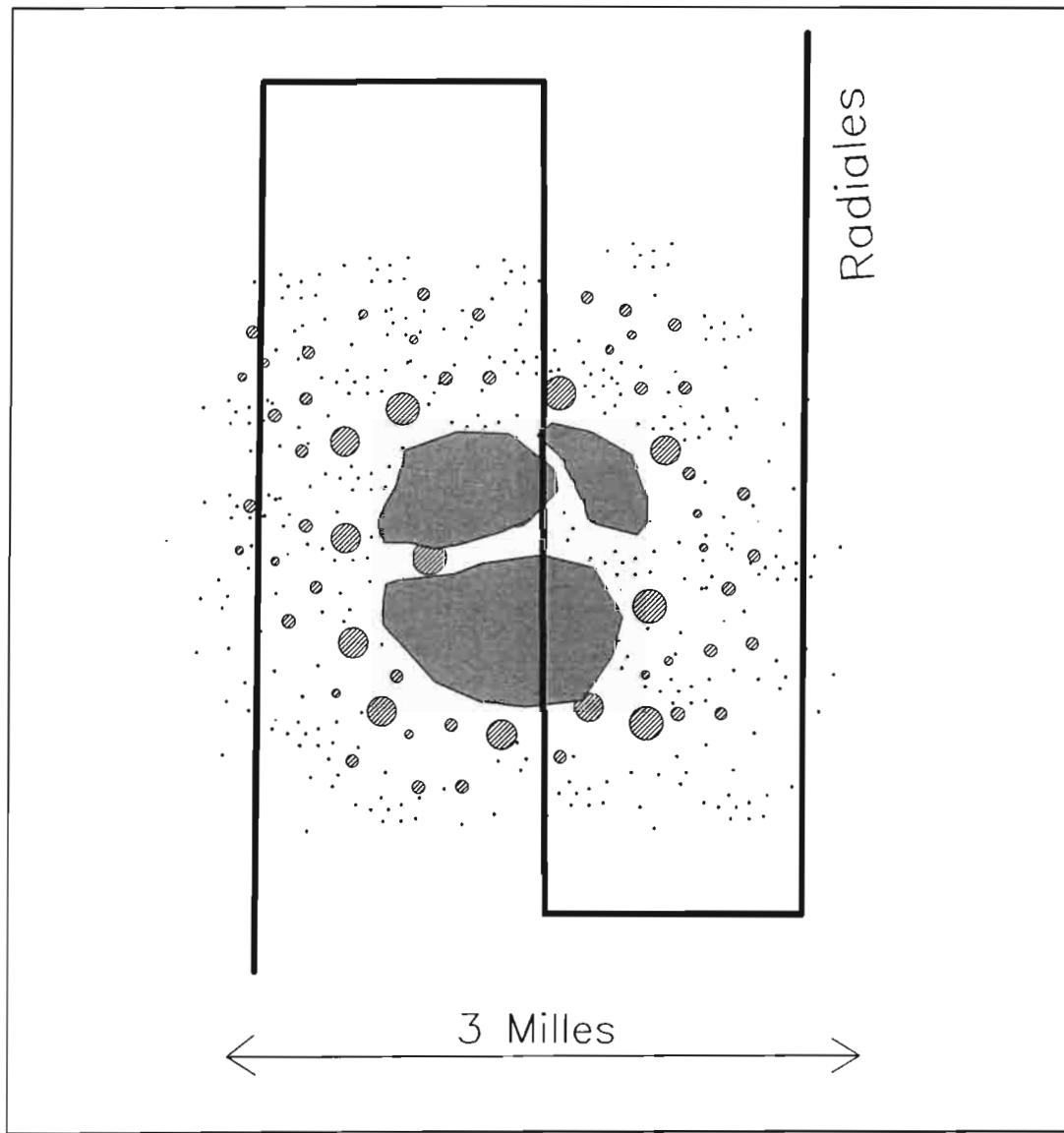


Figure 1.7. Représentation schématique d'une macrostructure à partir d'observations de trois profils successifs



Concentration



Banks

- Cibles isolées

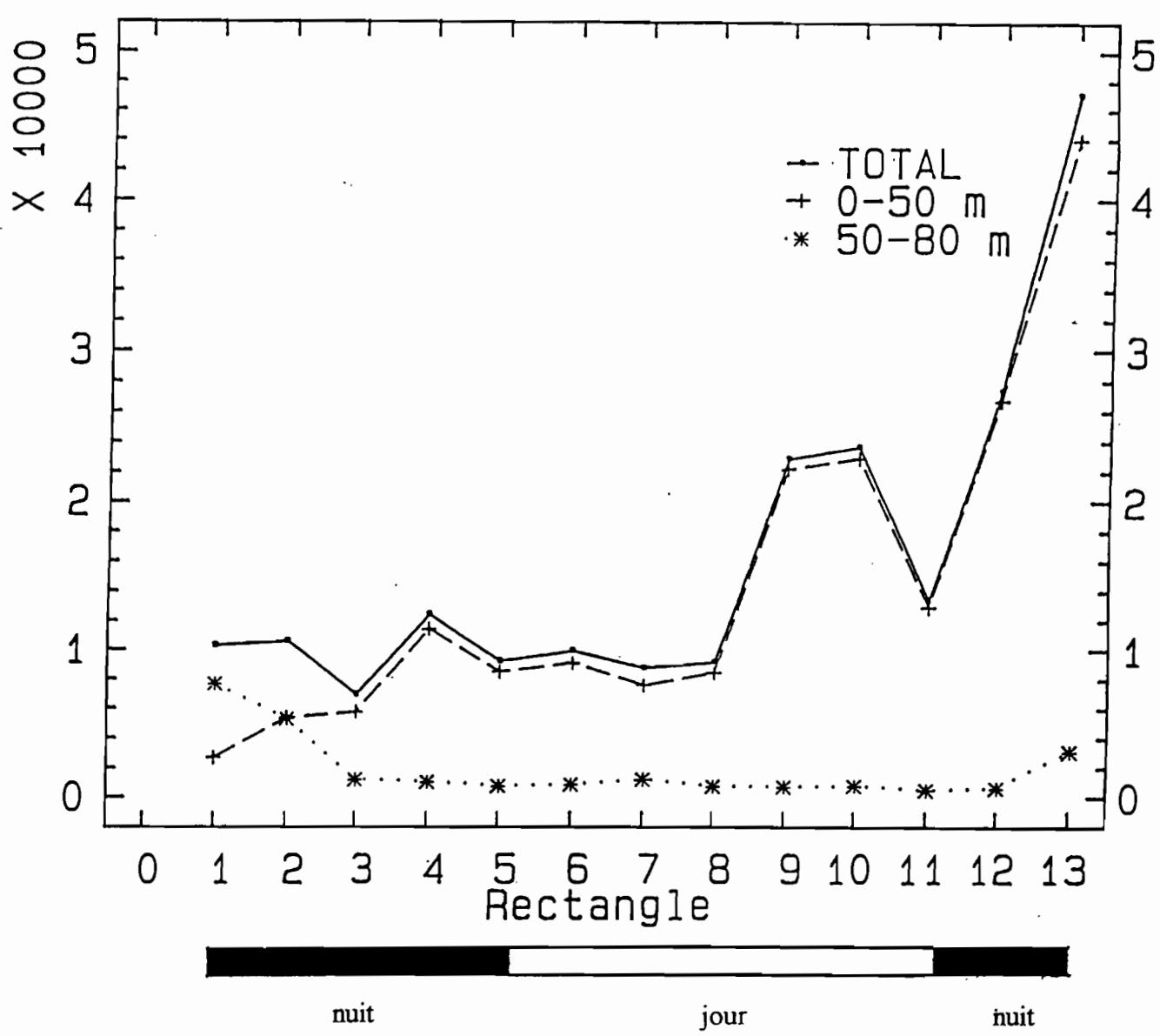


Figure 1.8. Evolution des densités de surface des rectangles 1 à 13

Moyenne mobile sur 5 valeurs

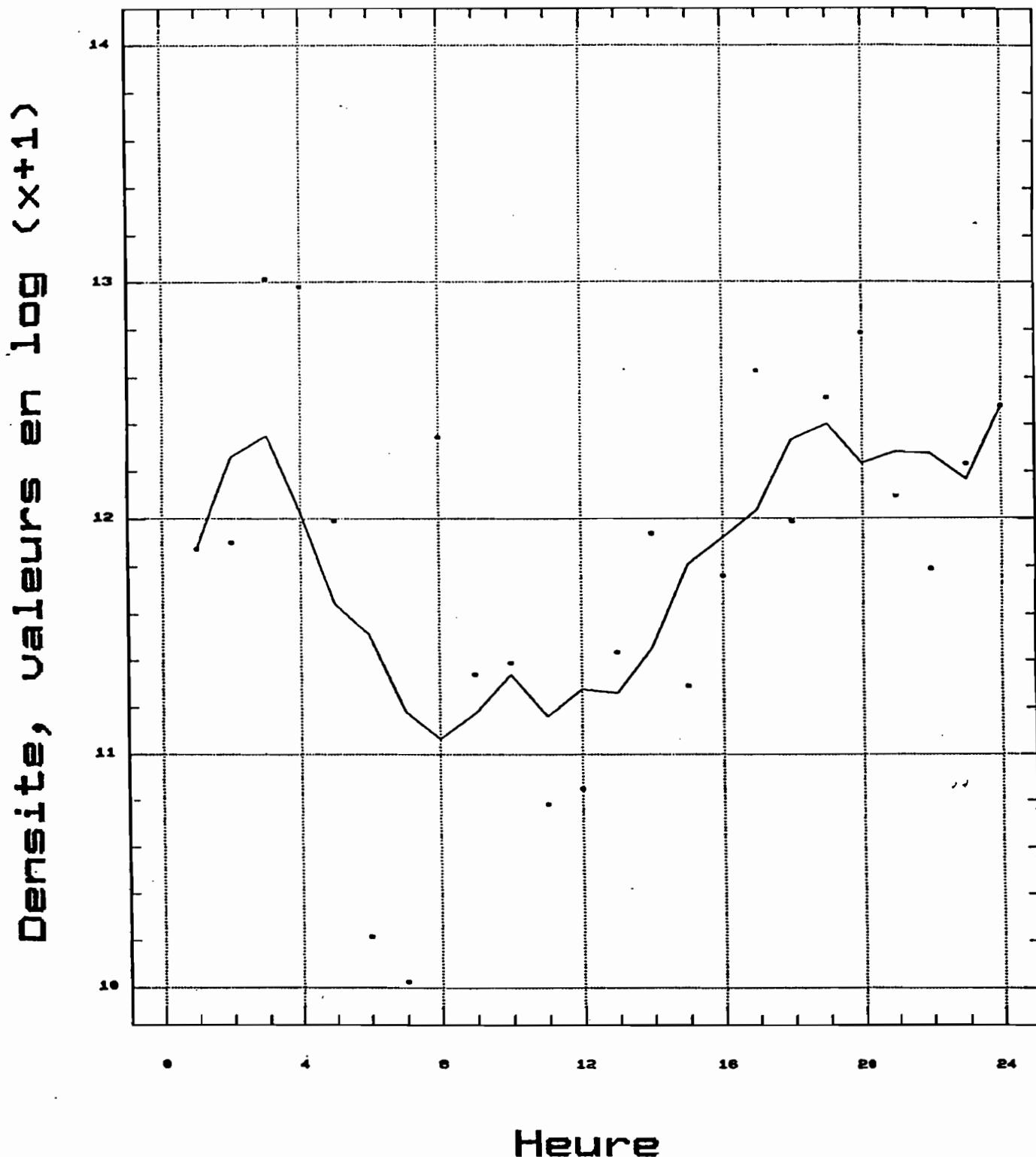
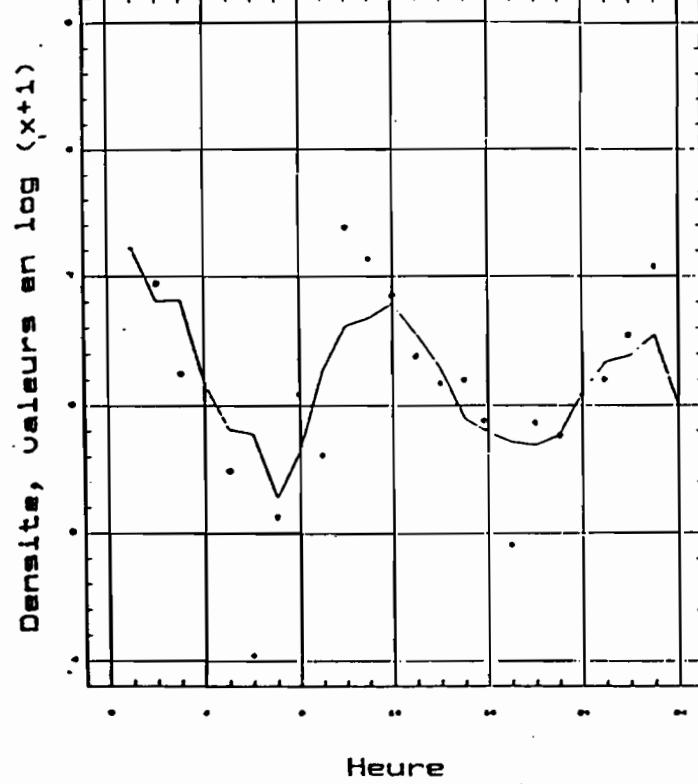
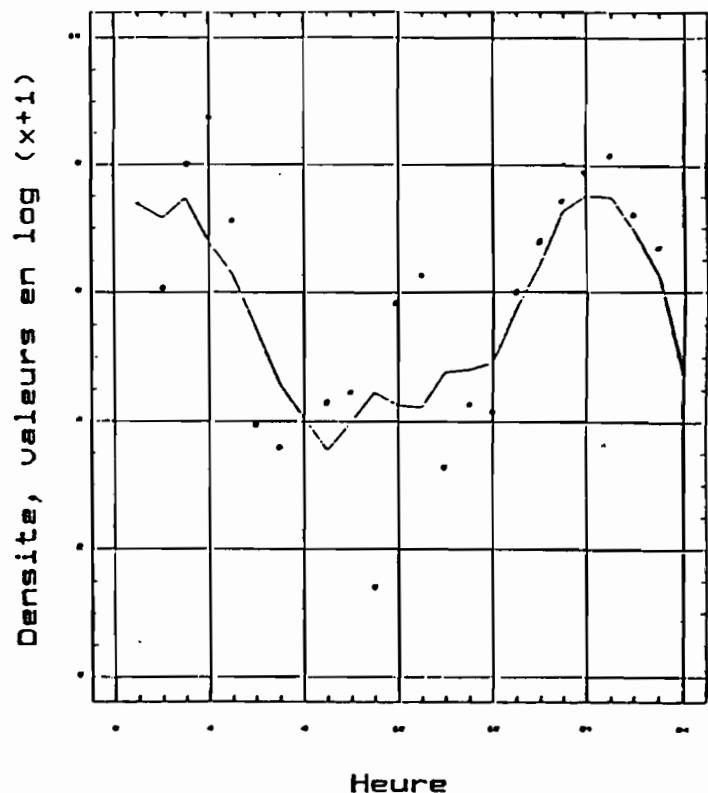


Figure 1.9. Evolution des densités moyennes par heure pour toutes les données de la campagne ECHOVEN 2

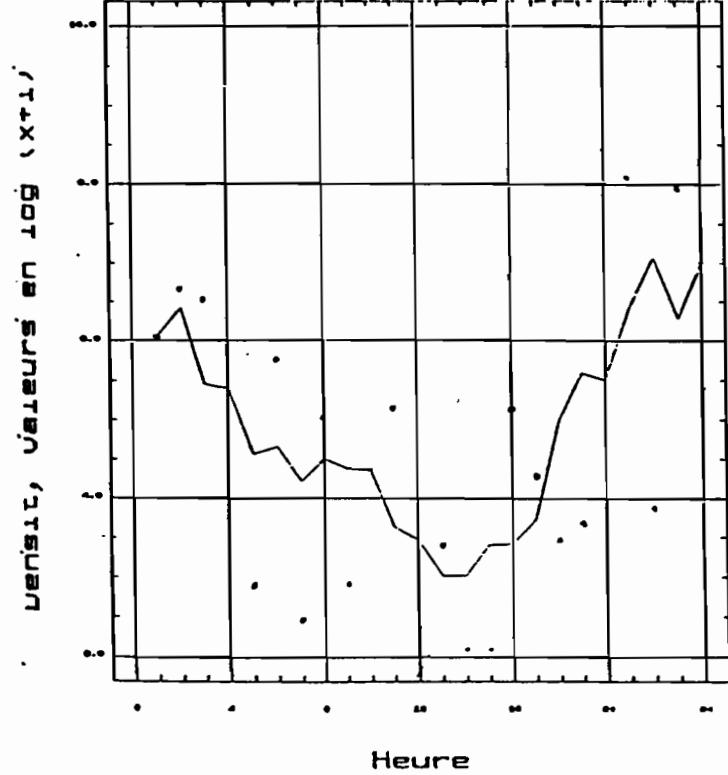
Moyennes mobiles sur 5 valeurs



Moyennes mobiles sur 5 valeurs



Moyennes mobiles sur 5 valeurs



Moyennes mobiles sur 5 valeurs

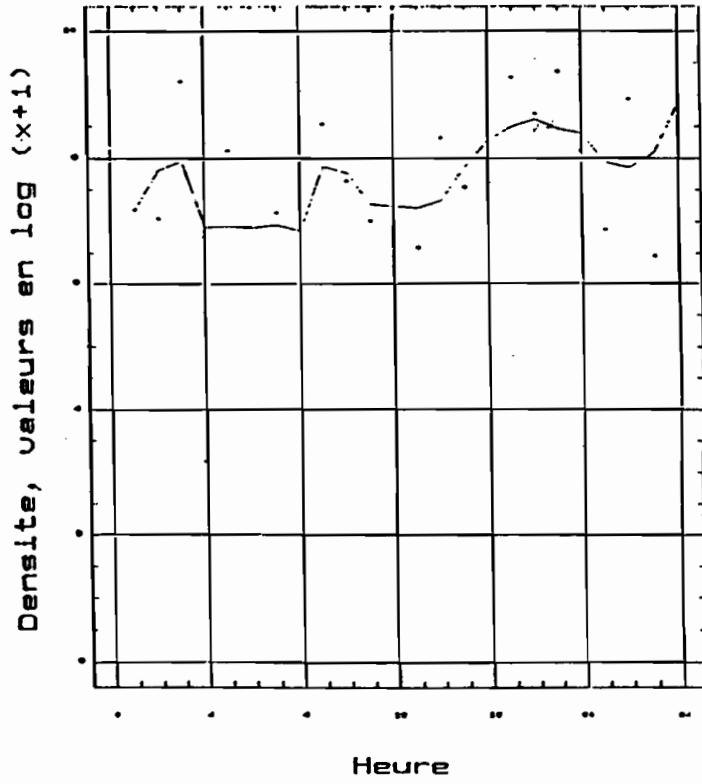


Figure 1.10. Evolution des densités moyennes par heure pour des portions de 48 heures de la campagne ECHOEN 2

Relation jour/nuit par carre

jour

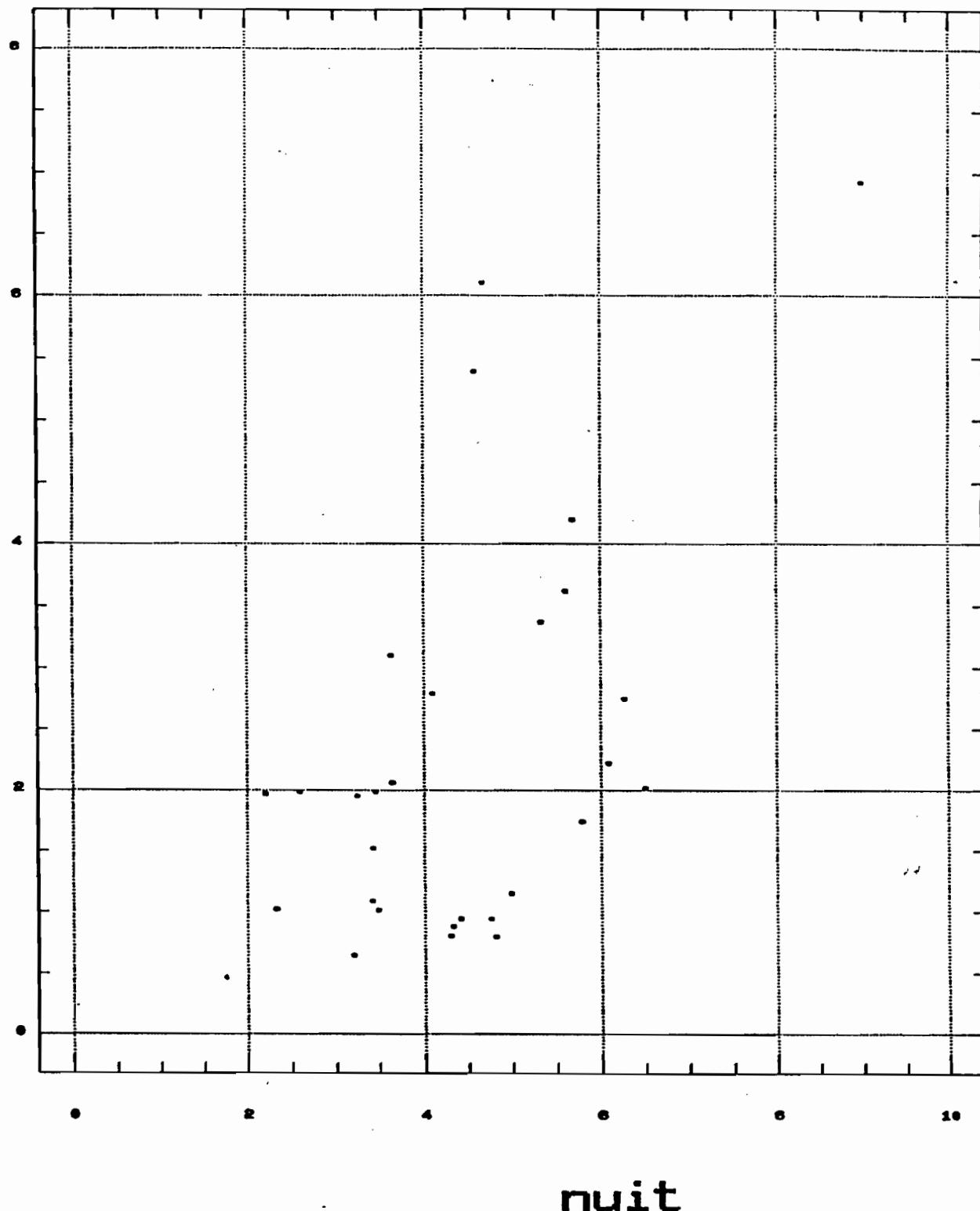


Figure 1.11. Relation entre les logarithmes des valeurs de densité moyenne jour et de nuit par rectangle de 10x20 milles

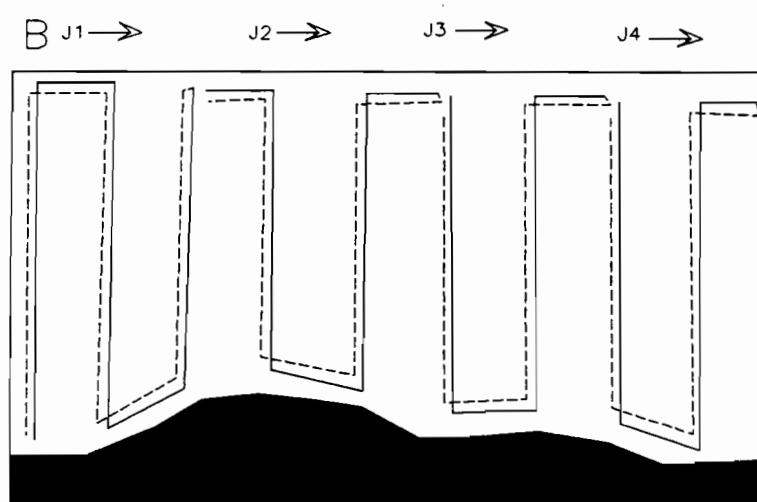
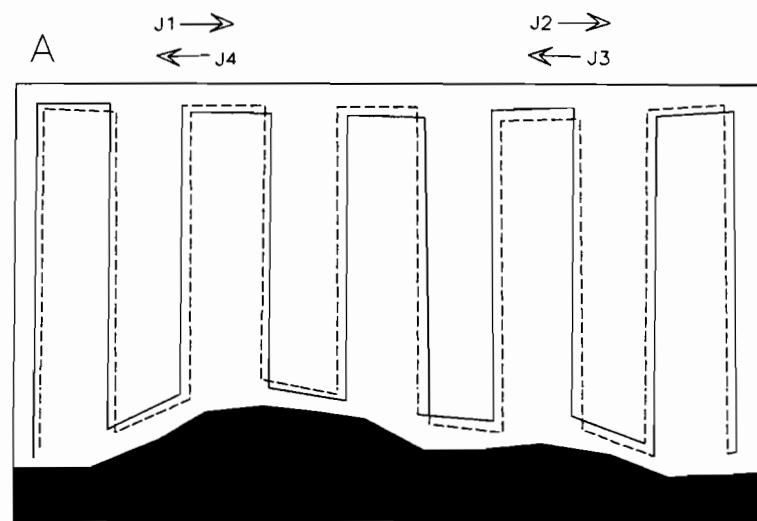


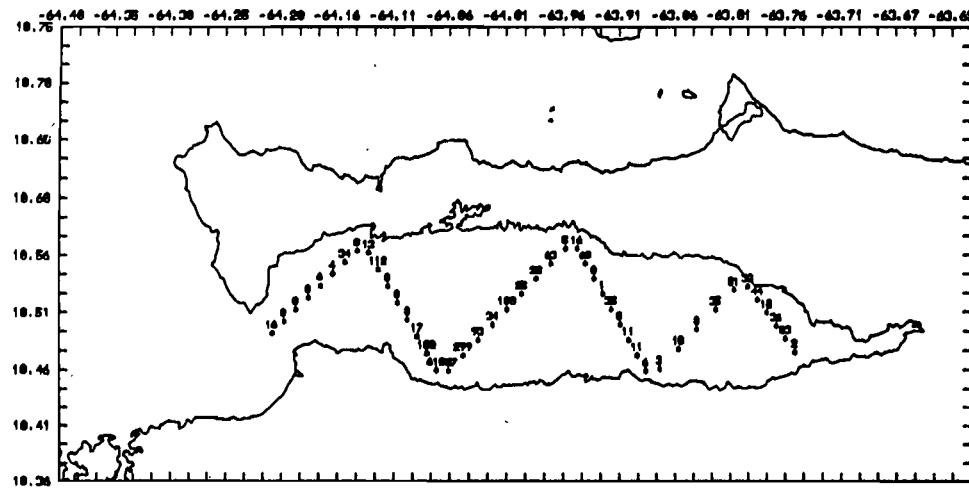
Fig. 1.12. Différents types de prospection
à double couverture jour/nuit

- A. par blocs de 24 heures
B. continu sur toute la zone

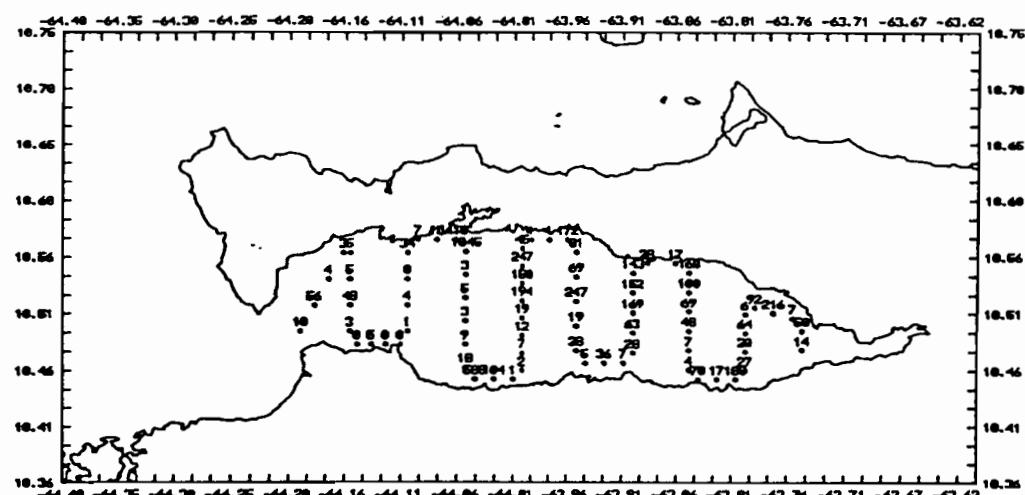
— jour

----- nuit

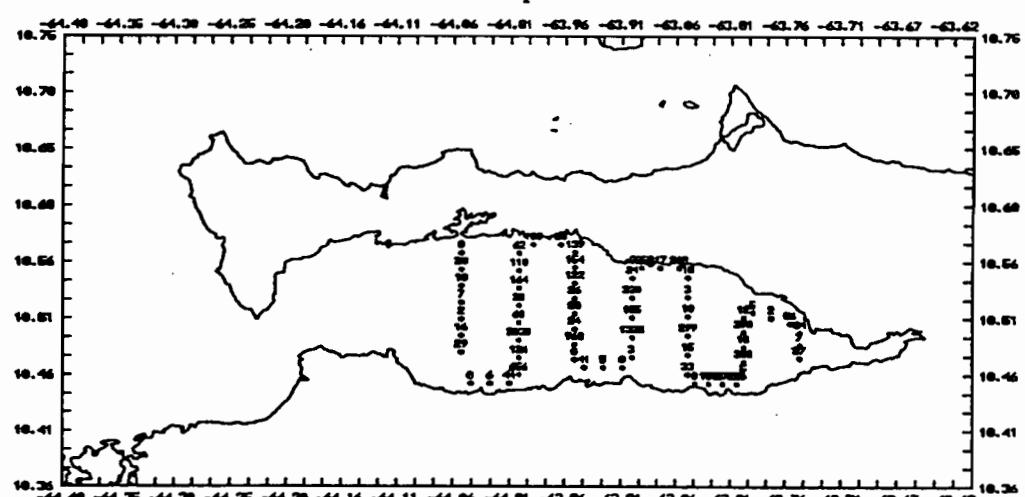
ECOMAR 1 Prospection 1



ECOMAR 3 Prospection Jour 1



ECOMAR 3 Prospection Jour 2



ECOMAR 3 Prospection Jour 3

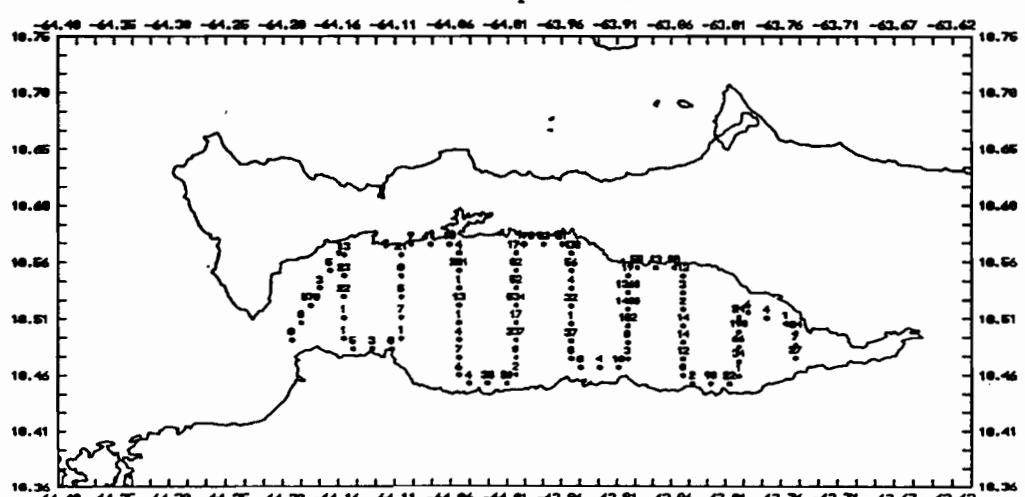
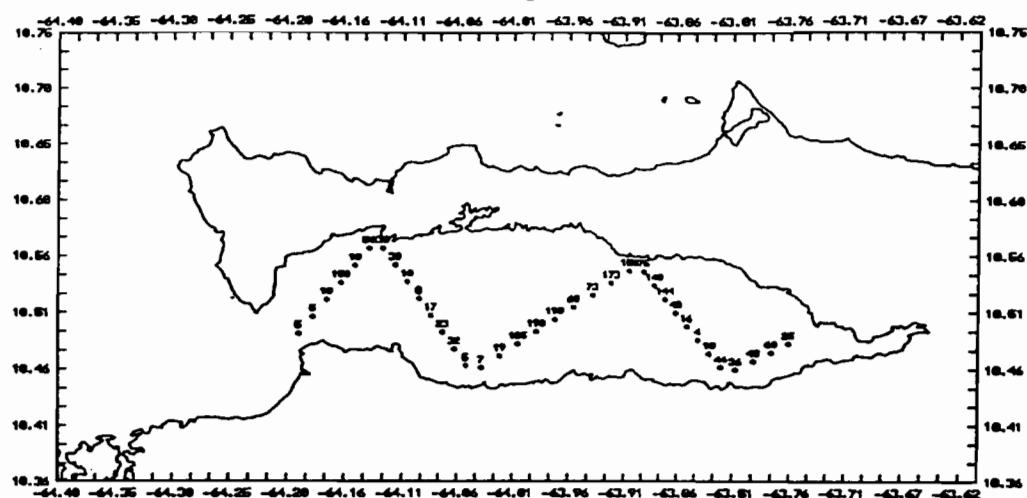


Figure 1.14a. Routes, densités de trois prospections successives
Golfe de Cariaco, ECOMAR 3 (jour)

ÉCOMAR 3 Prospection Nuit 1



ÉCOMAR 3 Prospection Nuit 2

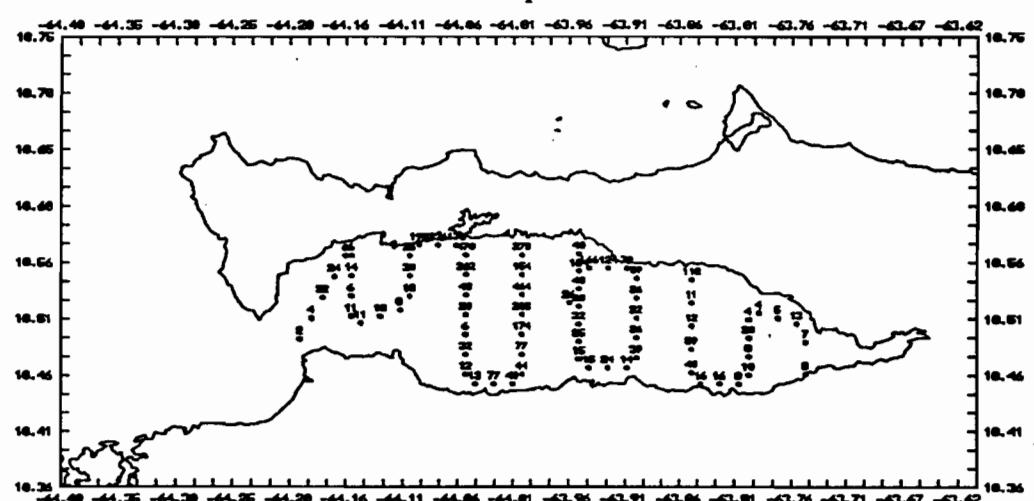
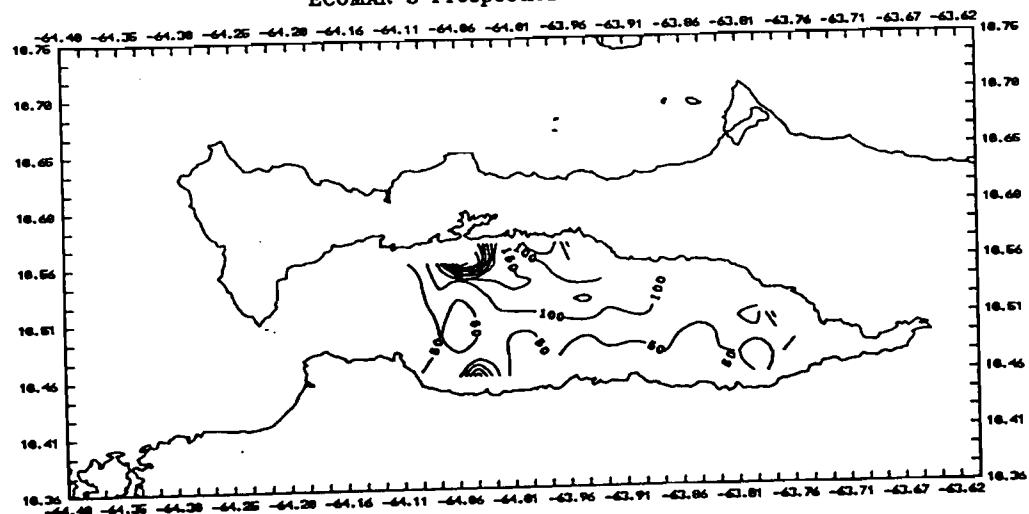
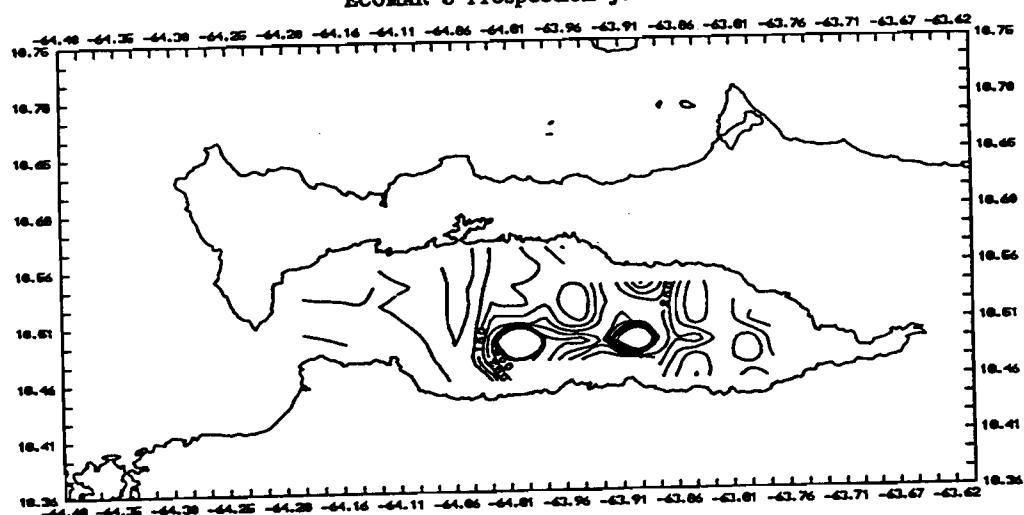


Figure 1.14b. Routes, densités de trois prospections successives
Golfe de Cariaco, ECOMAR 3 (nuit)

ECOMAR 3 Prospection Jour 1



ECOMAR 3 Prospection jour 2



ECOMAR 3 Prospection jour 3

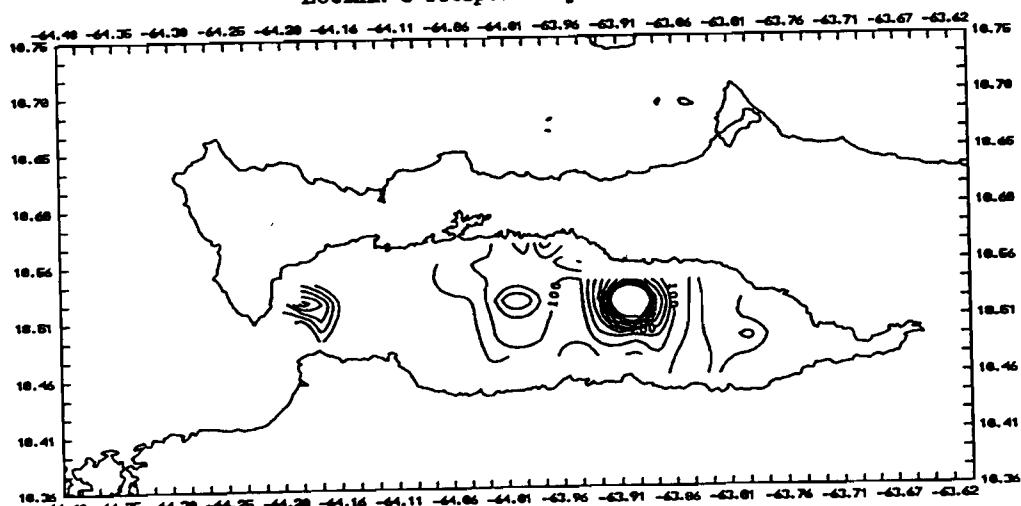
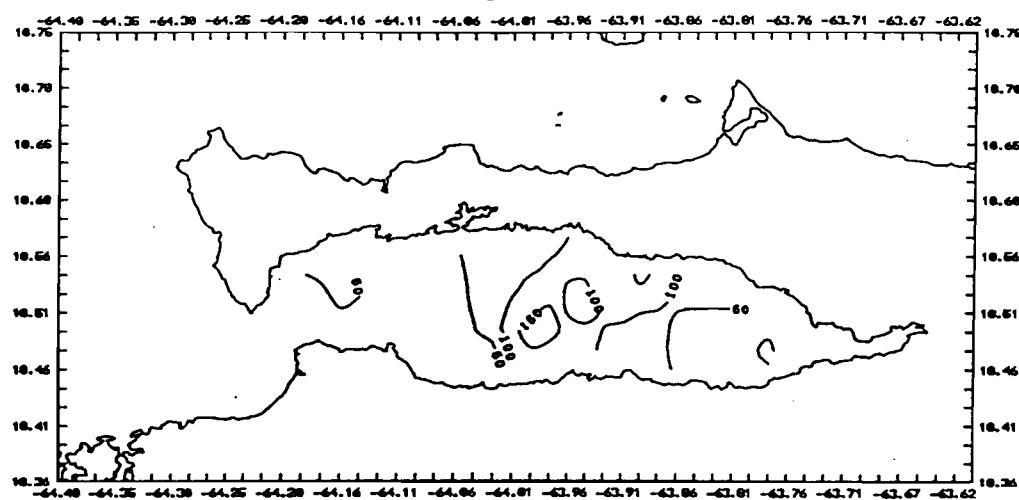


Figure 1.14c. Cartographie des densités de trois prospections successives
Golfe de Cariaco, ECOMAR 3 (jour)

ECOMAR 3 Prospection nuit 1



ECOMAR 3 Prospection nuit 2

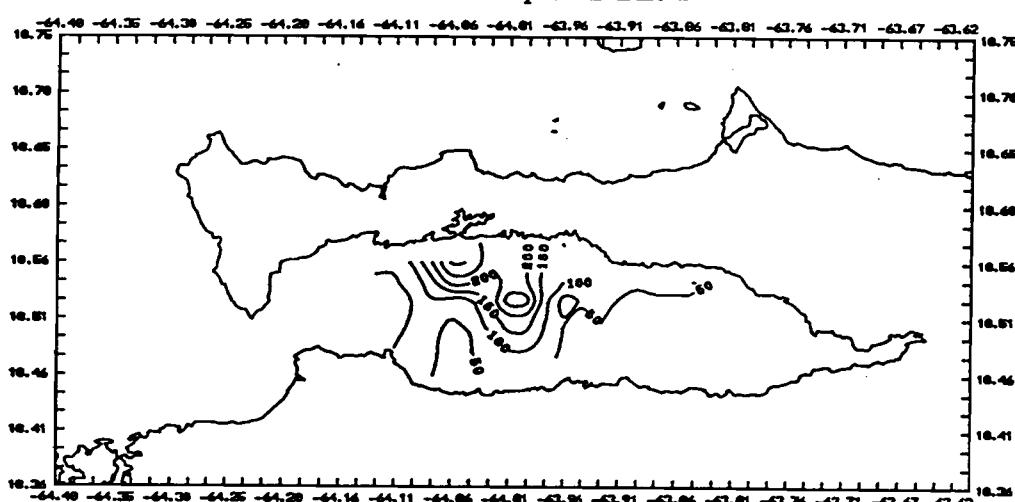


Figure 1.14d. Cartographie des densités de trois prospections successives
Golfe de Cariaco, ECOMAR 3 (nuit)

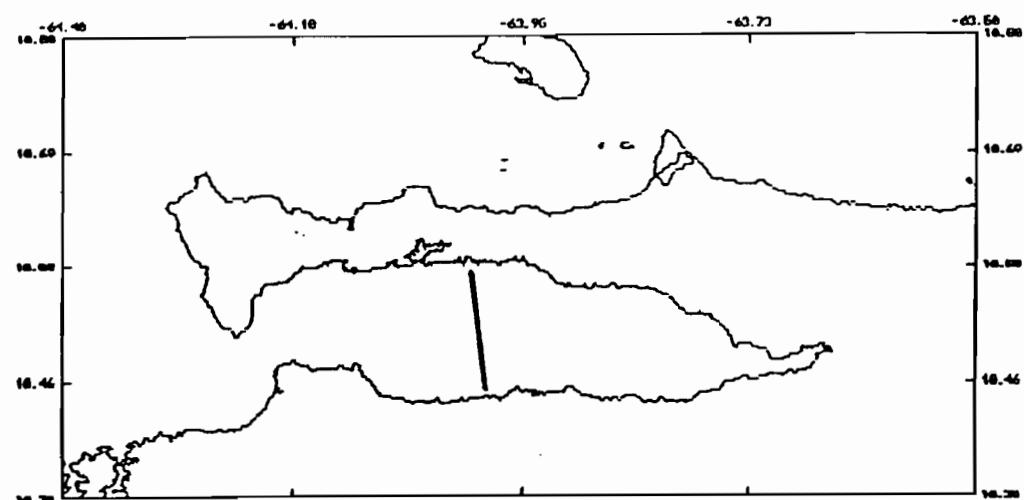


Figure 1.15. Position de la radiale répétée
Golfe de Cariaco, campagne ECHOANT 15

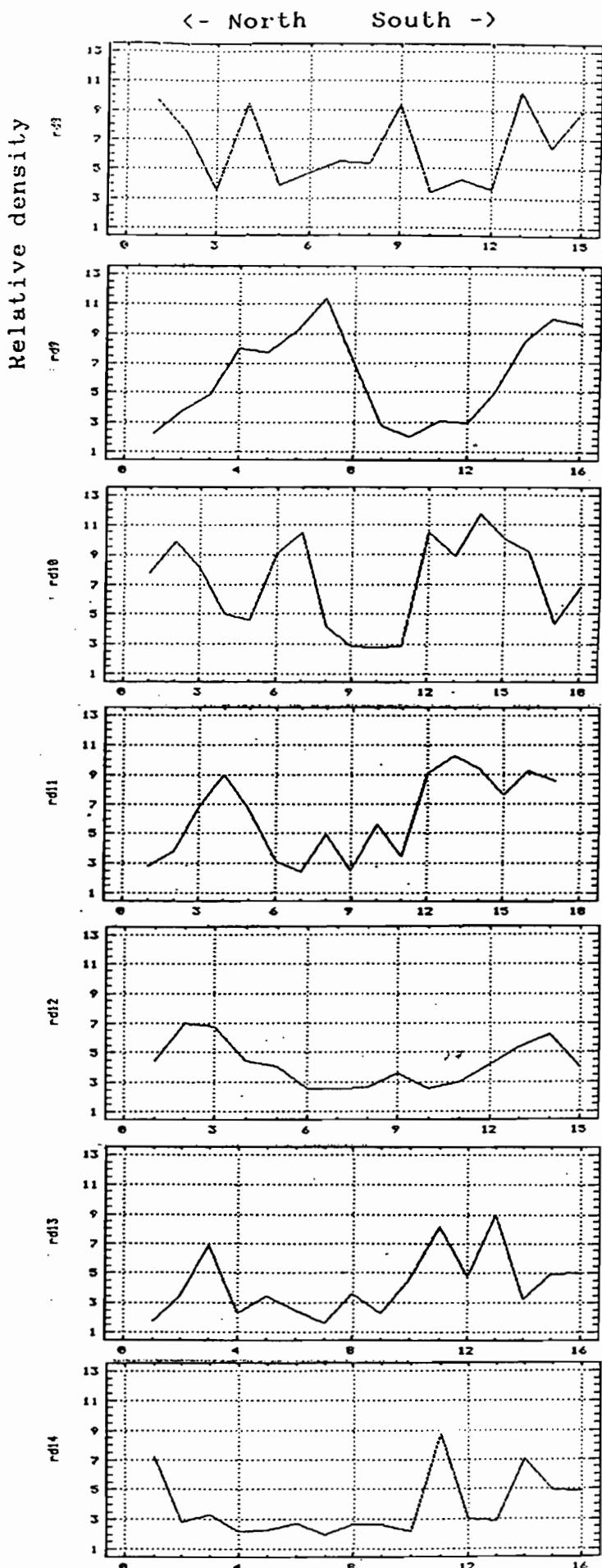
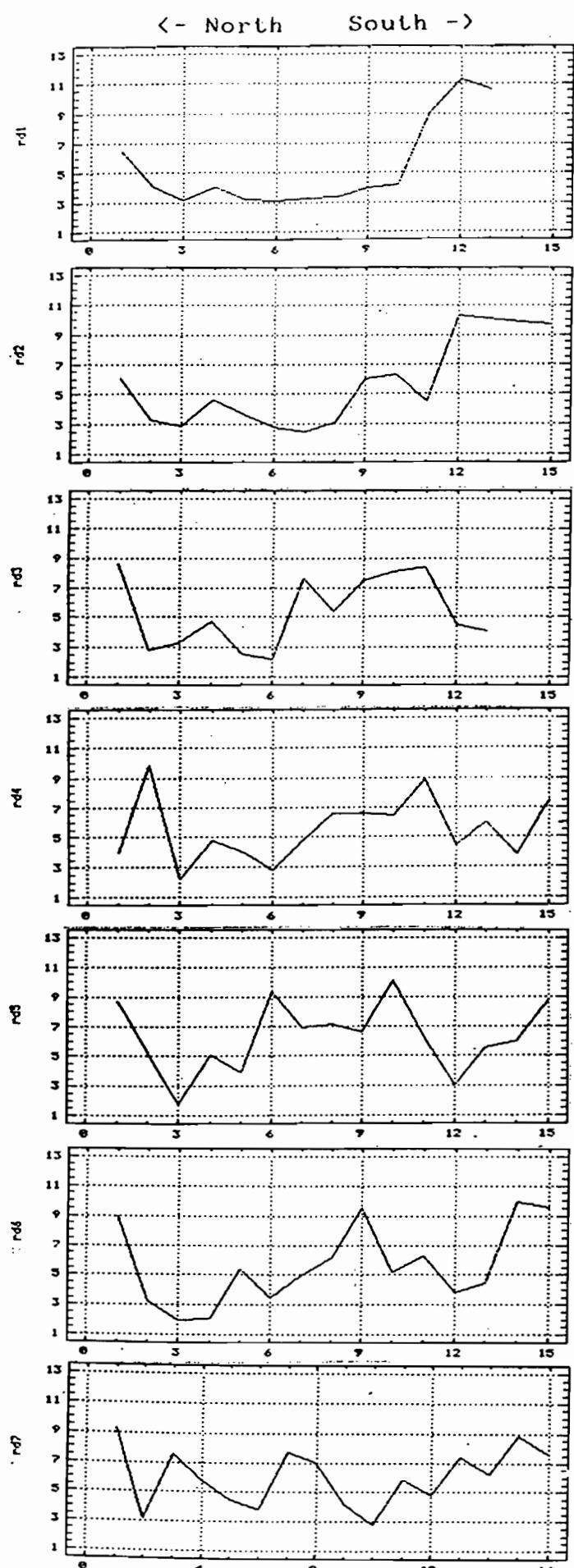
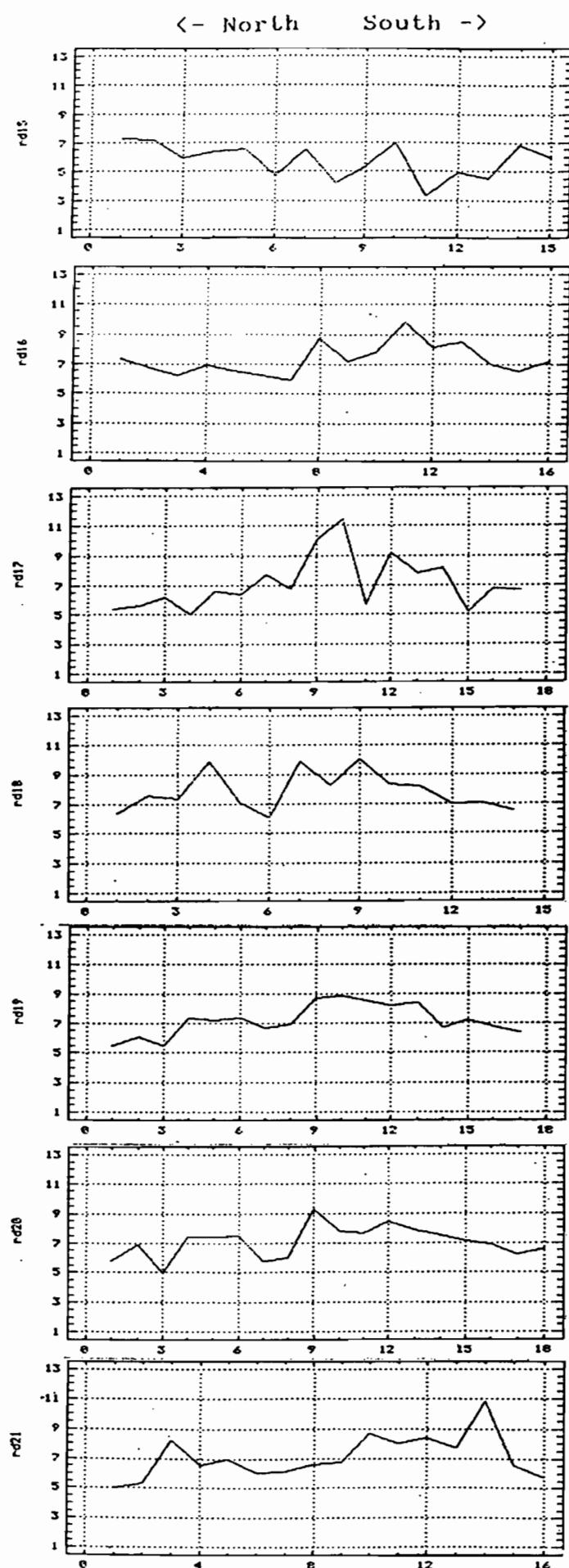


Figure 1.16a. Distribution de la densité le long des radiales successives 1 à 14
(valeurs relatives en logarithmes)



Relative density

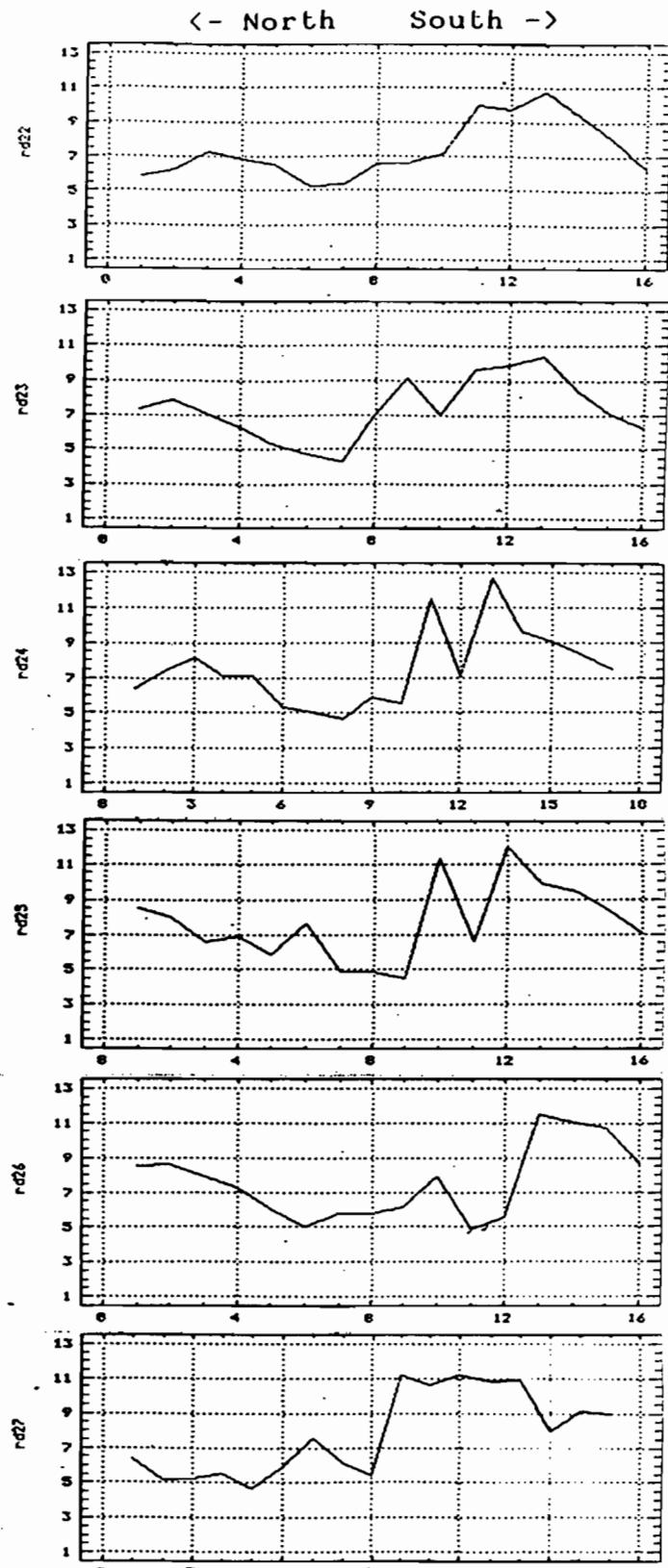


Figure 1.16b. Distribution de la densité le long des radiales successives 15 à 27
(valeurs relatives en logarithmes)

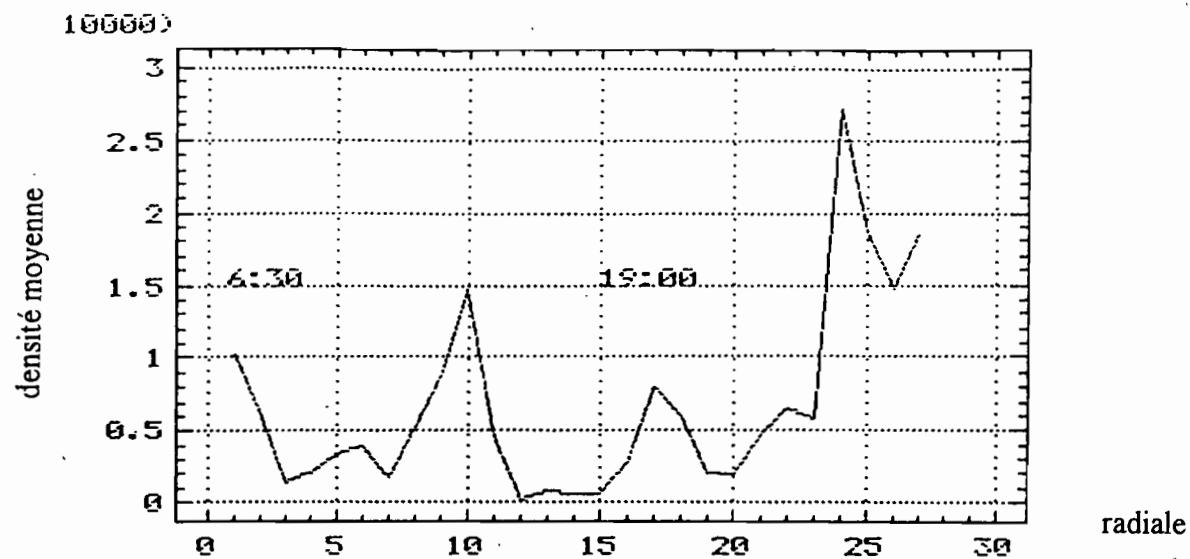


Figure 1.17. Densité moyenne par radiale (ECHOANT 15)

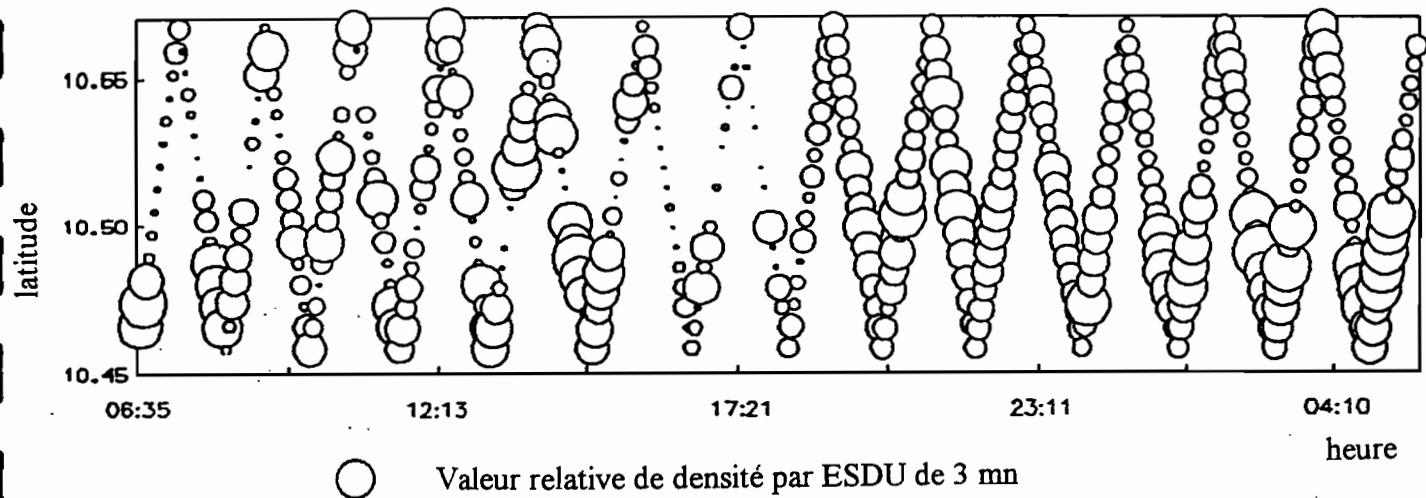


Figure 1.18. Représentation spatio-temporelle des variations de biomasse par ESDU

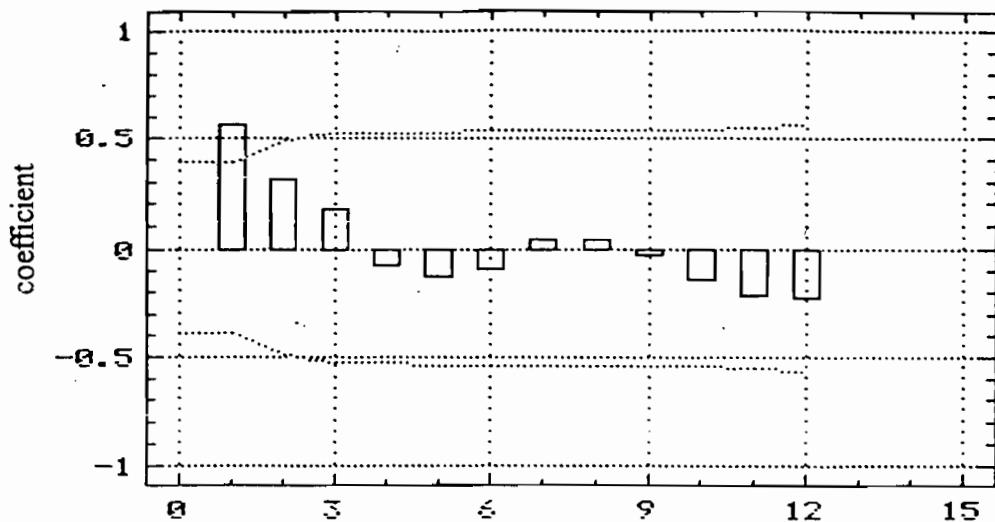


Figure 1.19. Autocorrélogramme des densités moyennes par radiales.

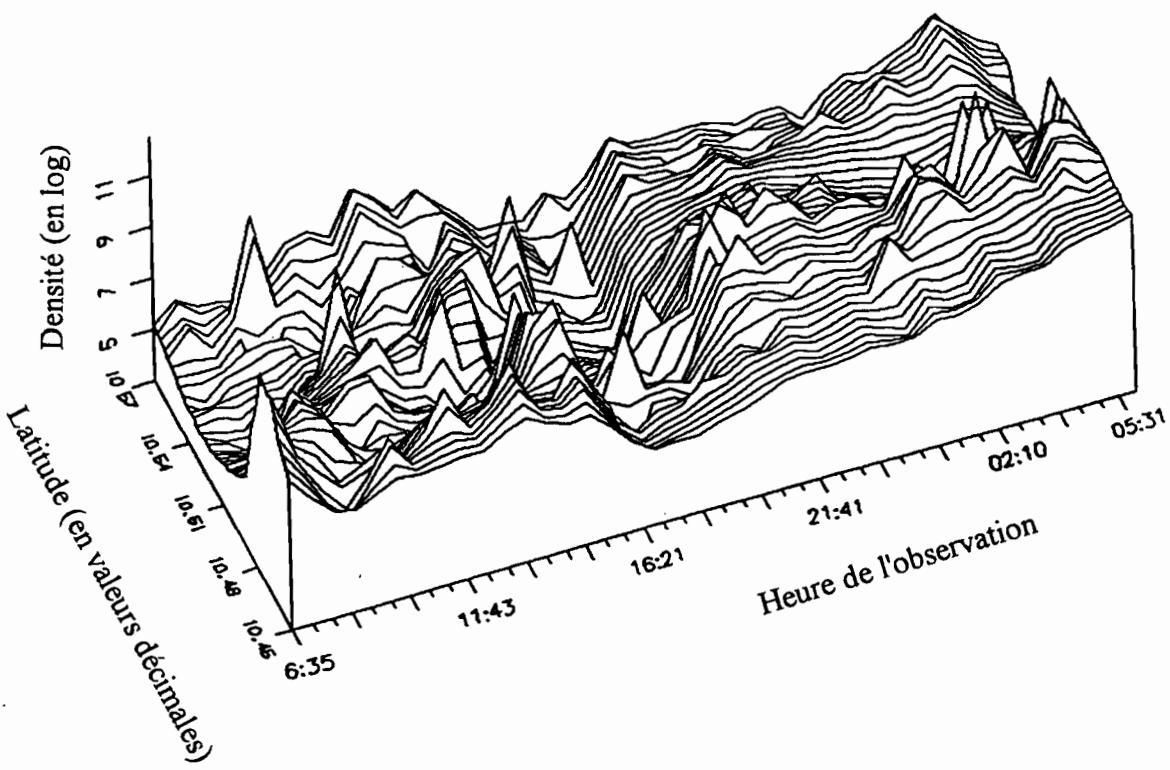


Figure 1.20. Représentation tri-dimensionnelle de la variabilité spatio-temporelle de la densité le long des radales

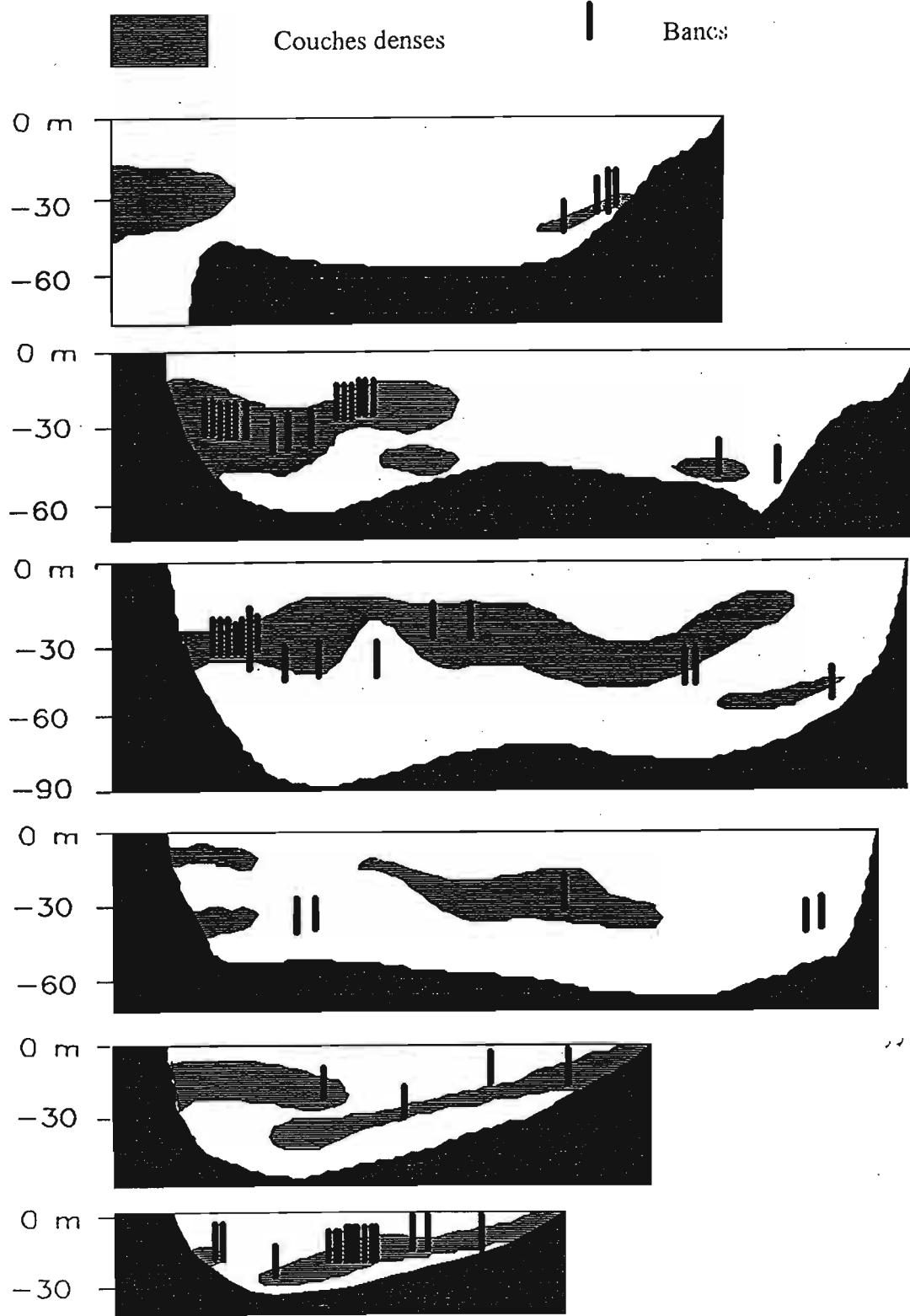


Figure 1.21. Répartition bathymétrique des bancs dans le golfe de Cariaco le long des radiales parcourues durant ECOMAR 1 (cf. fig. 13)

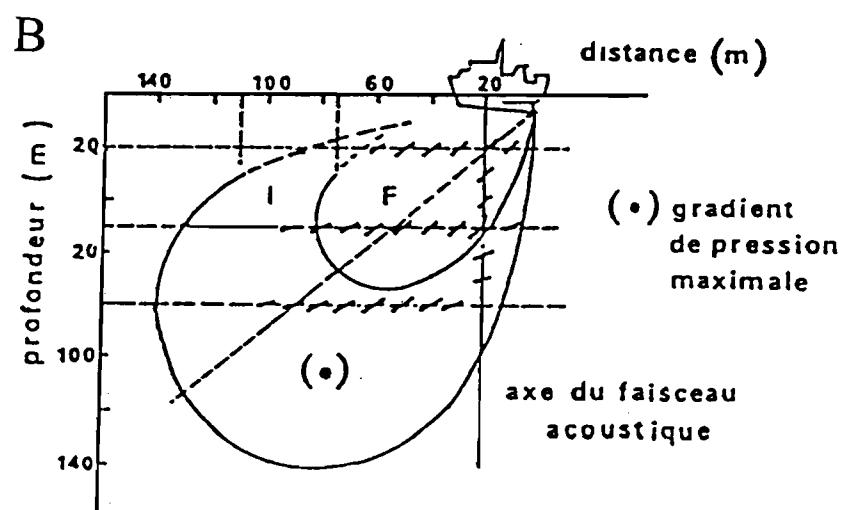
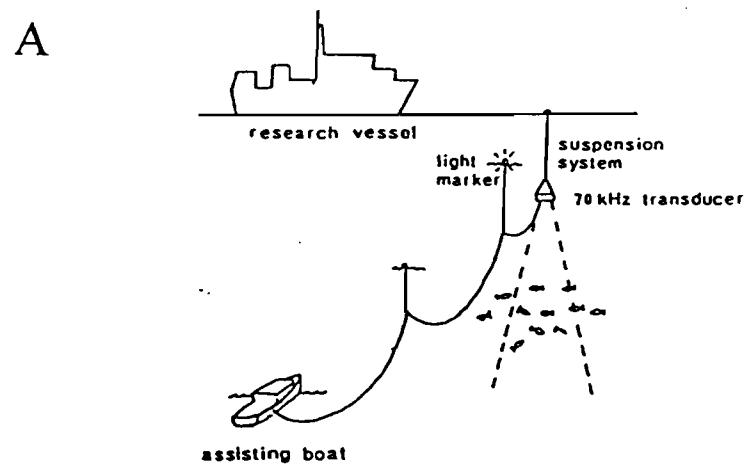


Figure 1.22. Schéma du comportement d'évitement des poissons en fonction d'un gradient sonore (d'après Olsen *et al.*, 1983)

- A. Schéma du protocole expérimental
- B. Description du modèle liant orientation des poissons et gradient sonore généré par le navire

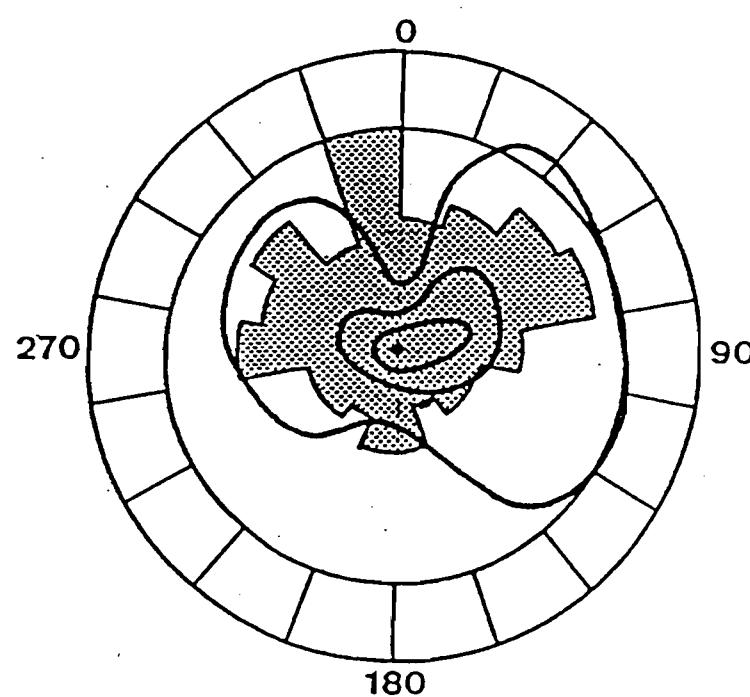
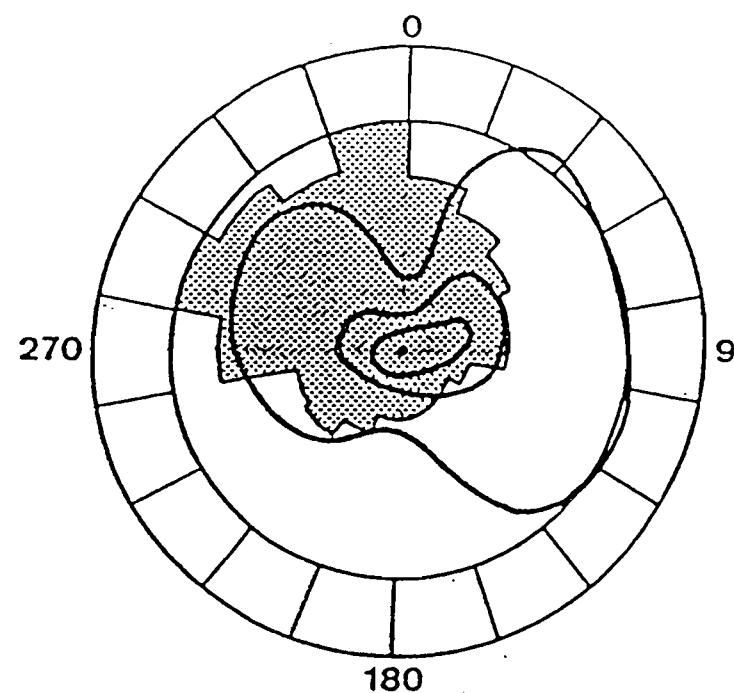


Figure 1.23. Relation entre bruit du navire et évitement horizontal des bancs
gradient de pression sonore (d'après Urick, 1975)
proportion des bancs en évitement dans le secteur considéré
(d'après Misund, 1987)

A. bancs capturés à la senne
B. bancs libres

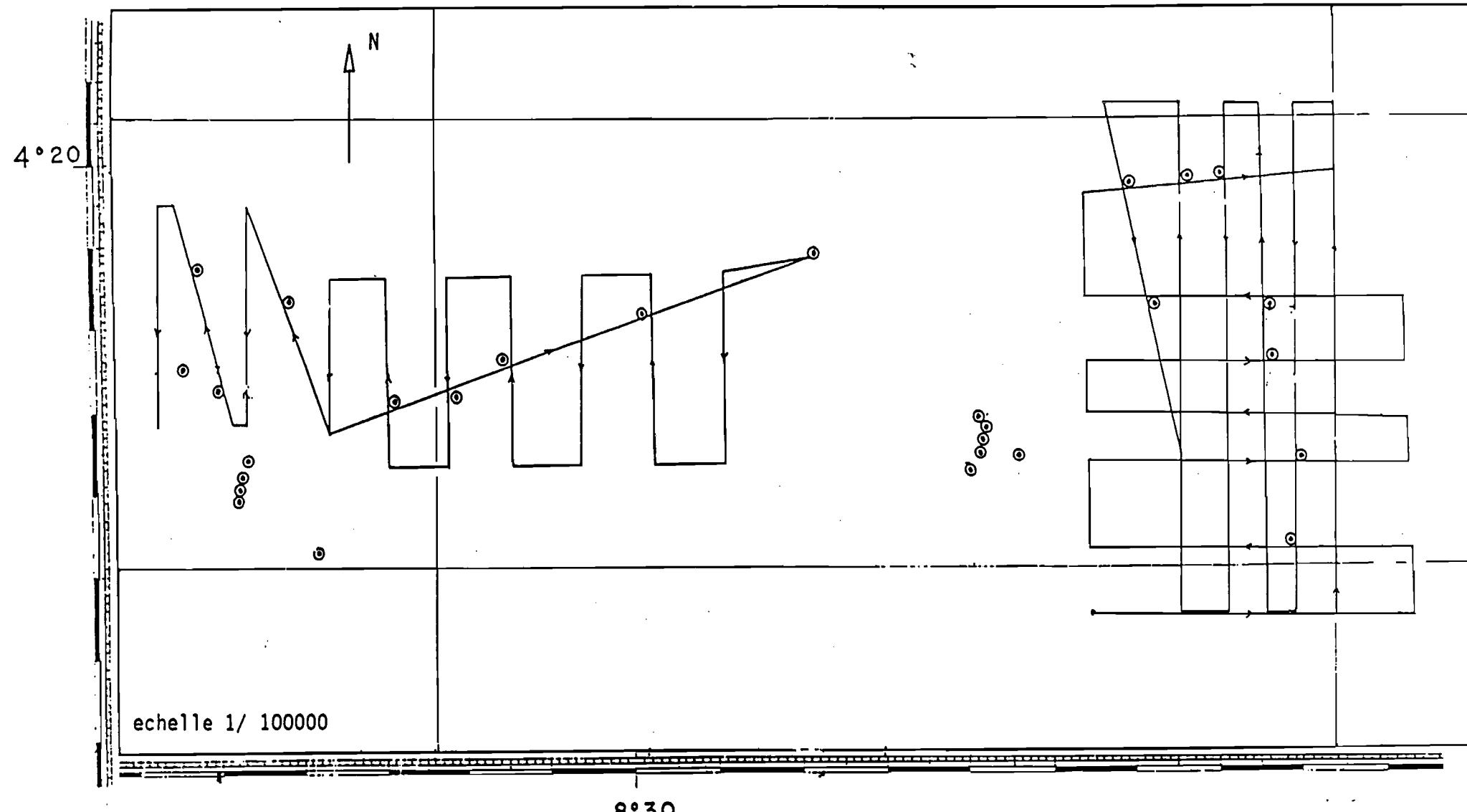


Figure 1.24. Cartographie de la zone de prospection autour des plateformes pétrolières (campagne ELF BIO). Radiales parcourues par le Nizery en écho-intégration et localisation des plateformes.

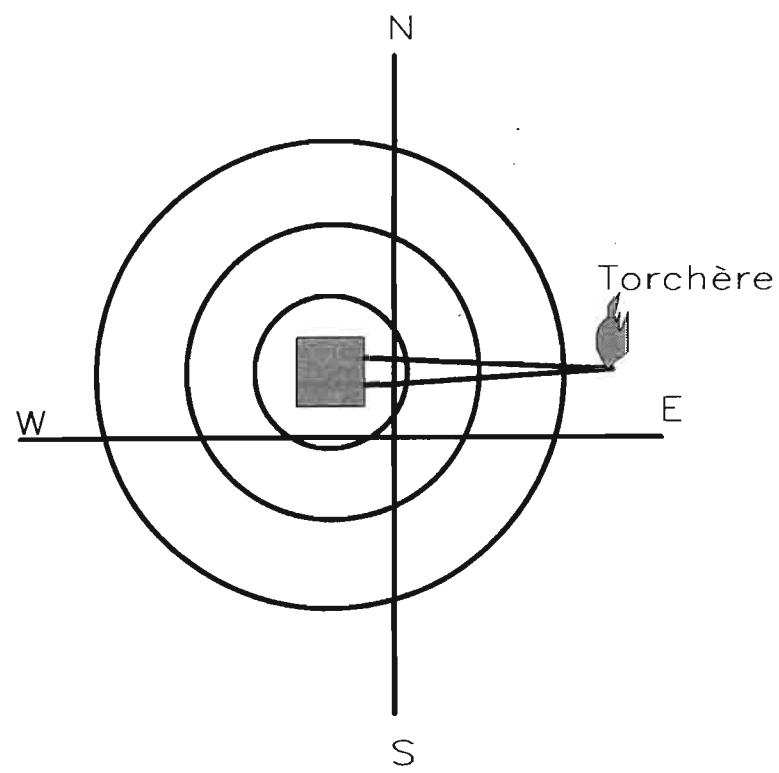


Figure 1.25. Schéma de prospection autour des plateformes avec un dinghy

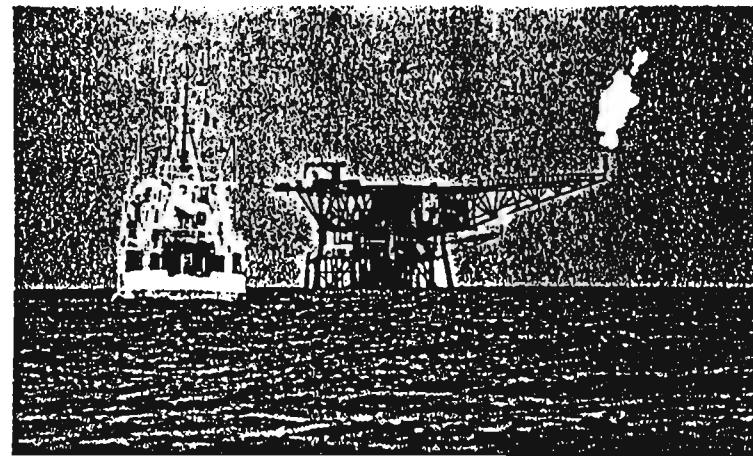
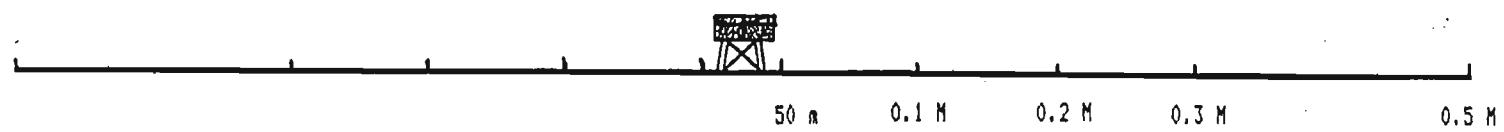


Figure 1.26. Schéma de radiale parcourue par le N/O Nizery
le long d'une plateforme (campagne ELF BIO)

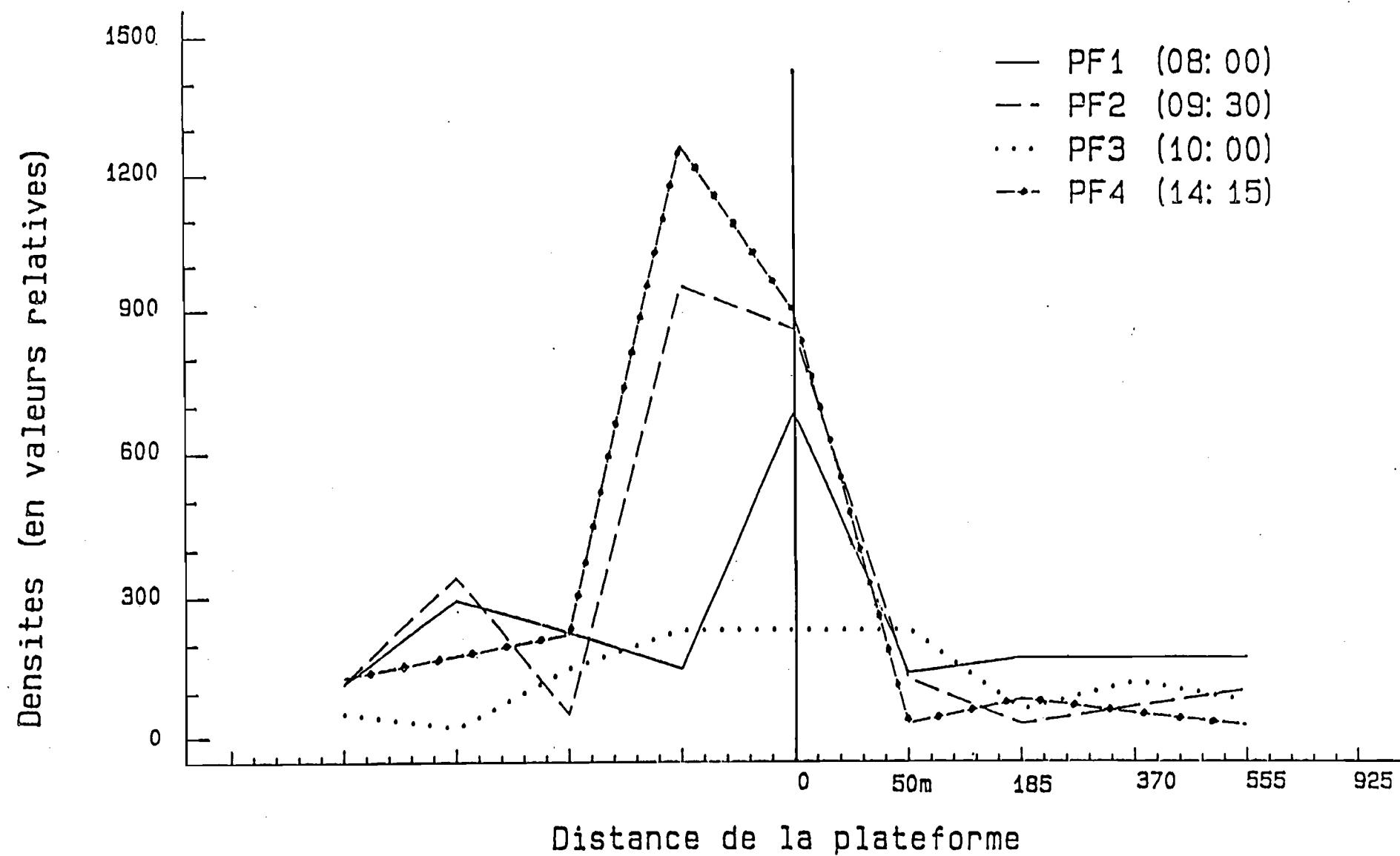


Figure 1.27. Densités enregistrées le long de 4 radiales centrées sur 4 plateformes différentes (jour)

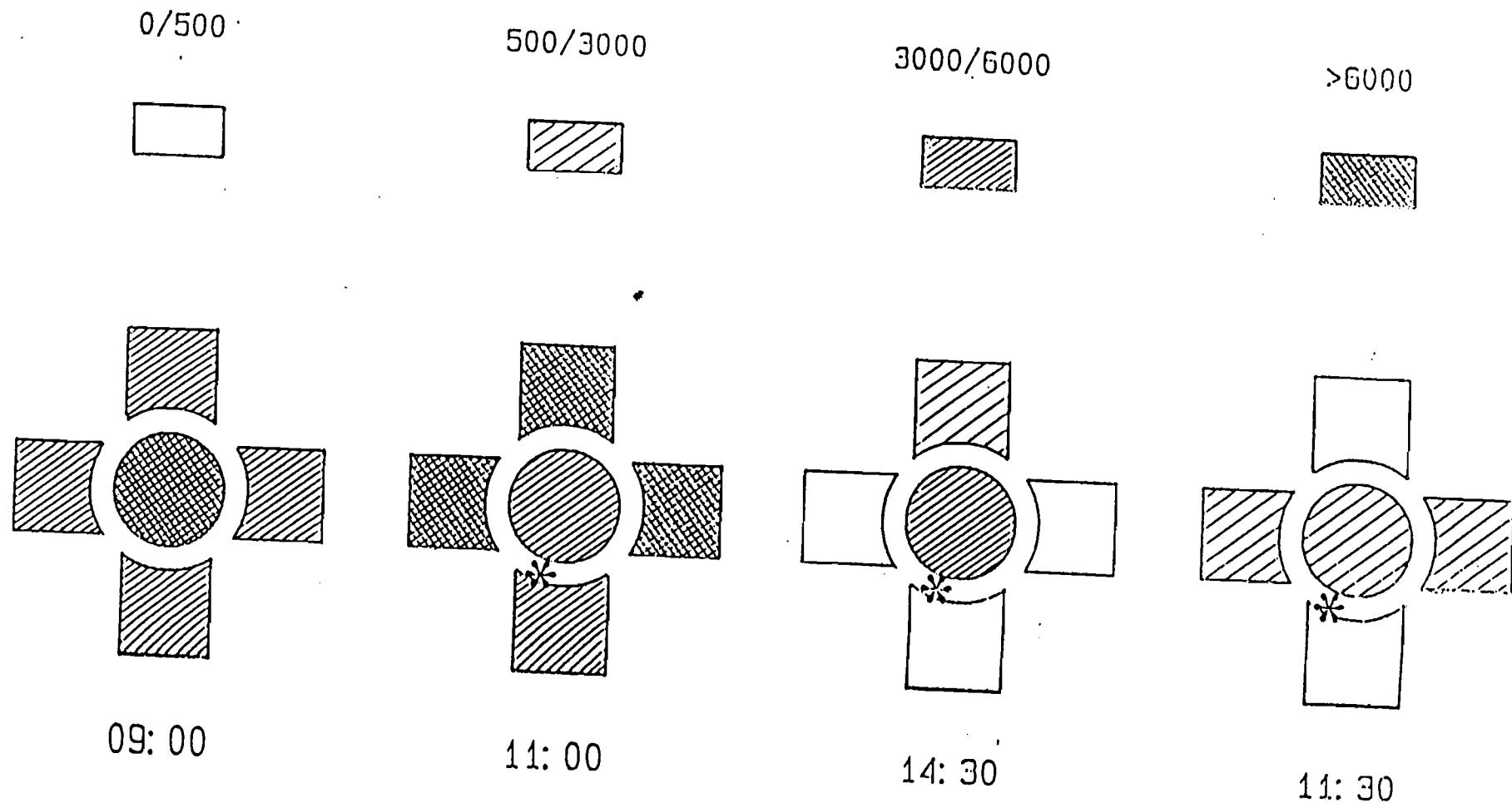


Figure 1.28. Evolution des densités autour d'une plateforme soumise à un stimulus sonore pendant 24 heures (signal de 250 Hz)
 * point d'émission

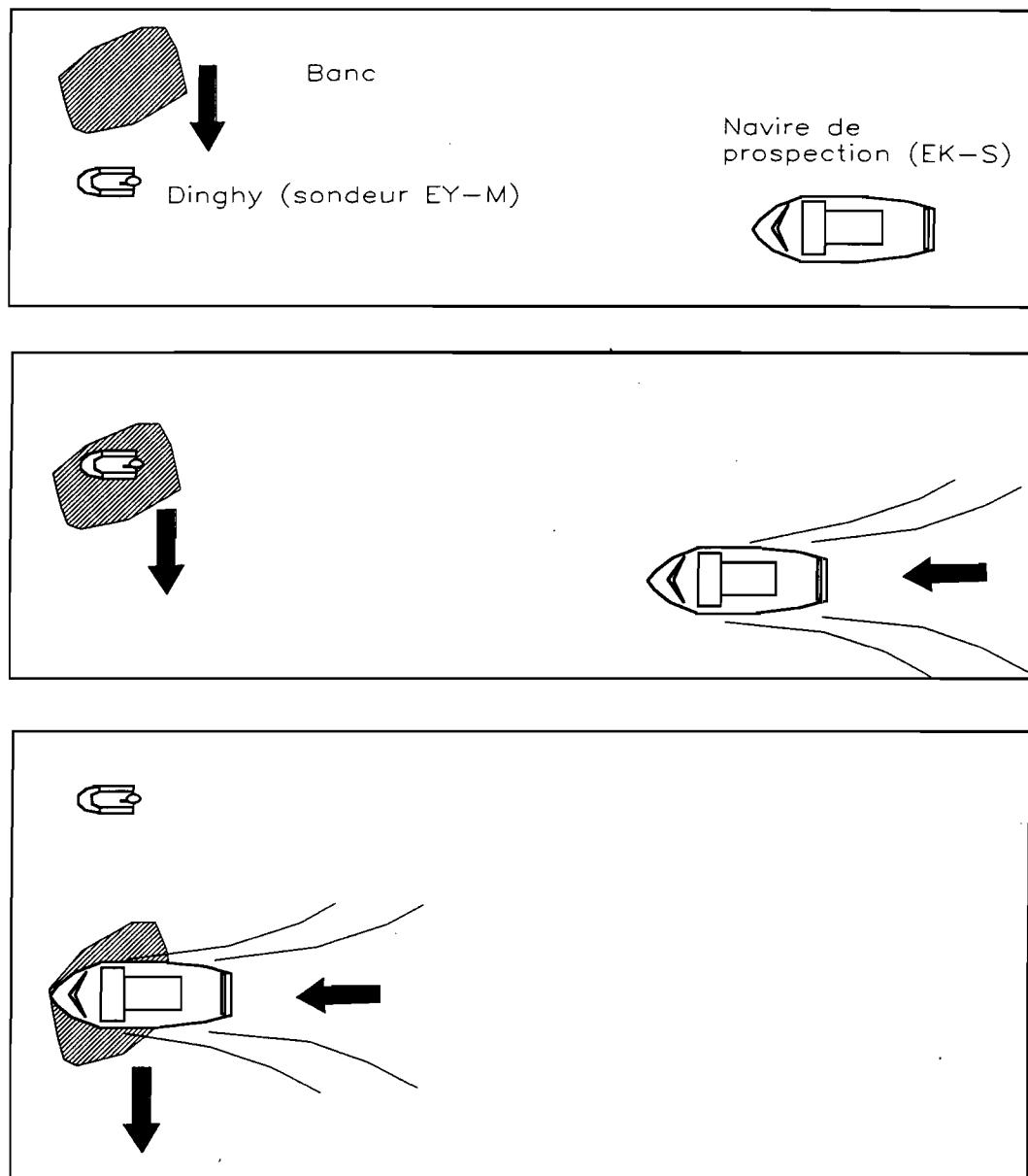


Figure 1.29. Méthodologie d'observation des bancs non perturbés et effet d'une perturbation.

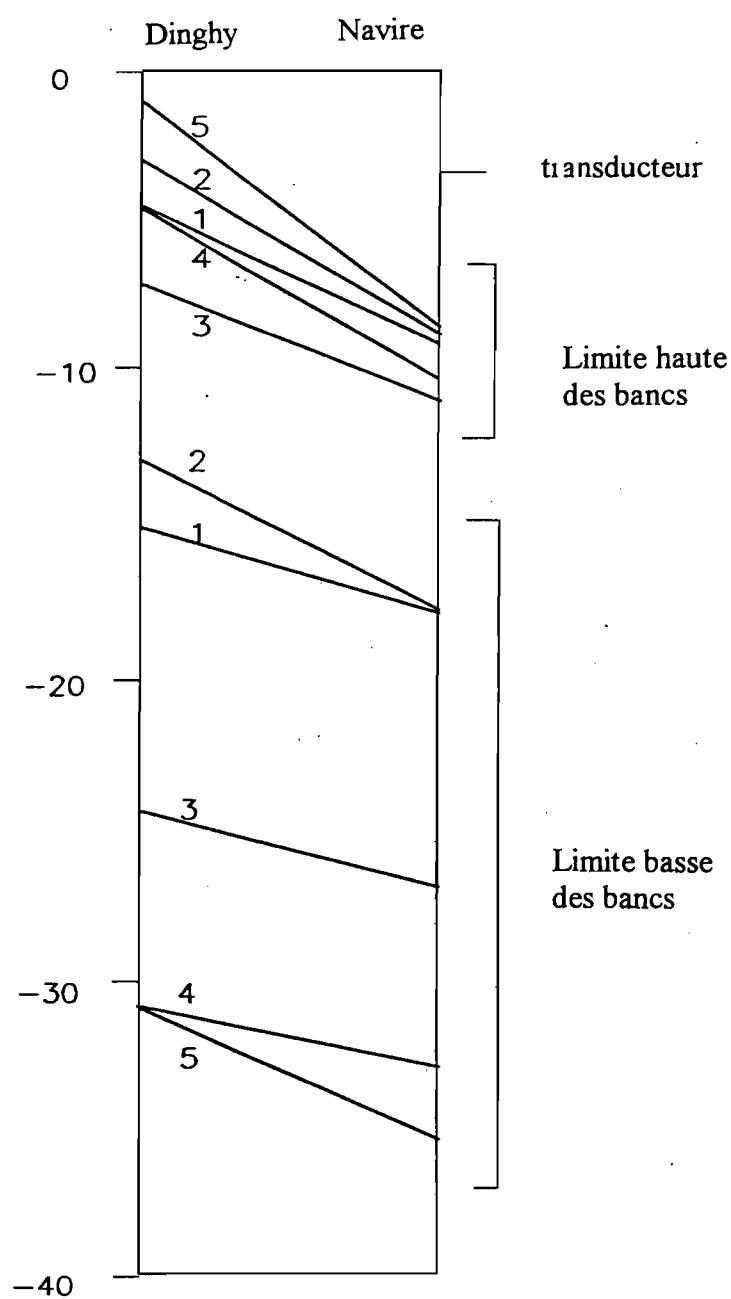


Figure 1.30. Plongée des bancs sous un navire de recherches

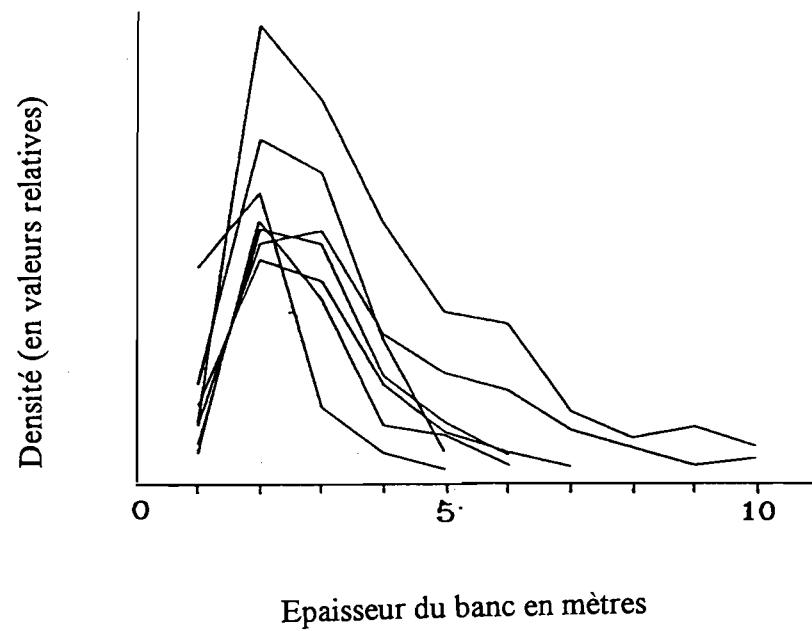
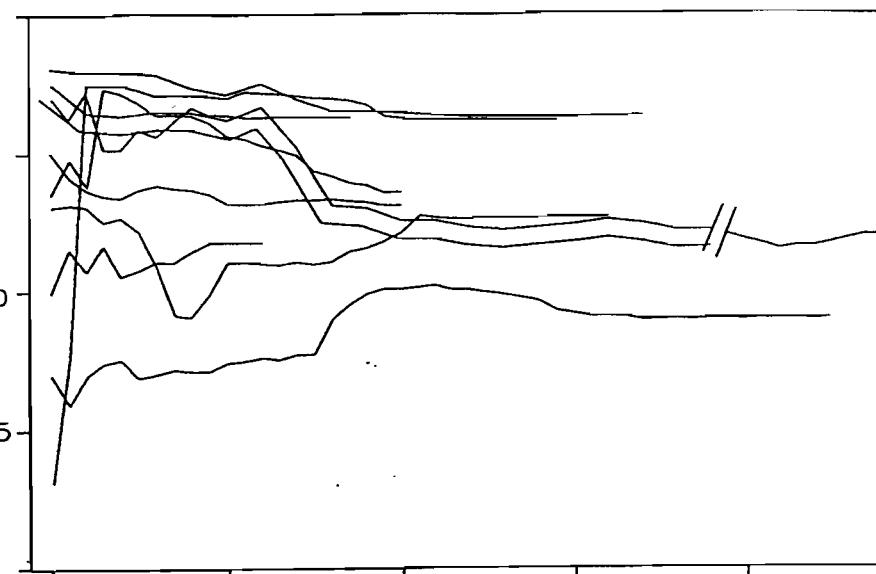
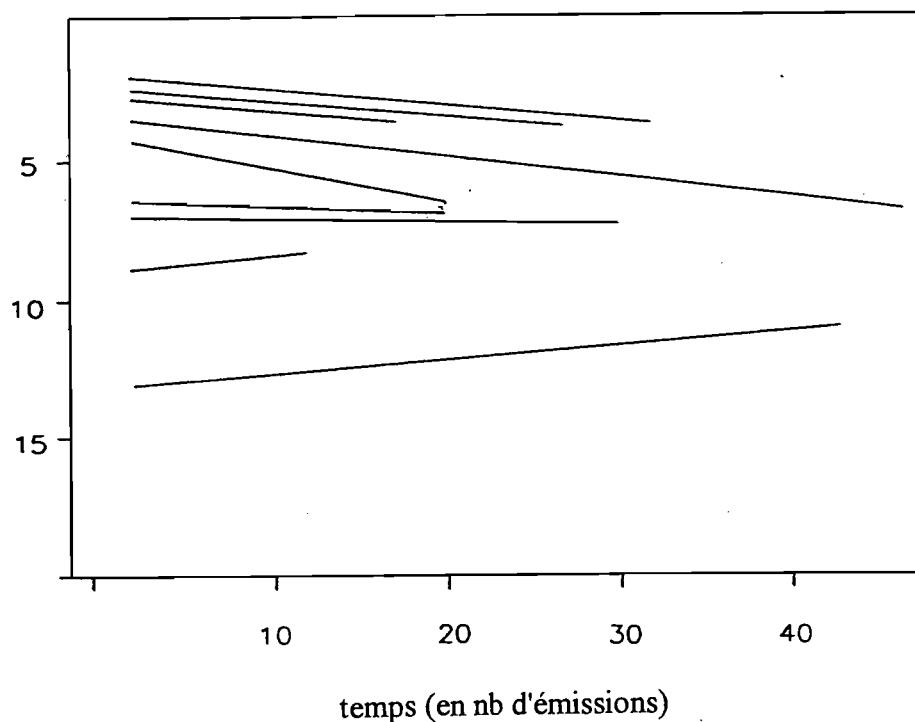


Figure 1.31. Compression de la partie haute des bancs observés au sondeur vertical sous un navire de prospection

Position du centre de gravité du banc (en m sous la surface)



A



B

Figure 1.32. Plongée du centre de gravité des bancs
sous un navire de recherches
A. densité par émission
B. plongée totale du centre de gravité

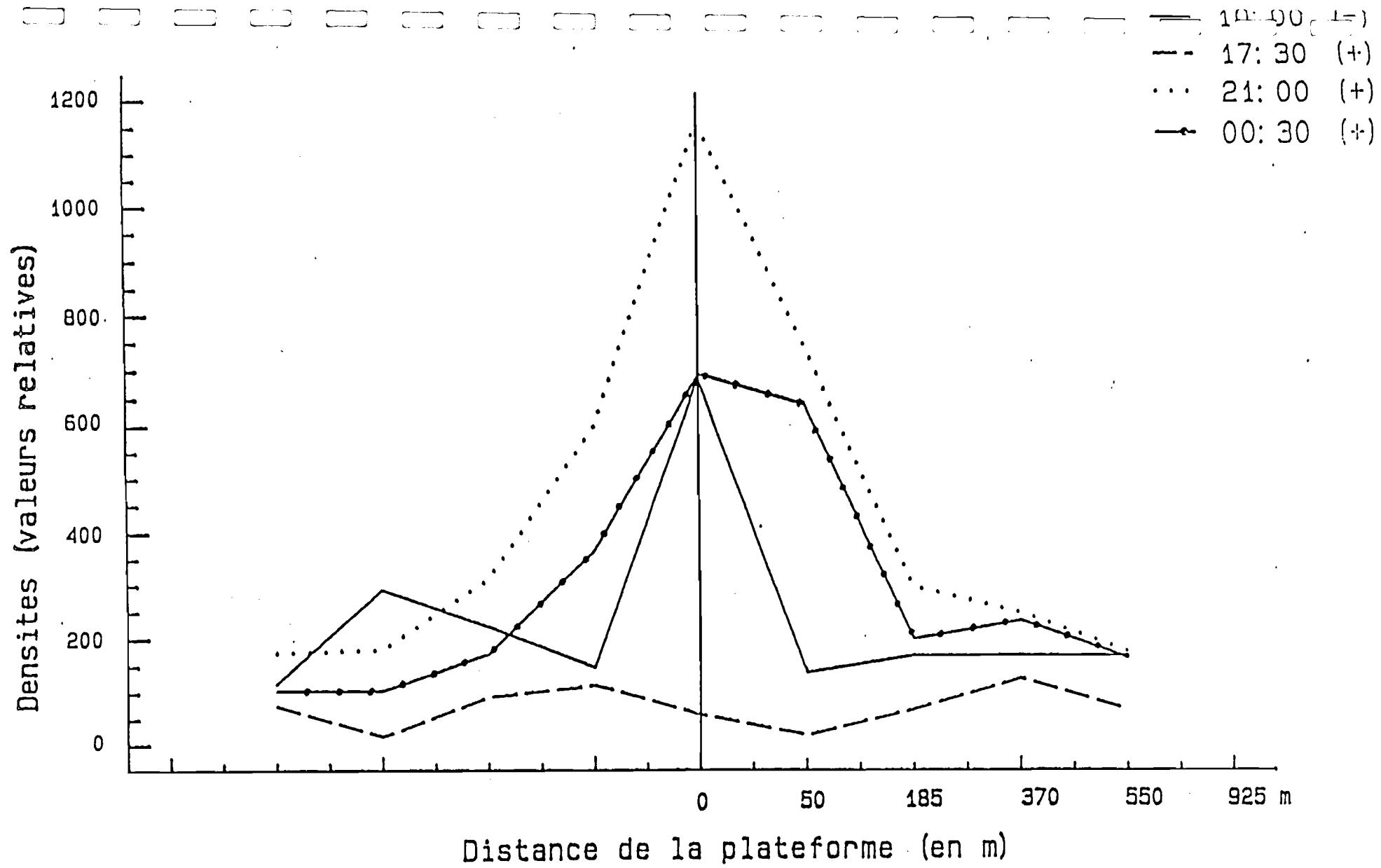


Figure 1.33. Densités le long de radiales successives centrées sur une plateforme pétrolière (ELFBIO)
 (-) sans émission de bruits d'orques
 (+) avec émission de bruits d'orques

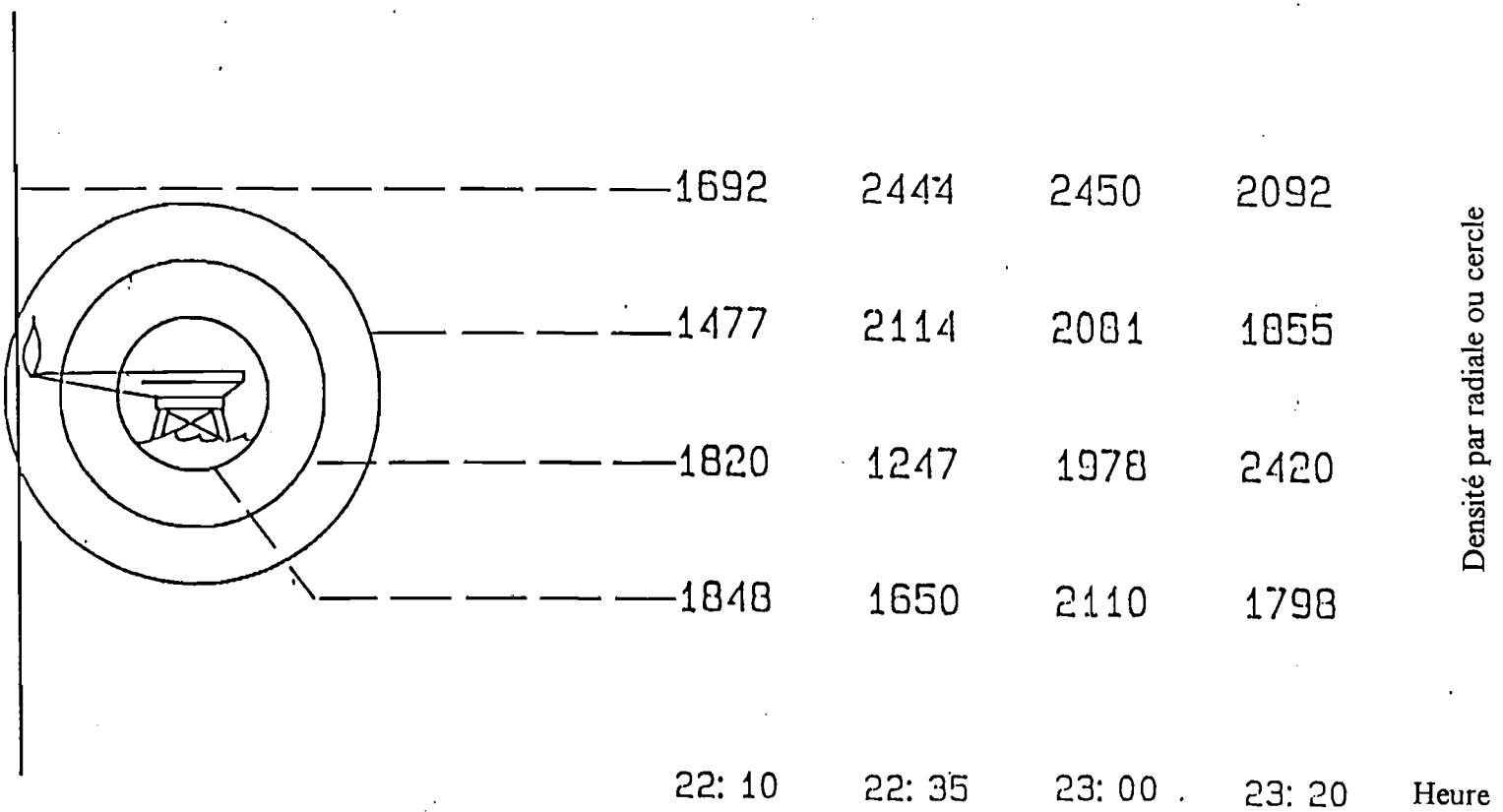


Figure 1.34a. Répartition spatiale et évolution des densités autour d'une plateforme pétrolière pendant l'émission de stimuli sonores de nuit

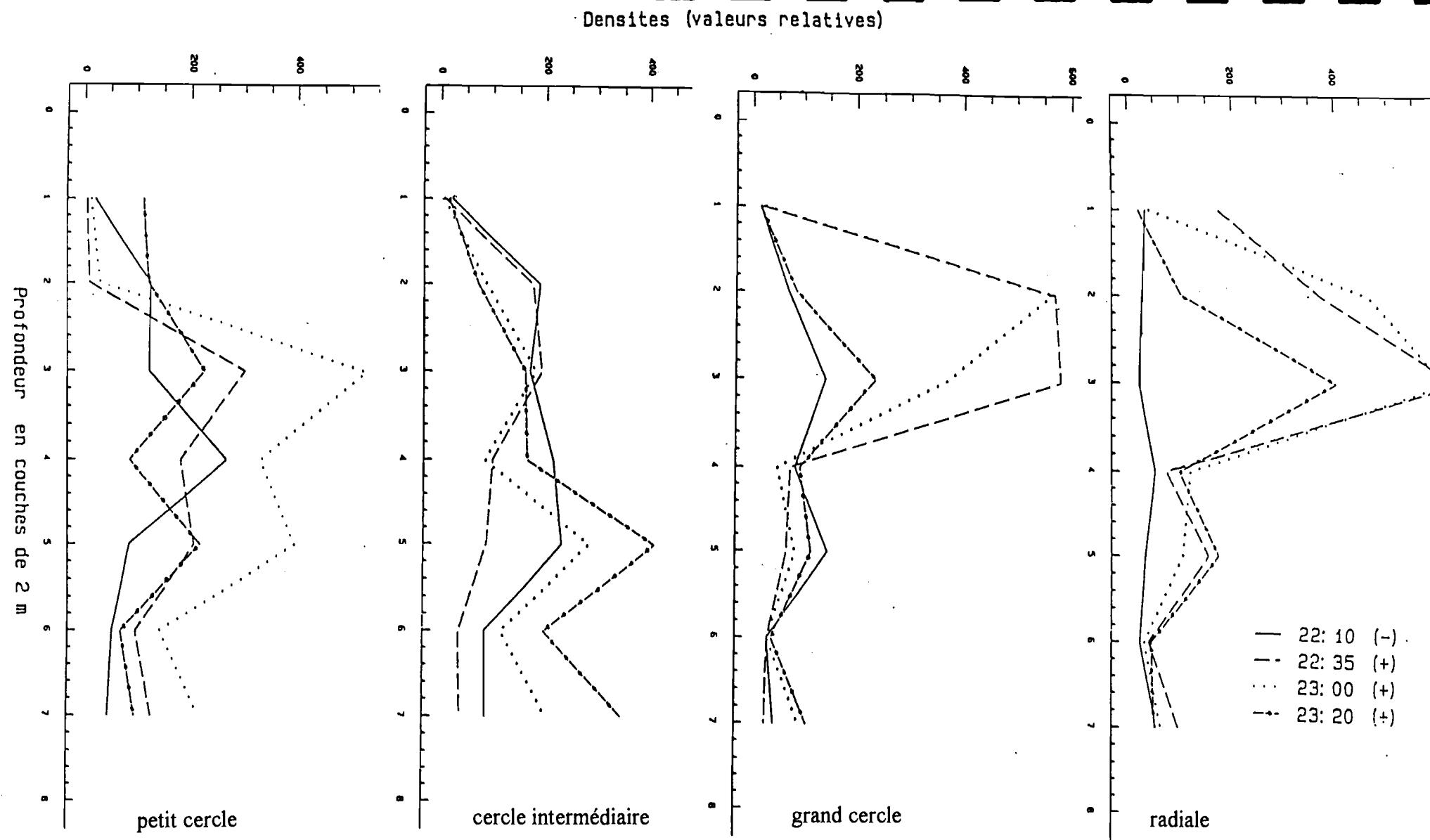


Figure 1.34b. Evolution des densités autour d'une plateforme soumise à des bruits d'orchestres

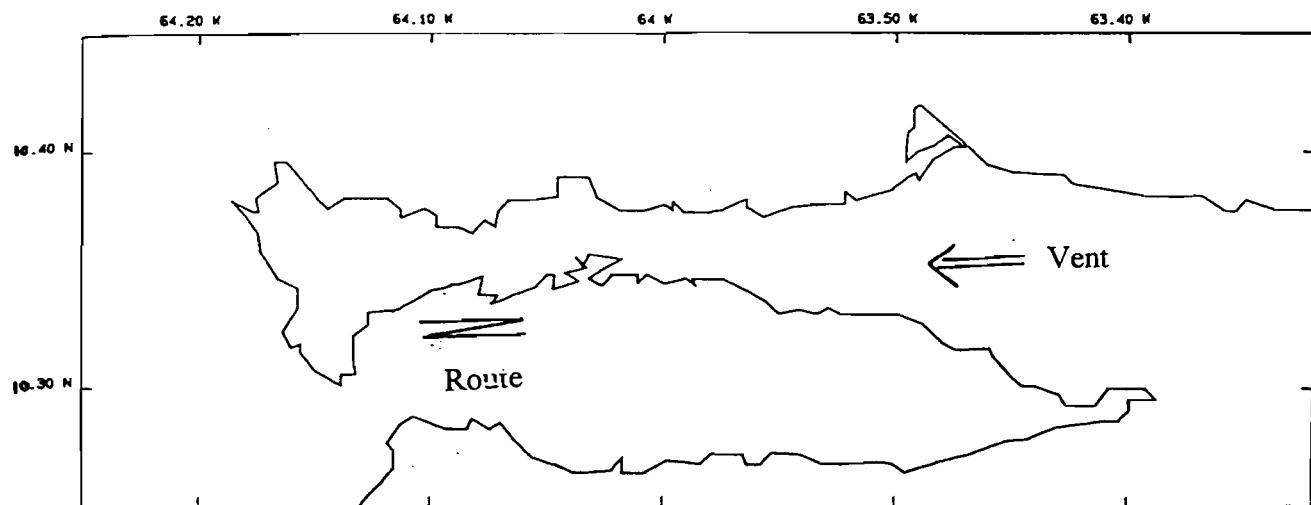


Figure 1.35a. Route parcourue à la voile et au moteur dans le golfe de Cariaco

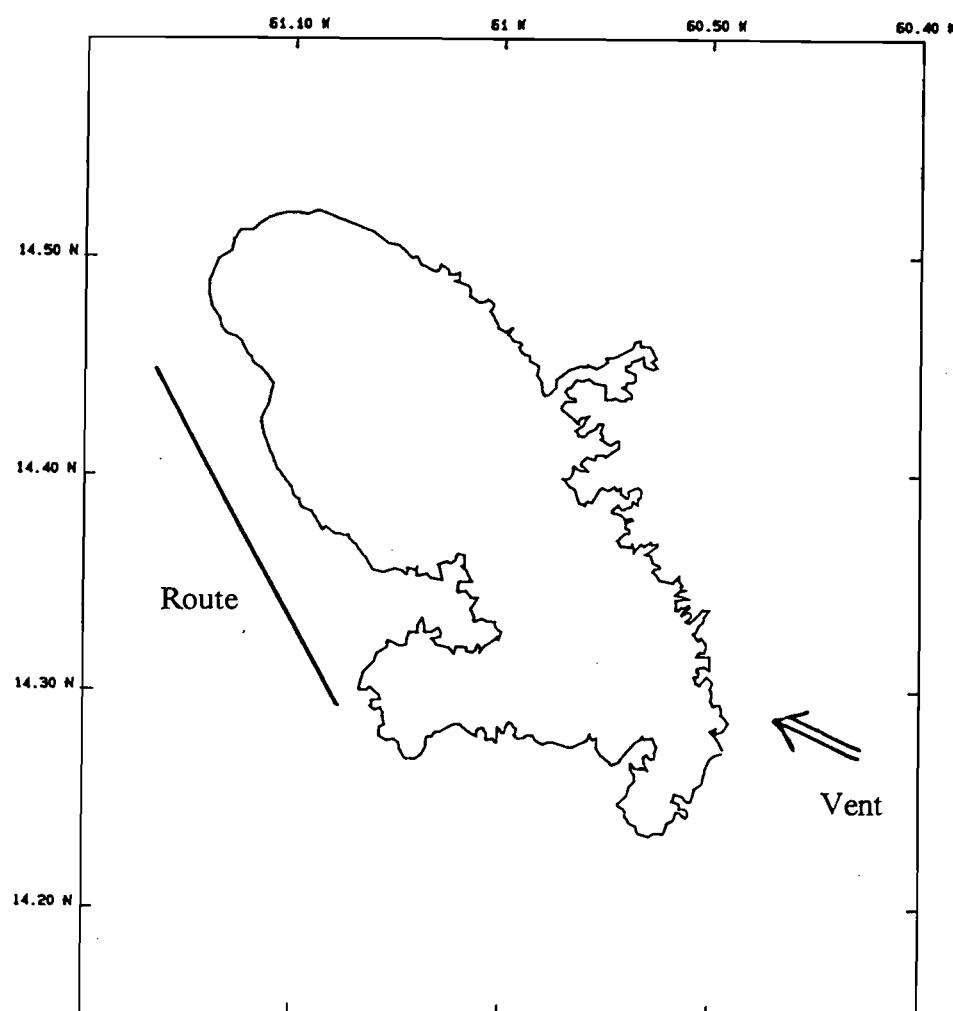


Figure 1.35 b. Route parcourue à la voile et au moteur en Martinique

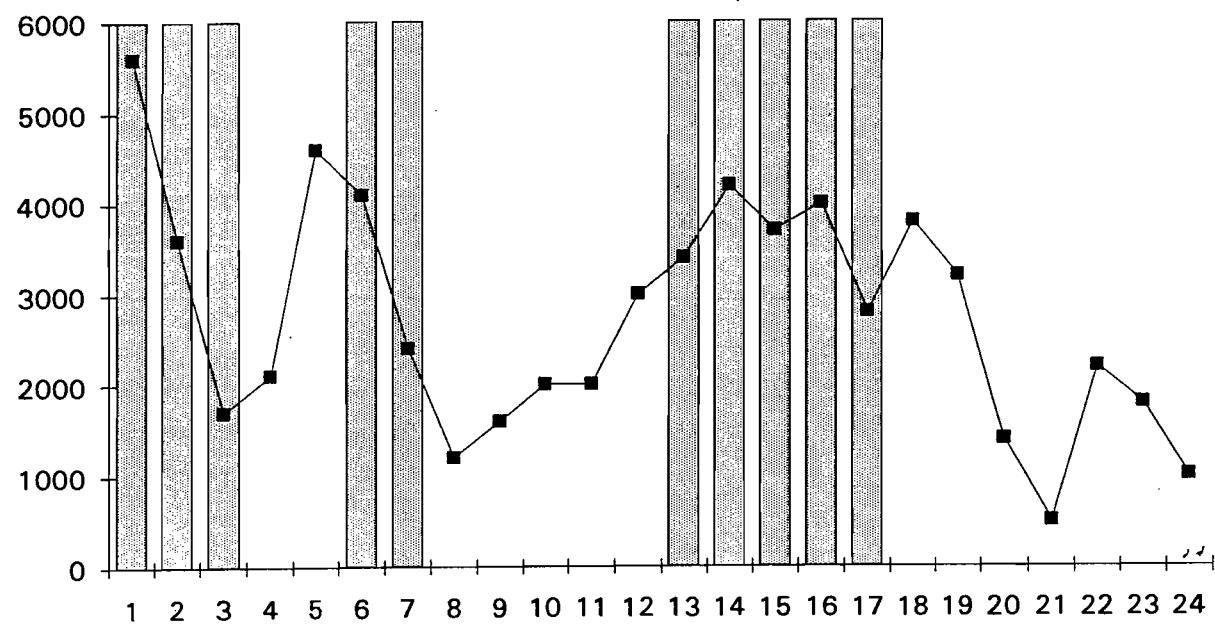


Figure 1.36. Variation des densités moyennes en fonction du mode de propulsion
route au moteur: bandes grisées
route à la voile: bandes blanches

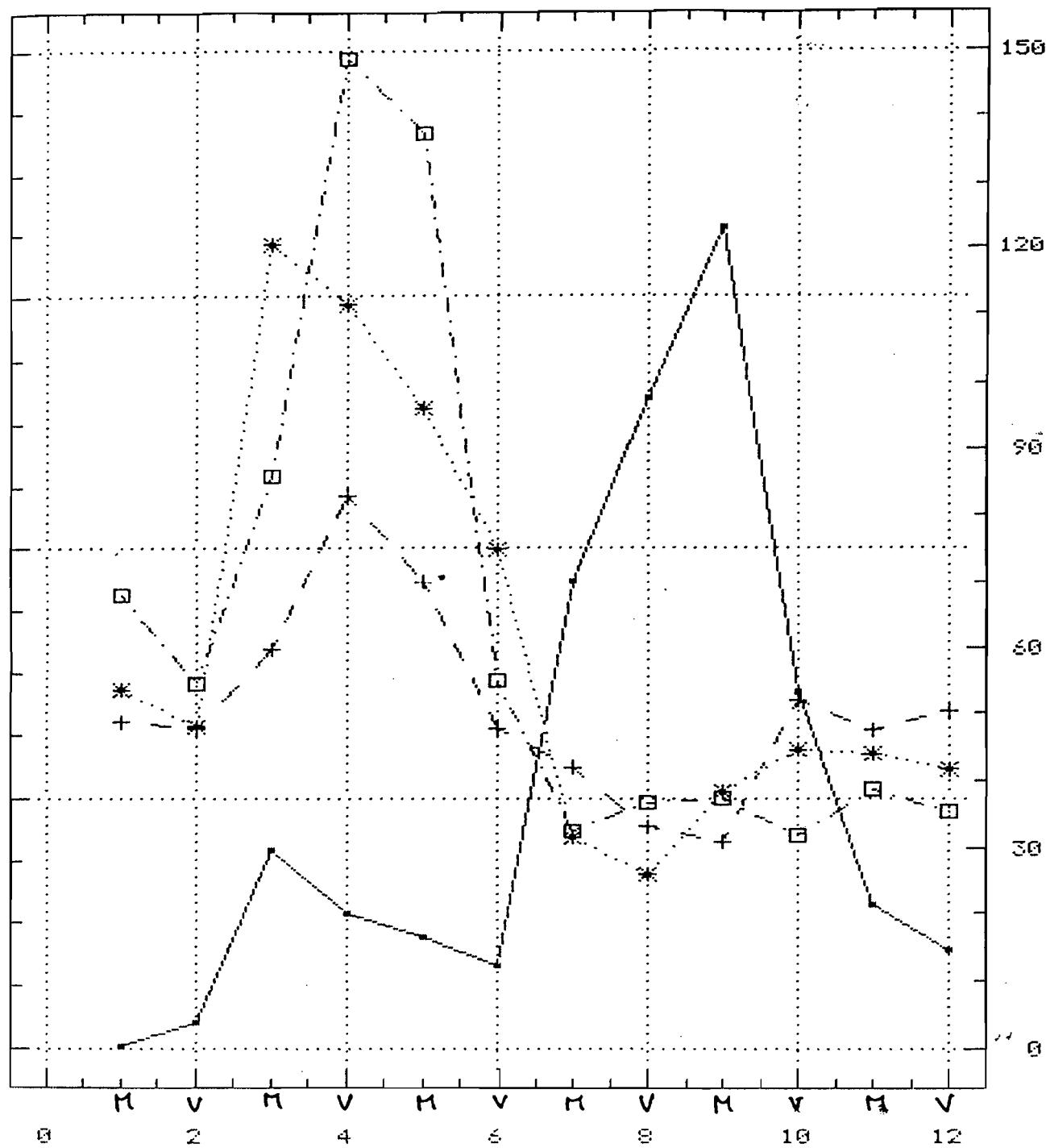


Figure 1.37. Mesure de densité par ESDU de 15 mn à la voile (V)
et au moteur (M) en Martinique

couche 1 (■): 2 à 5 m
couche 3 (*) 10 à 15 m

couche 2 (+): 5 à 10 m
couche 4 (□): 15 à 20 m

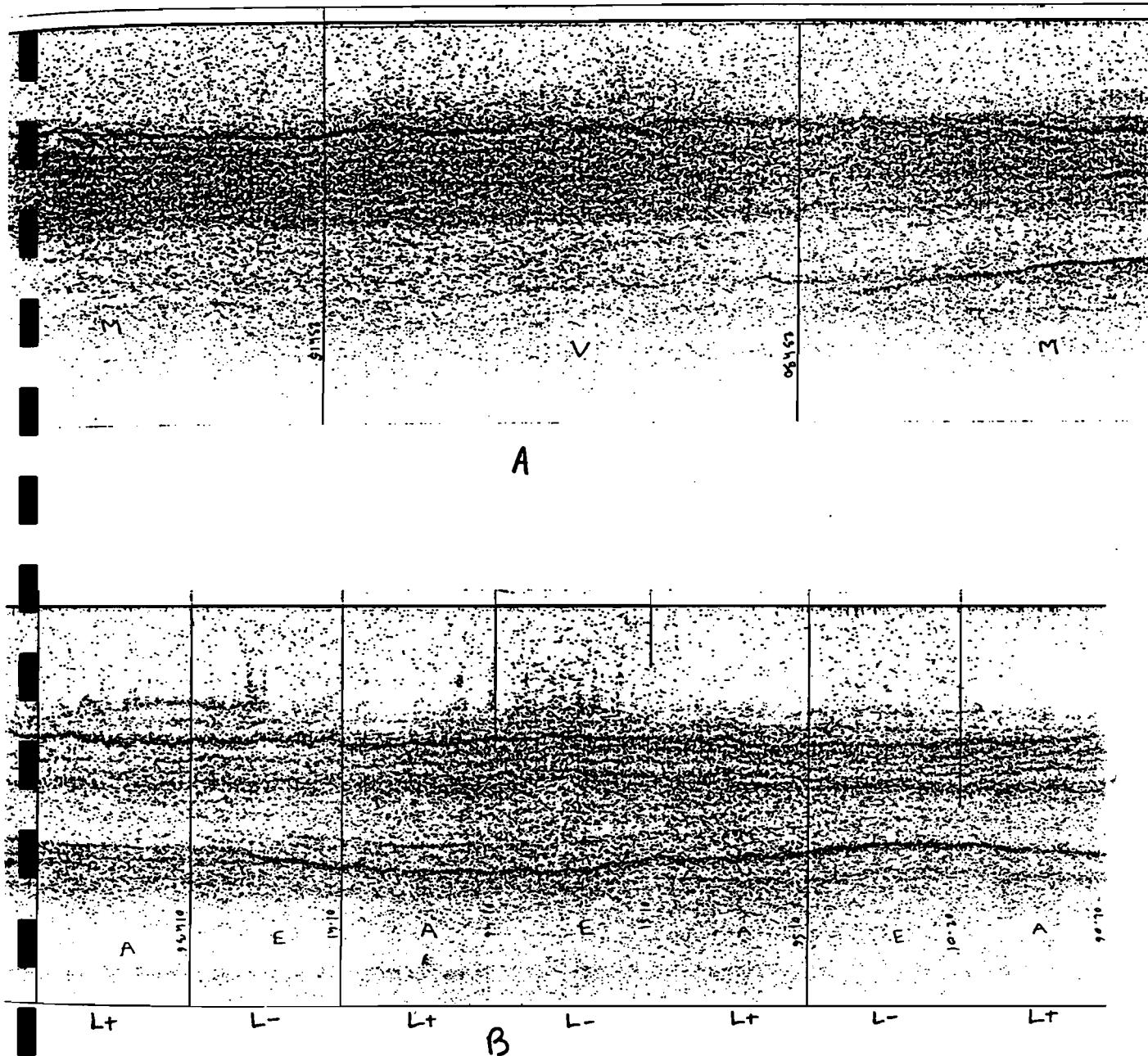


Figure 1.38. Echogrammes des couches diffusantes en Martinique
 A: utilisation alternative de la voile (V) et du moteur (M)
 B: navire alternativement éclairé (L+) et éteint (L-)
 (échelle verticale: de 0 à 120 m)

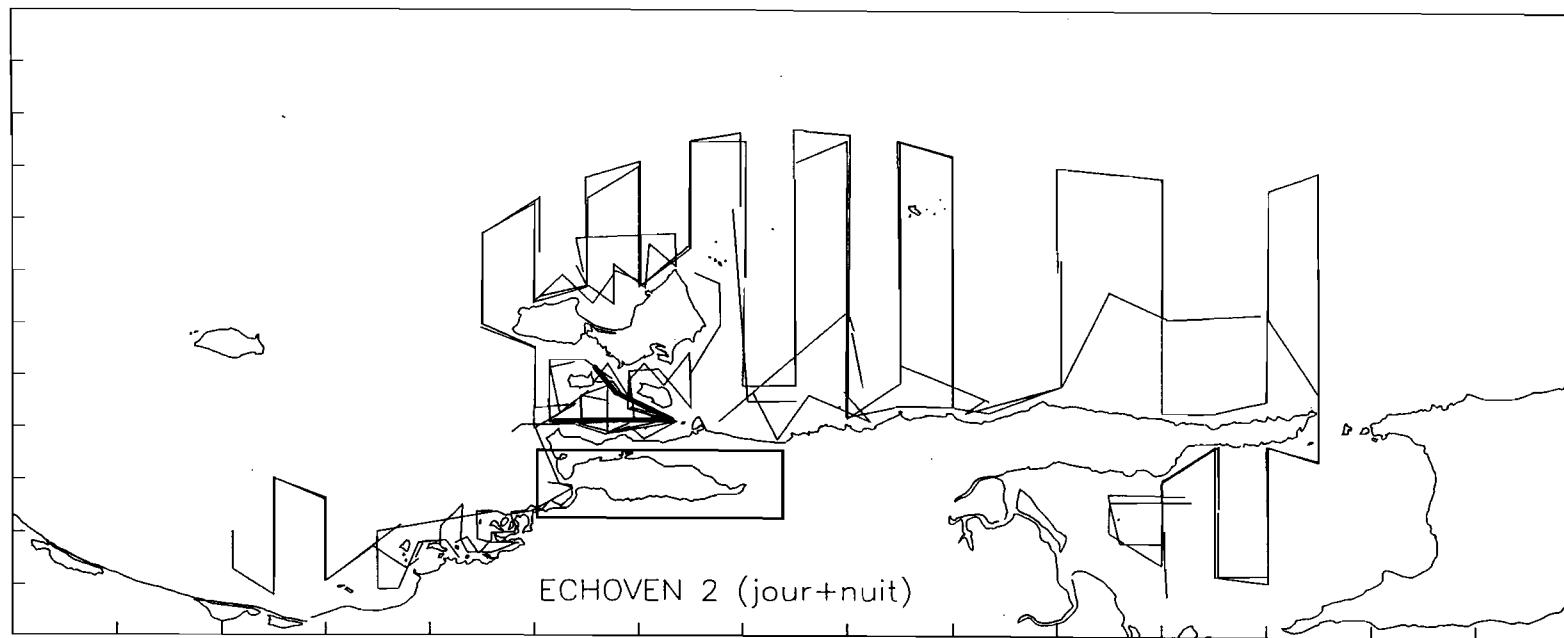


Figure 1.39a. Schéma général de prospection durant ECHOEN 2.
Les radiales utilisées pour l'expérience d'éclairage figurent en traits gras
Prospection dans le golfe de Cariaco (encadré): voir fig. 1.39b

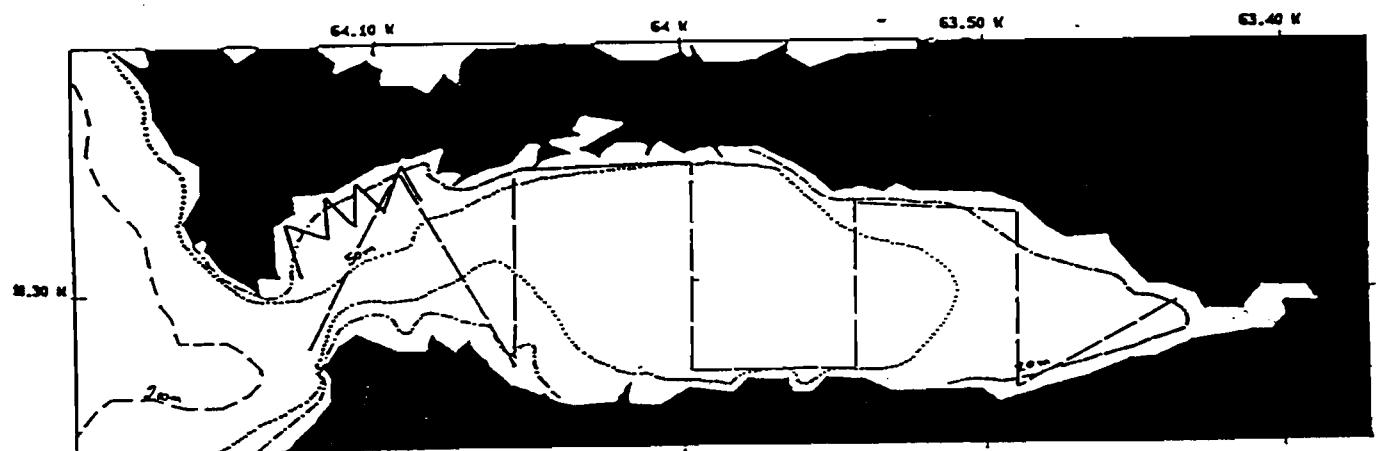


Figure 1.39b. Prospection générale et prospections à éclairage variable
dans le golfe de Cariaco

— — — prospection générale
— — — éclairage variable

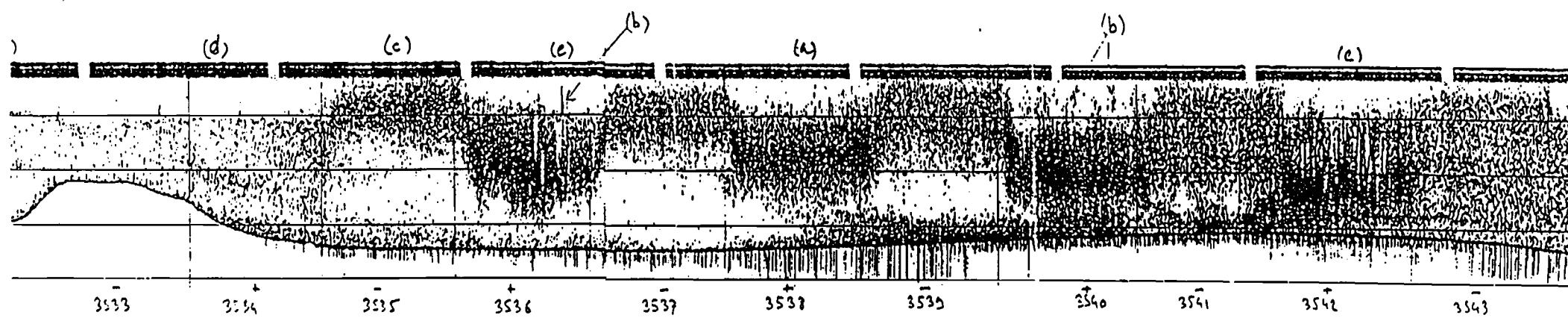


Figure 1.40. Exemple d'échogramme obtenu lors des expériences d'éclairage.

(a) à (e) : points particuliers (voir texte)

+ : éclairé - : éteint

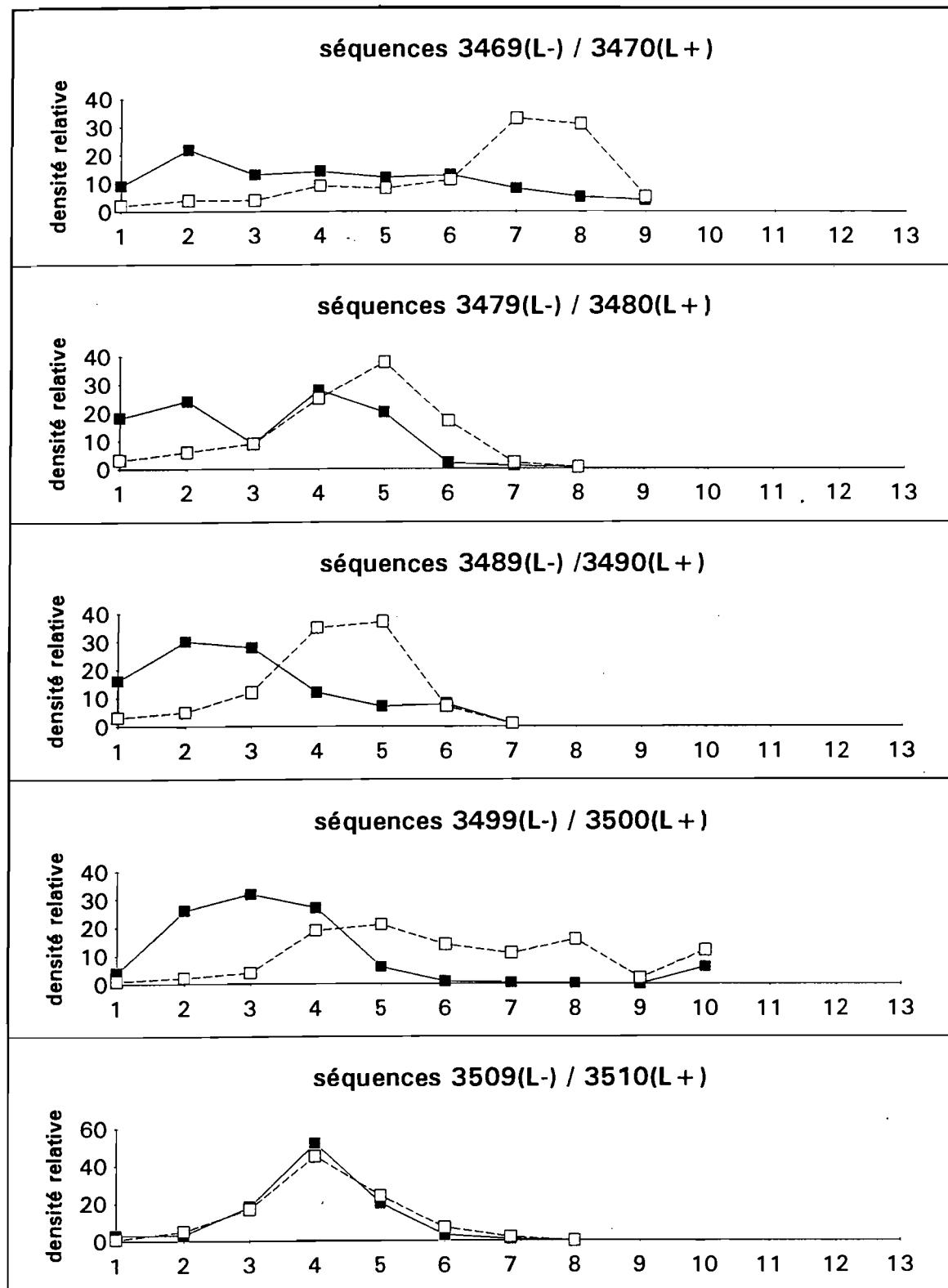


Figure 1.41. Quelques exemples de couples de séquences

— (L-) éteint - - - (L+) éclairé ... / ...

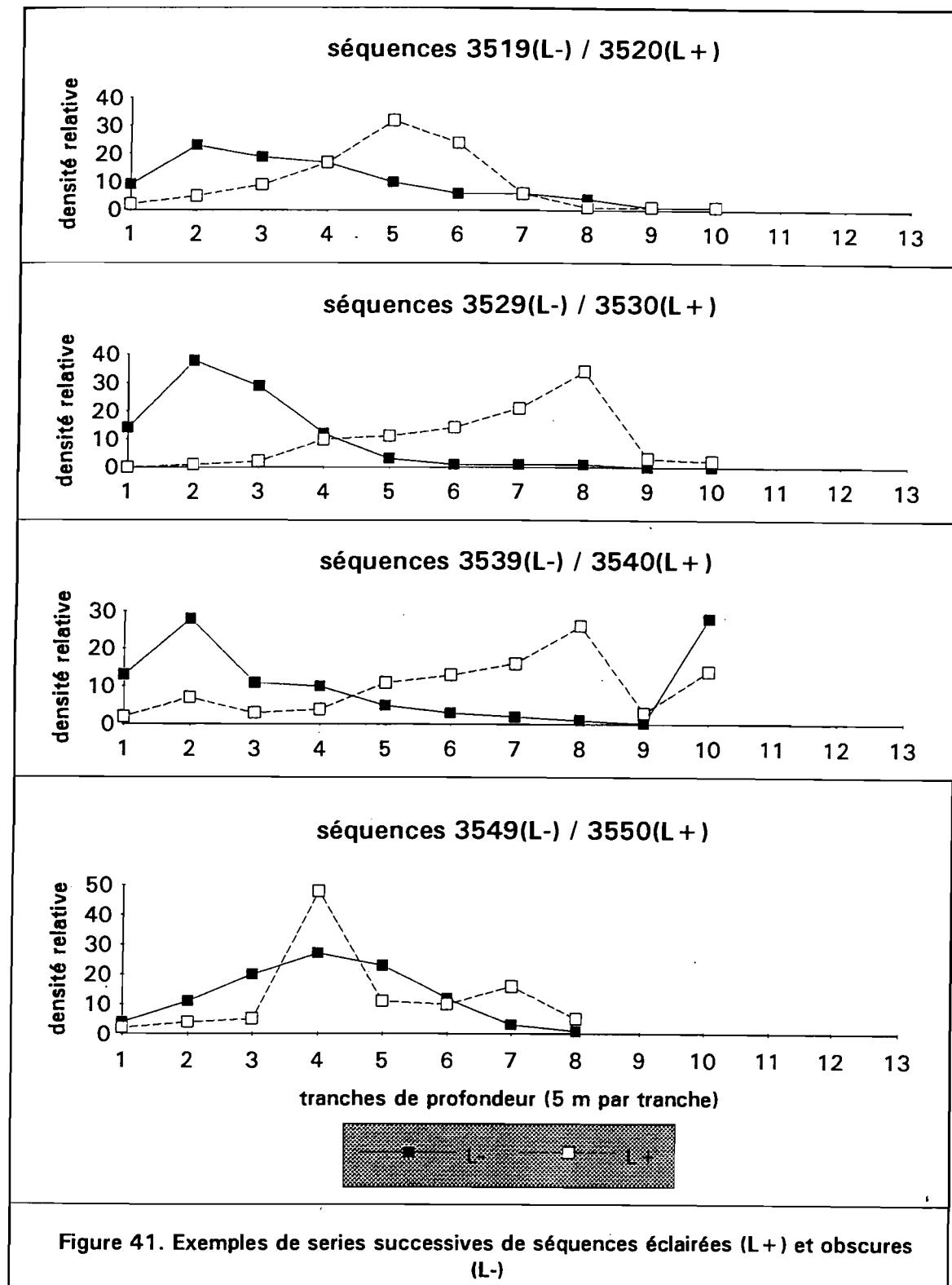


Figure 41. Exemples de séries successives de séquences éclairées (L+) et obscures (L-)

valeurs moyennes des séquences L- et L+

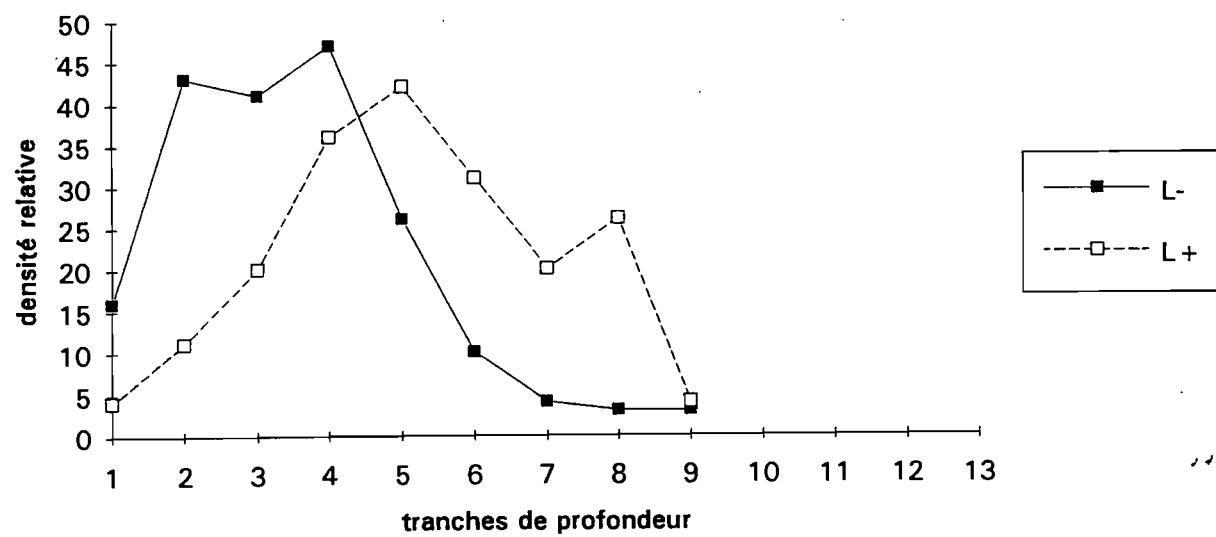


Figure 1.42. Valeurs moyennes par couche des séquences éclairées (en pointillés) et éteintes (en traits pleins)

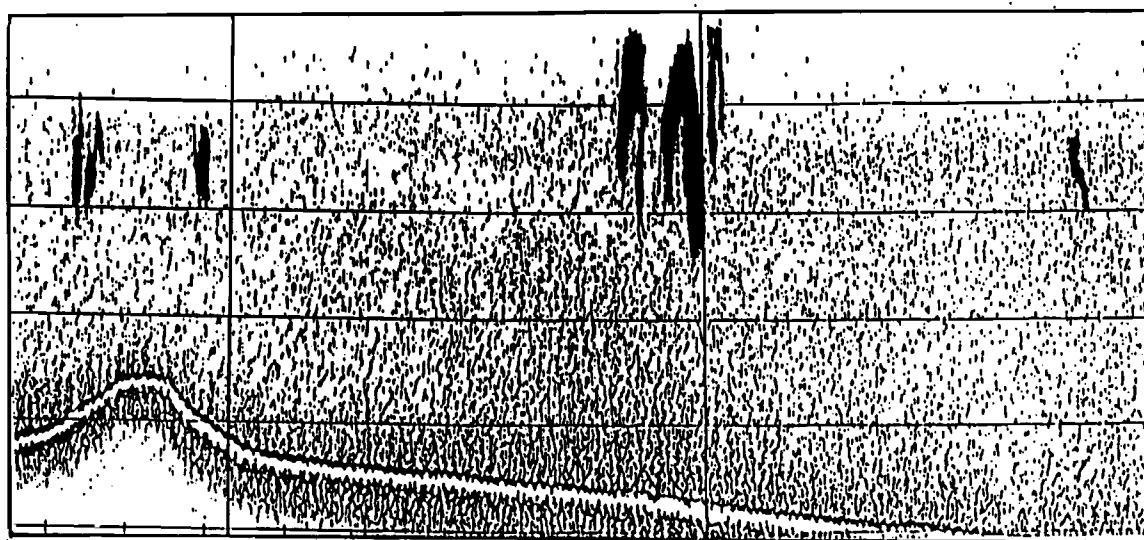


Figure 1.43a. Echogramme présentant quelques bancs observés de nuit
dans la zone de travail (échelle des profondeurs: 0 à 50 m)

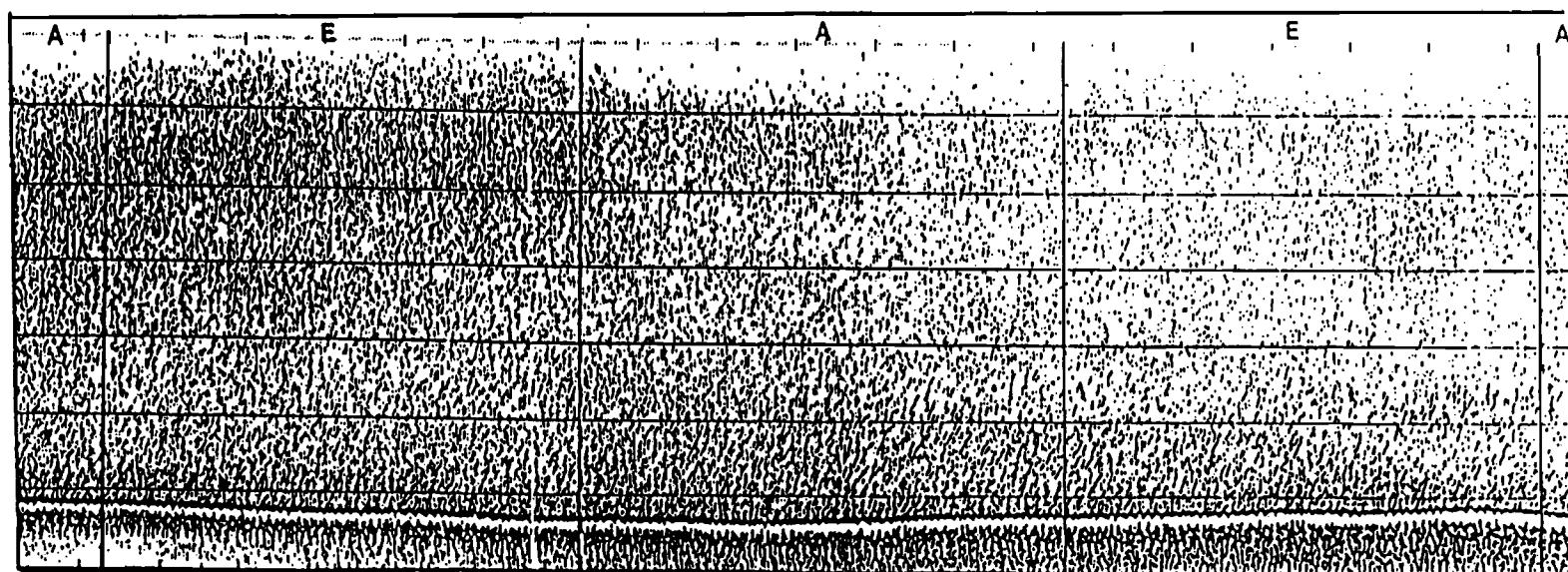


Figure 1.43b. Example d'échogramme obtenu lors de l'expérience d'éclairage
L+ : éclairage L- : obscurité (échelle: 0 à 70 m)

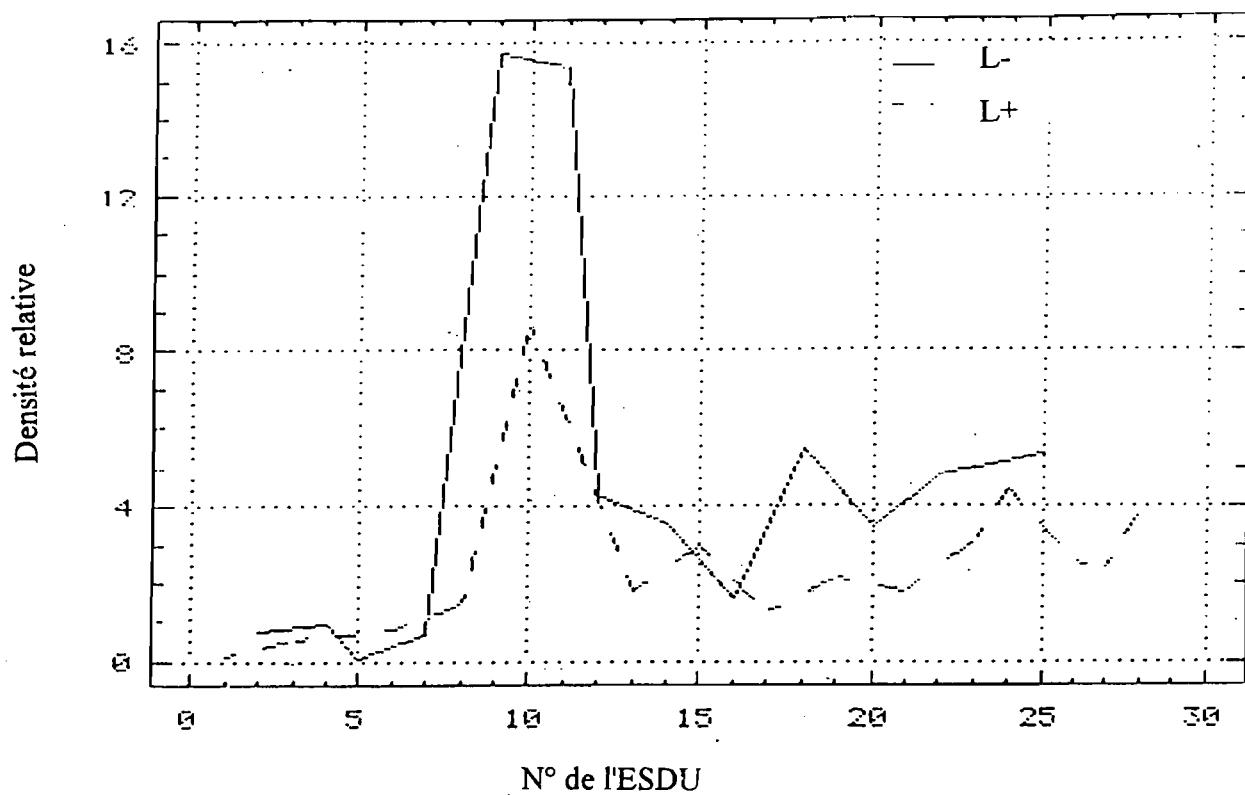


Figure 1.44. Evolution de la densité totale relative (ECHOANT, fév. 1990)

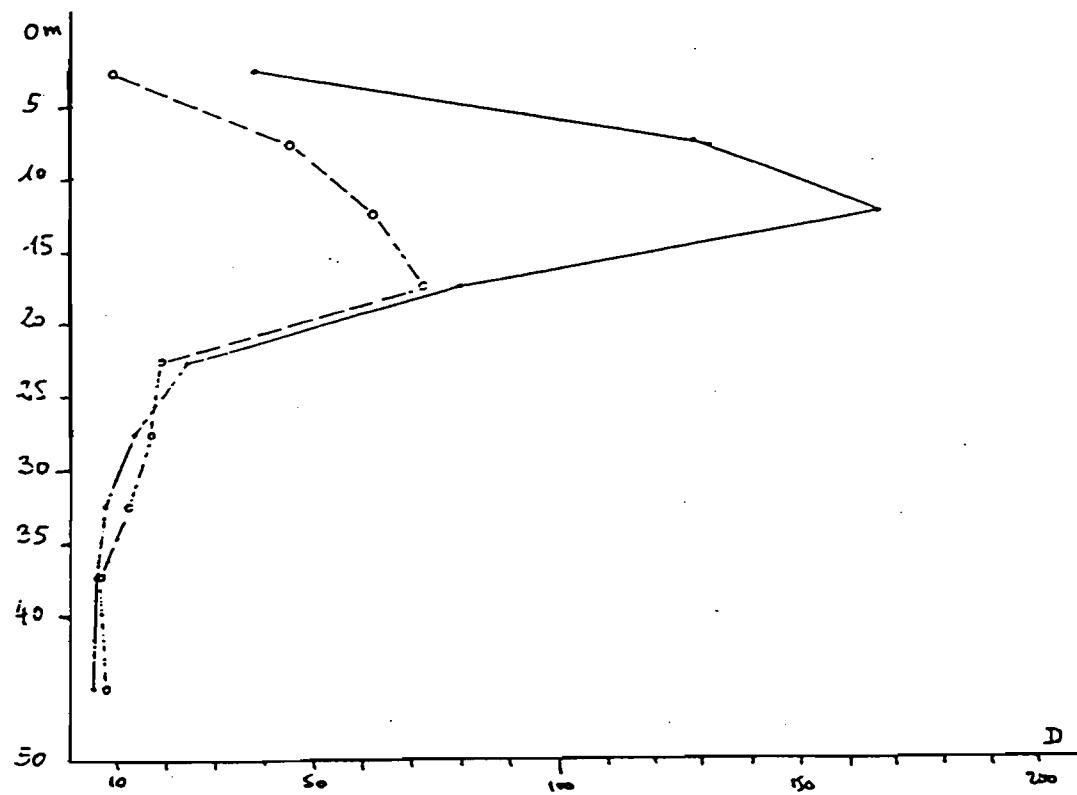
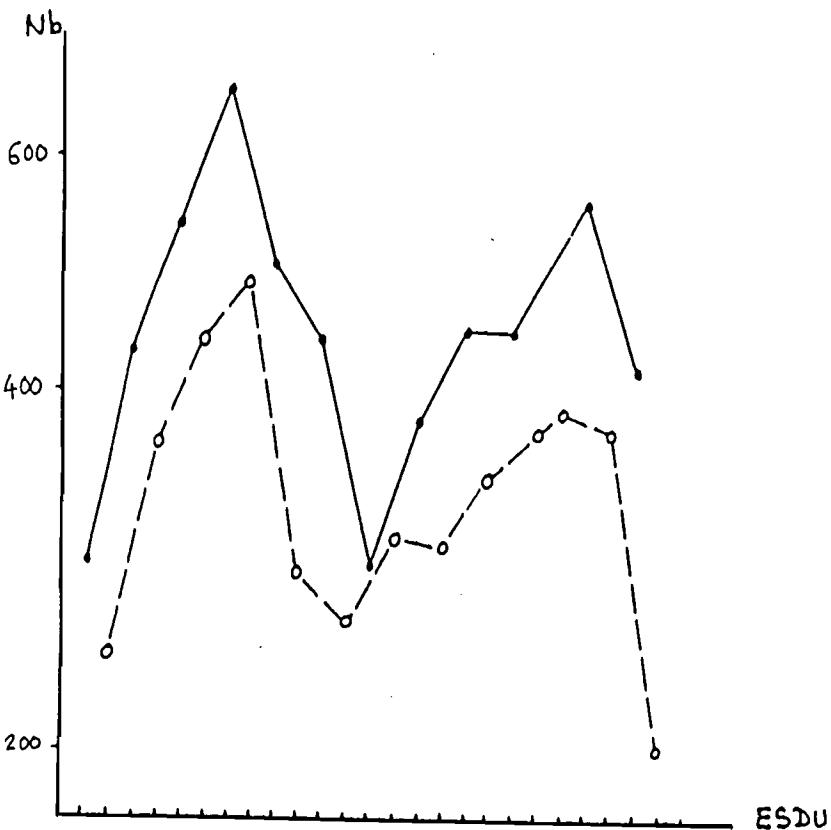


Figure 1.45. Variation moyenne de la densité par couche de 5 mètres

(valeurs relatives)

pointillés: L+ traits pleins : L-



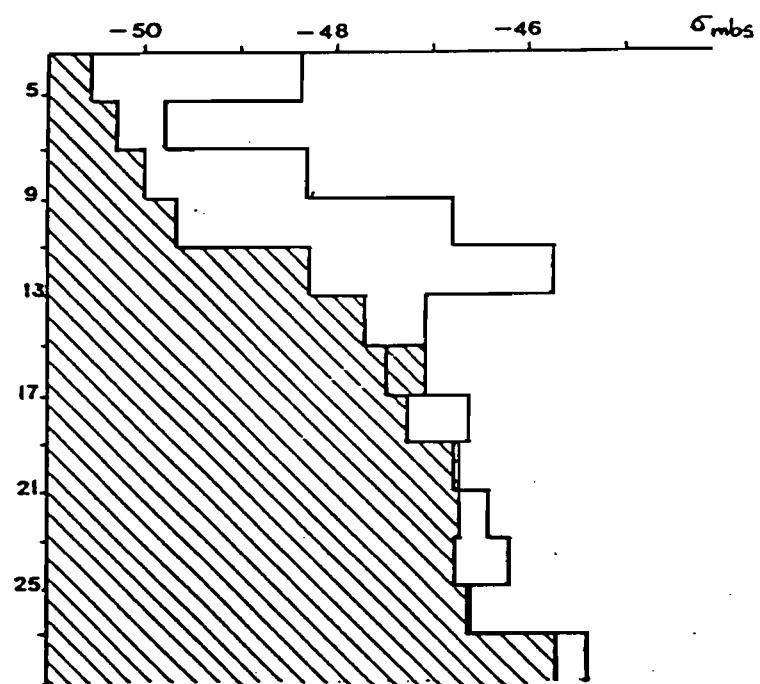


Figure 1.48. Variation de la section diffusante moyenne par couches de 2 m et pour la totalité des ESDU
hachuré: L+ blanc : L-

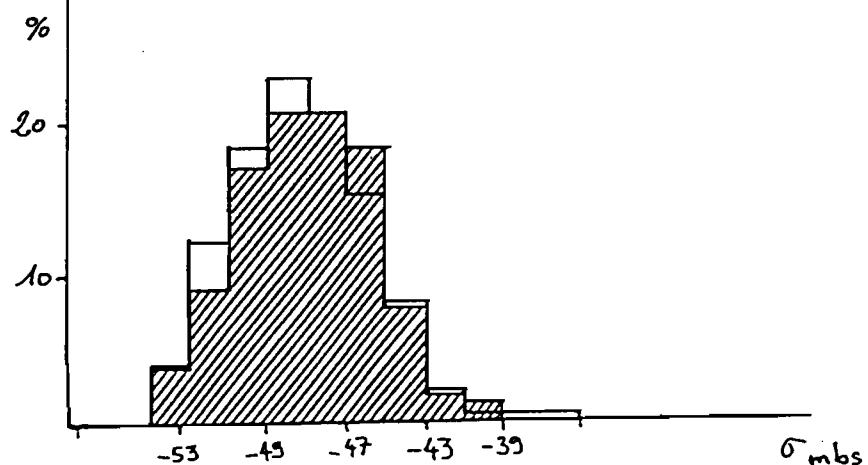
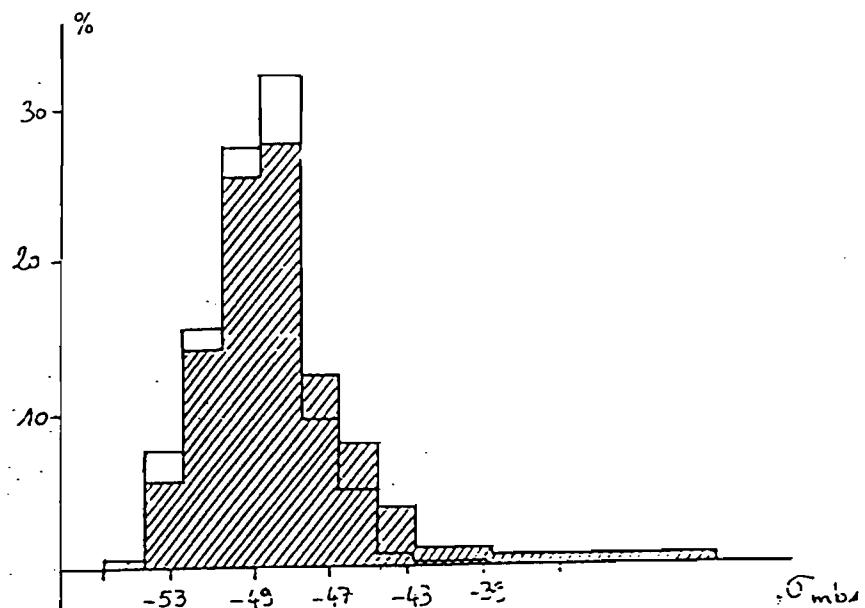


Figure 1.49. Histogramme de fréquence des sections diffusantes moyennes pour la totalité des cibles individualisées et pour:

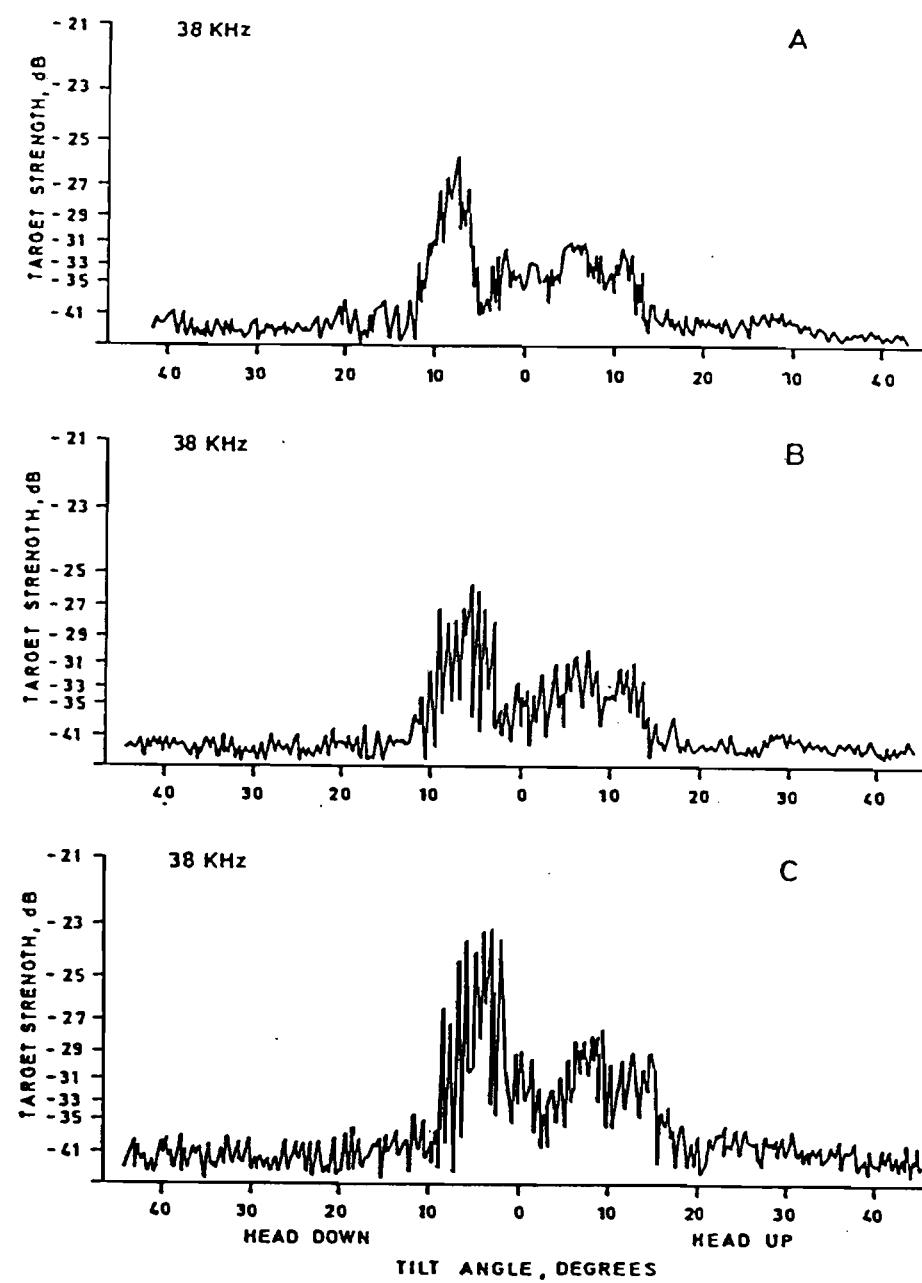


Figure 1.50. Variation de la valeur de la TS en fonction de l'angle du poisson et de diverses activités de nage
(d'après Nakken et Olsen, 1977)

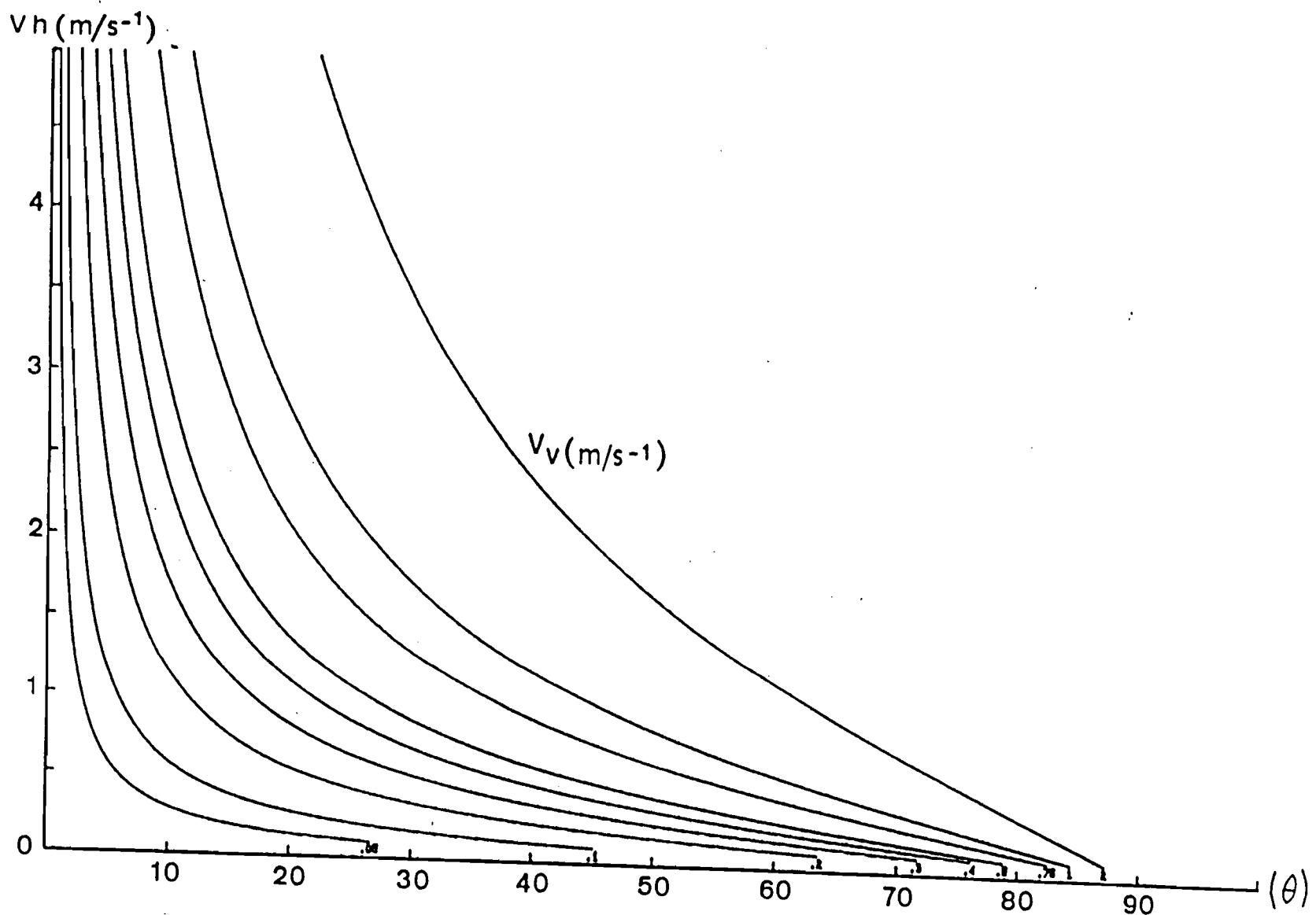


Figure 1.51. Relation entre l'angle du poisson (θ), la vitesse horizontale de fuite (V_h) et la vitesse verticale de plongée (V_v)

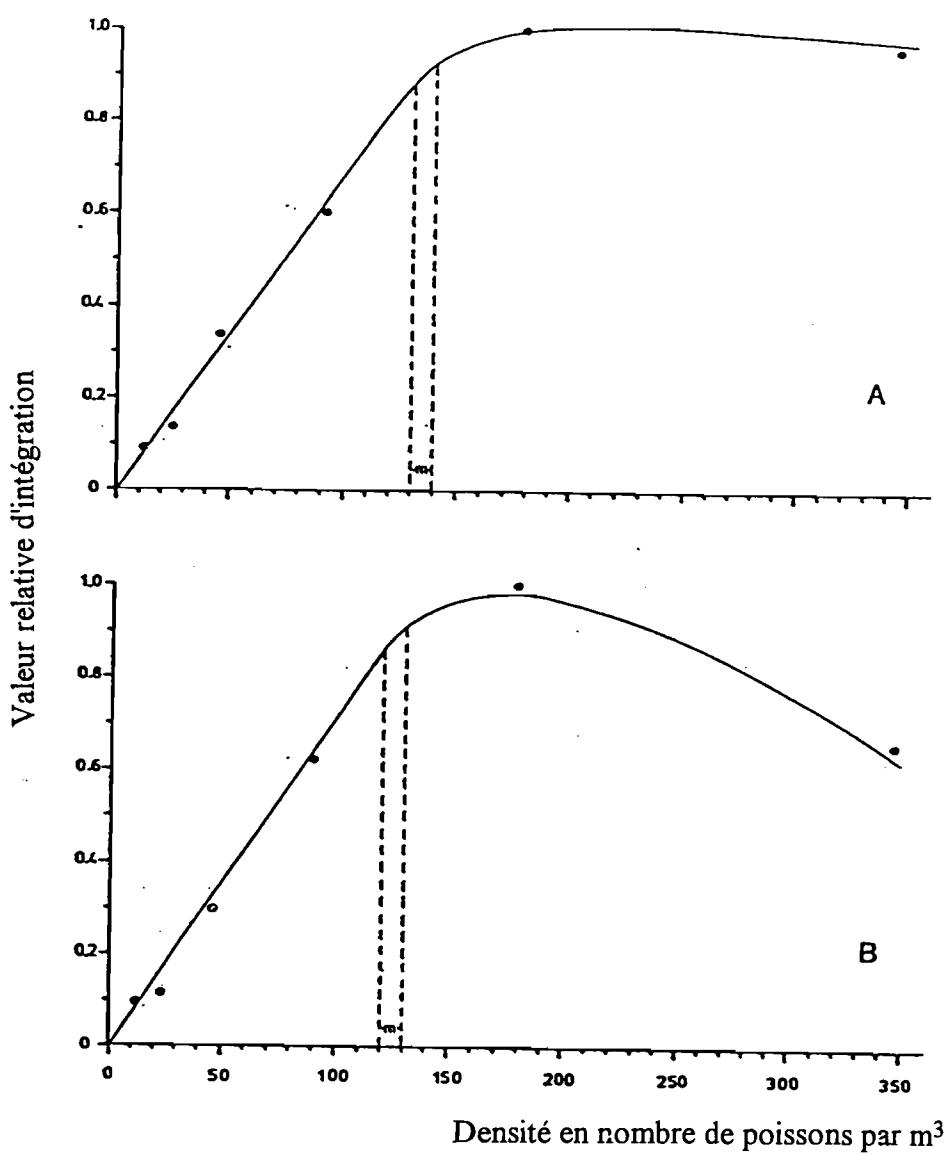


Figure 1.52. Observation expérimentale du phénomène d'ombre acoustique sur *Pollachius pollachius* en cage (d'après Röttingen, 1976)

A : émission de 0.1 ms

B : émissions de 0.6 ms

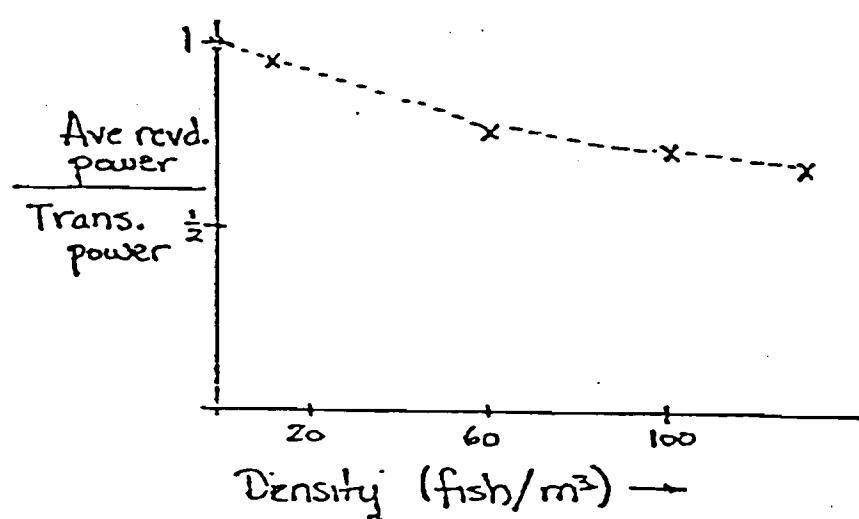
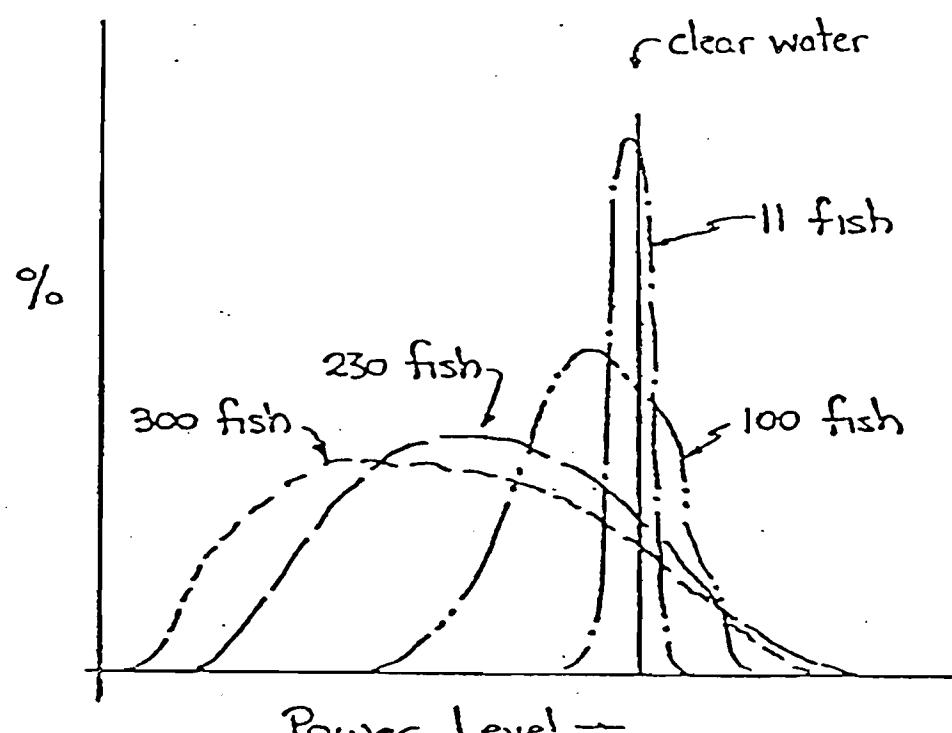


Figure 1.53. Mise en évidence du phénomène d'ombre acoustique
(d'après Lytle et Maxwell, 1978)

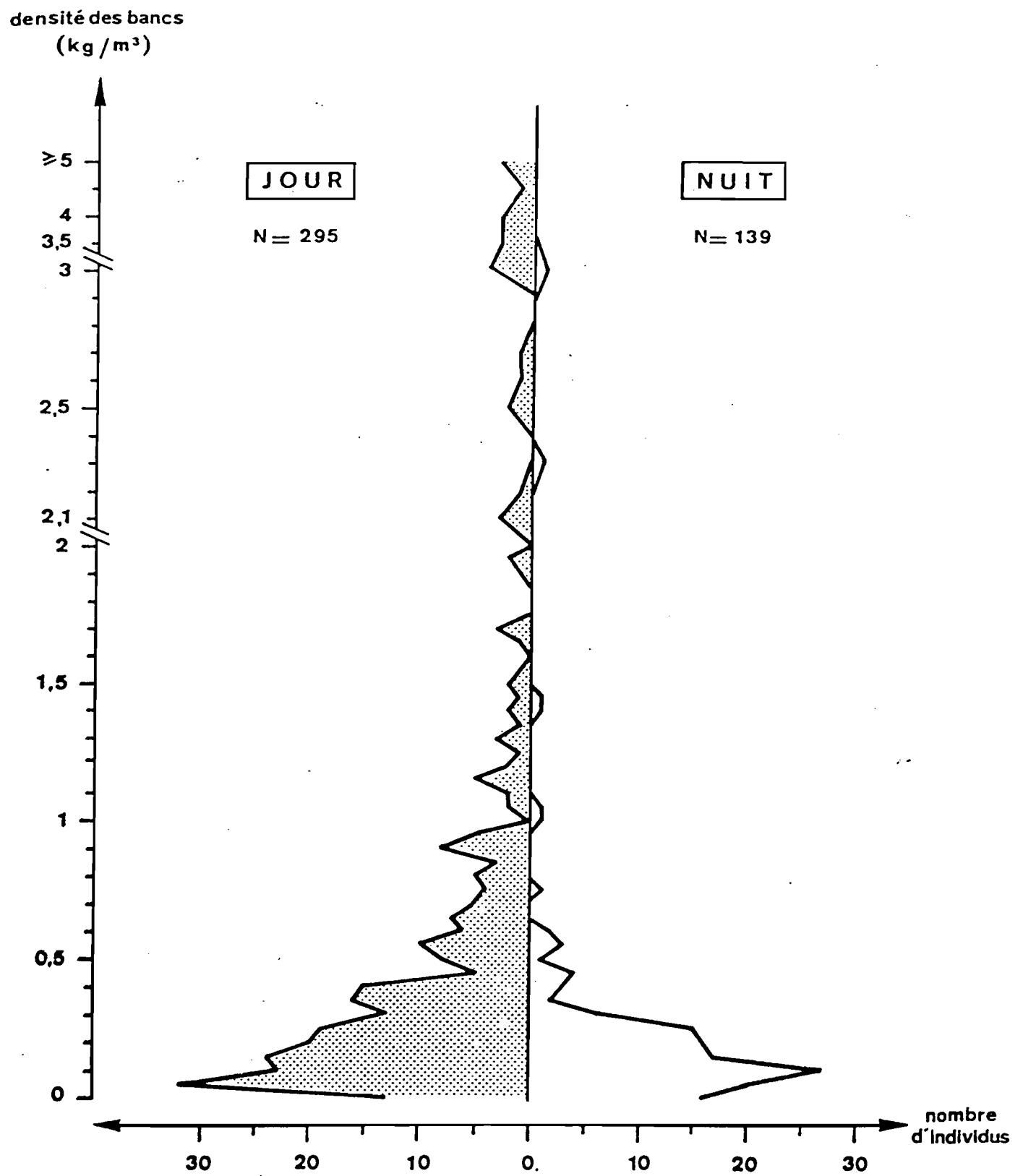
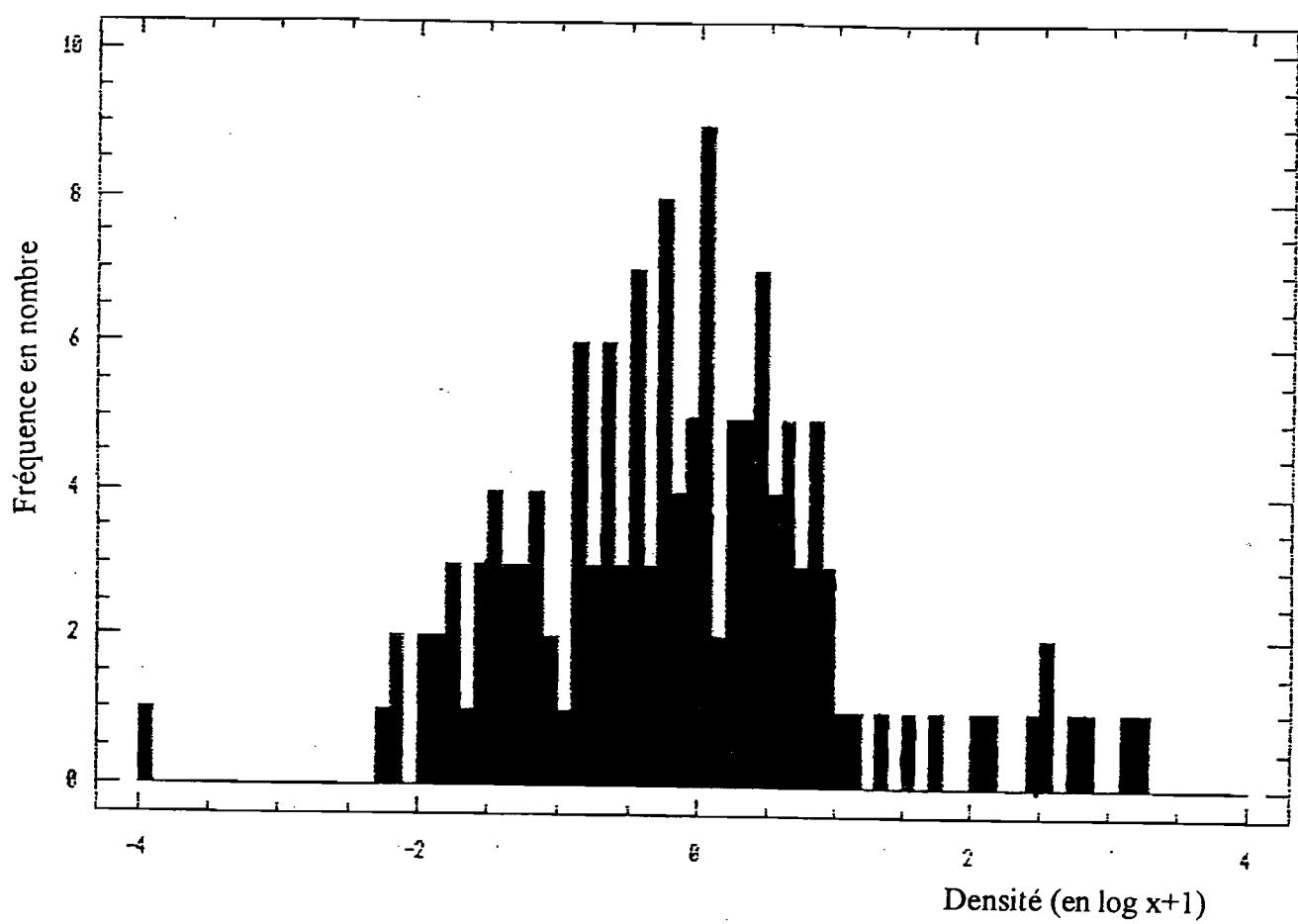


Figure 1.54. Variations de la densité des bancs observés *in situ* de jour (grisé) et de nuit (blanc) au Sénégal (Petite Côte, campagne CAP 7605)



Hauteur

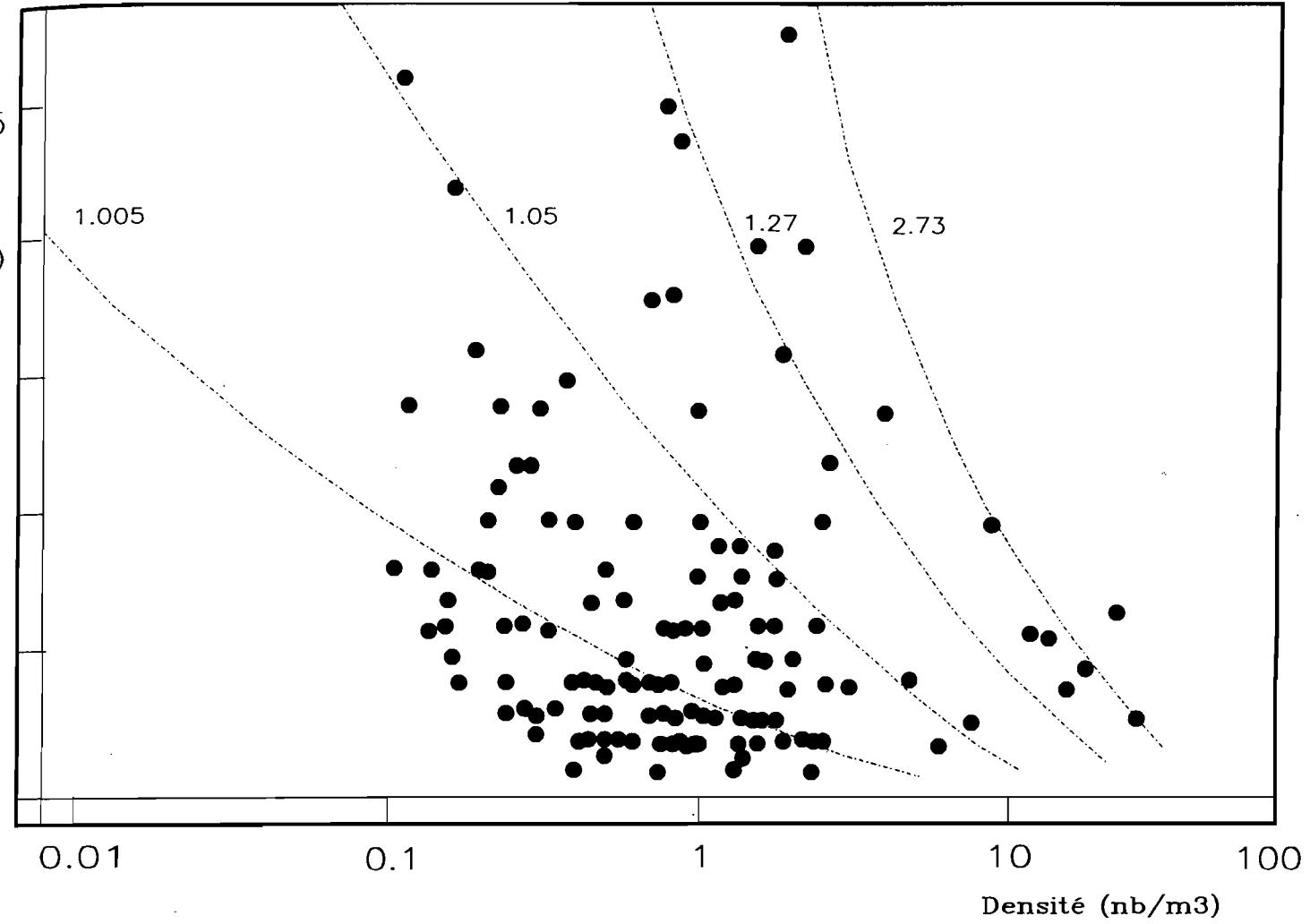


Figure 1.56. Relation entre densité et hauteur des bancs (ECOMAR 1)
Evaluation du facteur de correction d'ombre acoustique

Chapitre 2

Figures

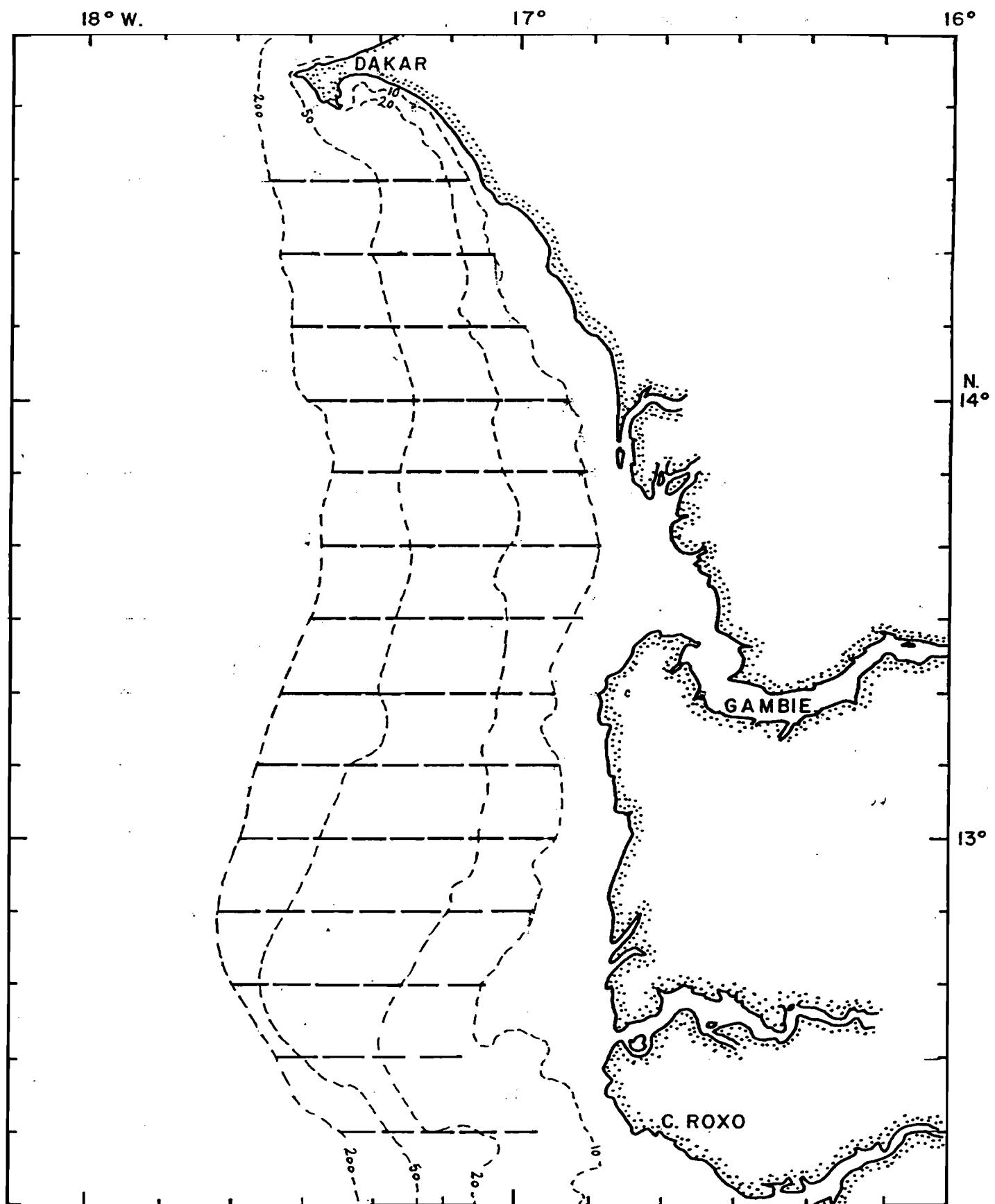


Figure 2.1. Position des radiales lors de la campagne CAP 7605
au Sénégal

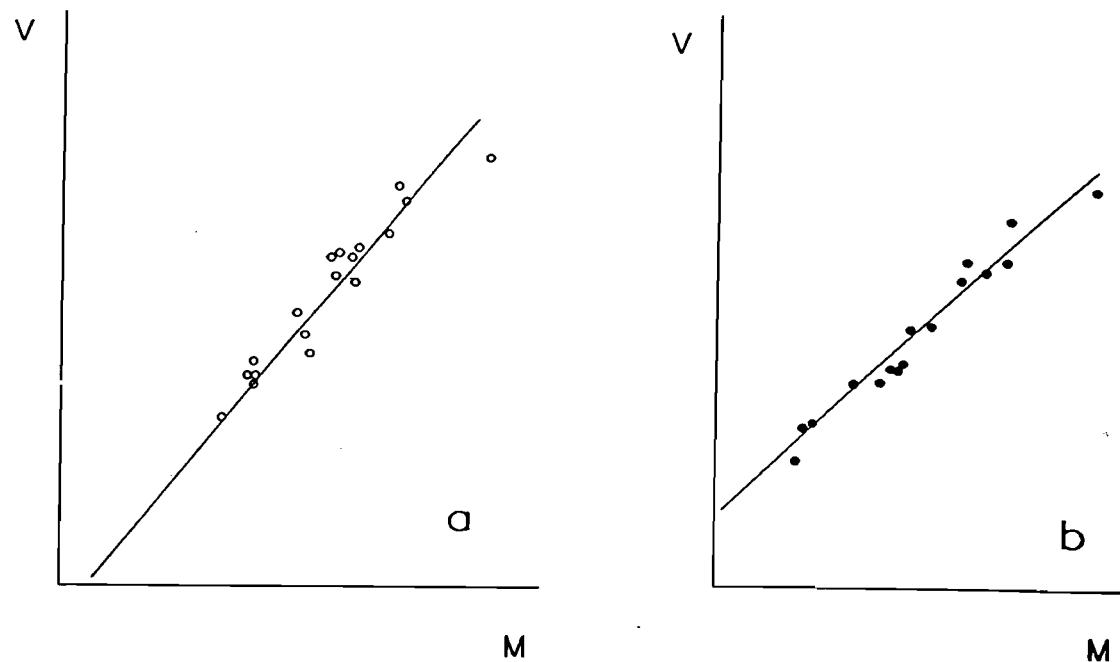


Figure 2.2. Relations entre les logarithmes des moyennes et des variances pour les radiales
 a : jour b : nuit

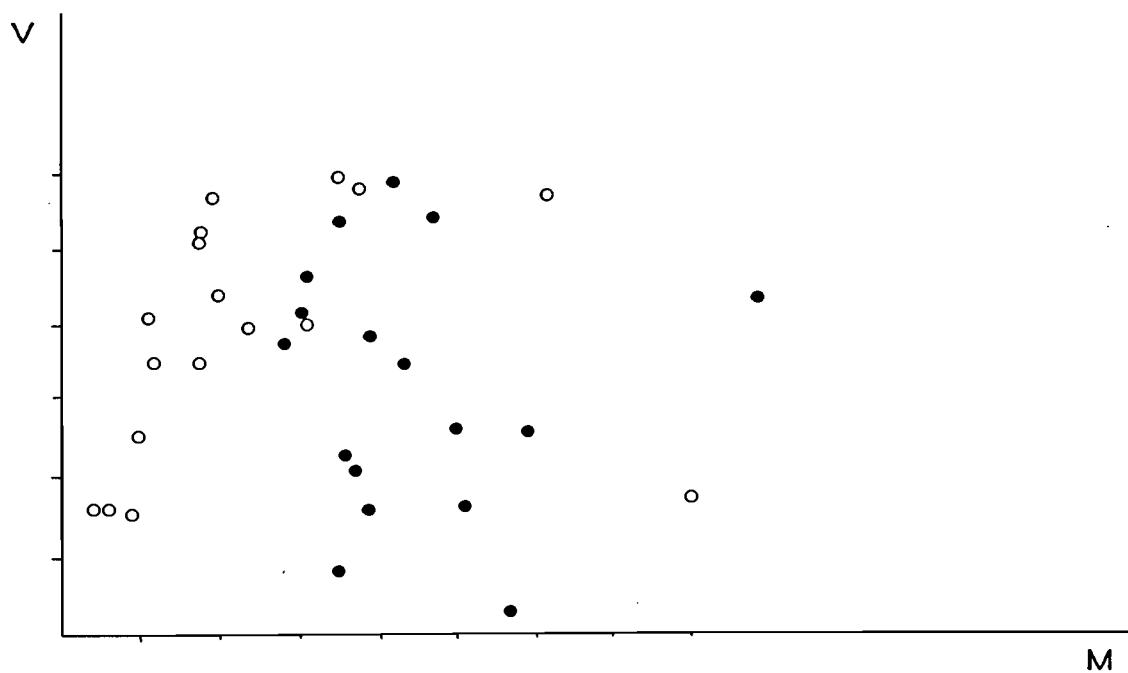
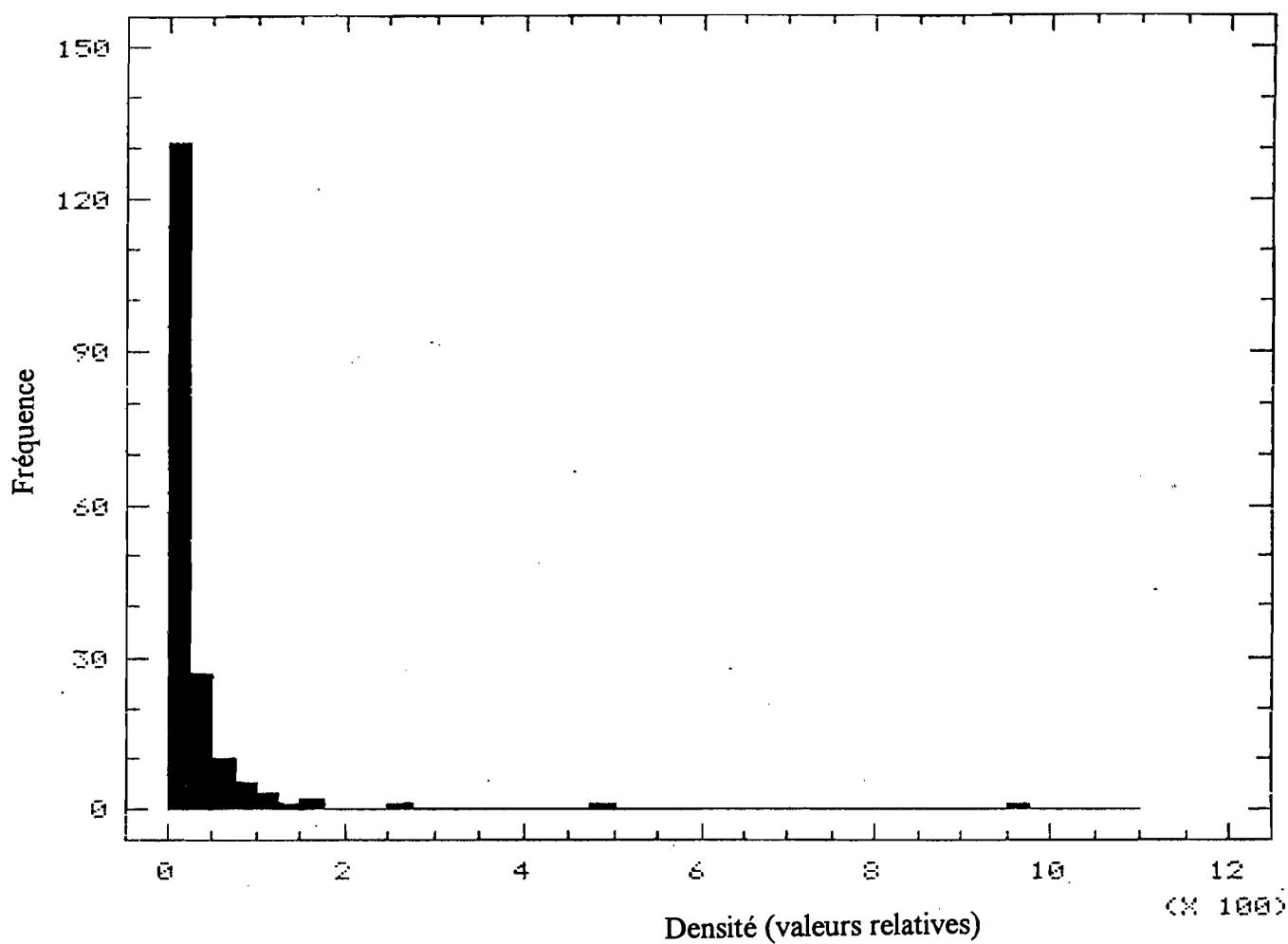


Figure 2.3. relation après transformation des données suivant la loi de Taylor (o : jour • : nuit)



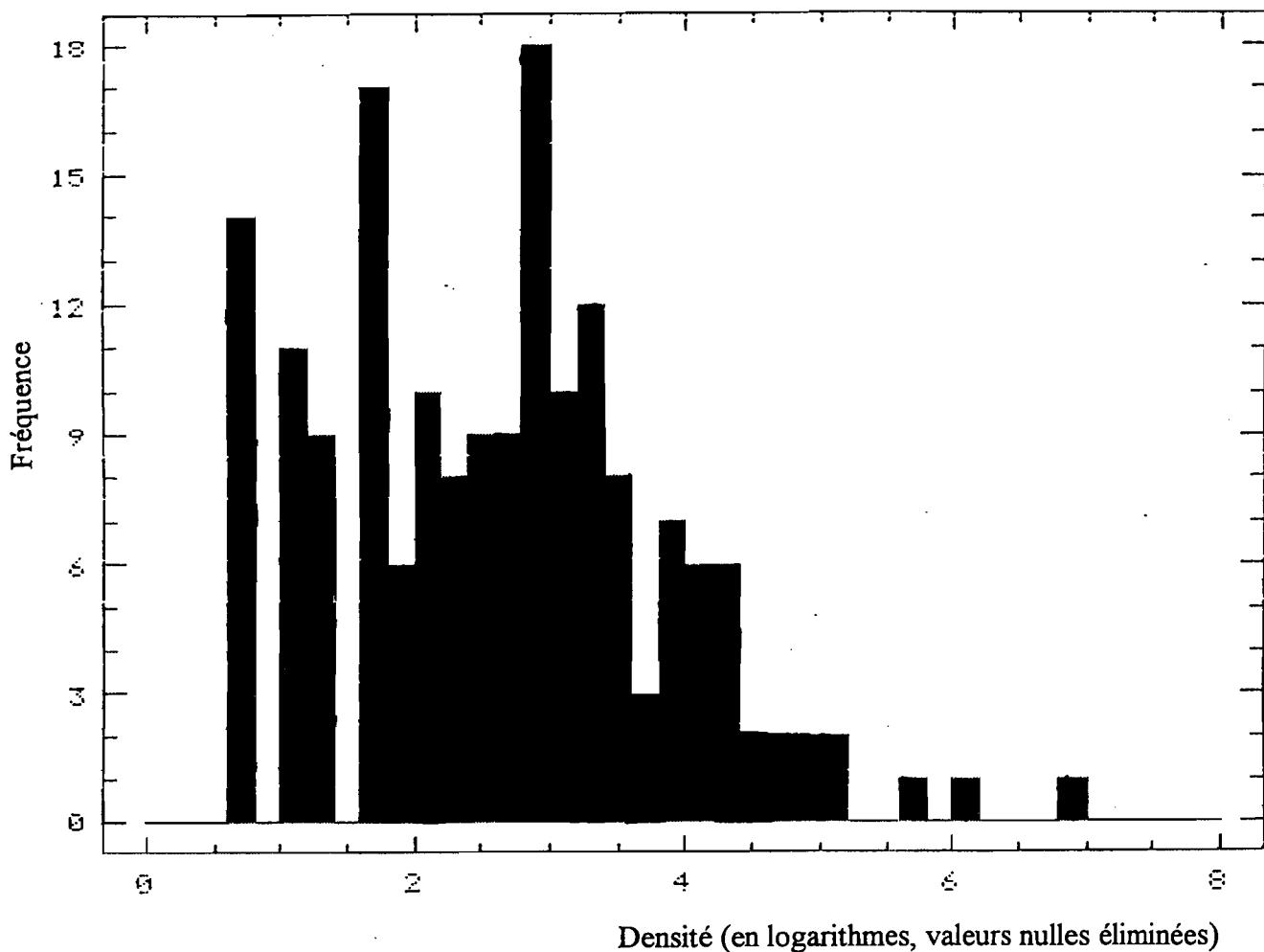


Figure 2.4b. Histogramme des densités des ESDU pour CAP 7605 après transformation en logarithmes

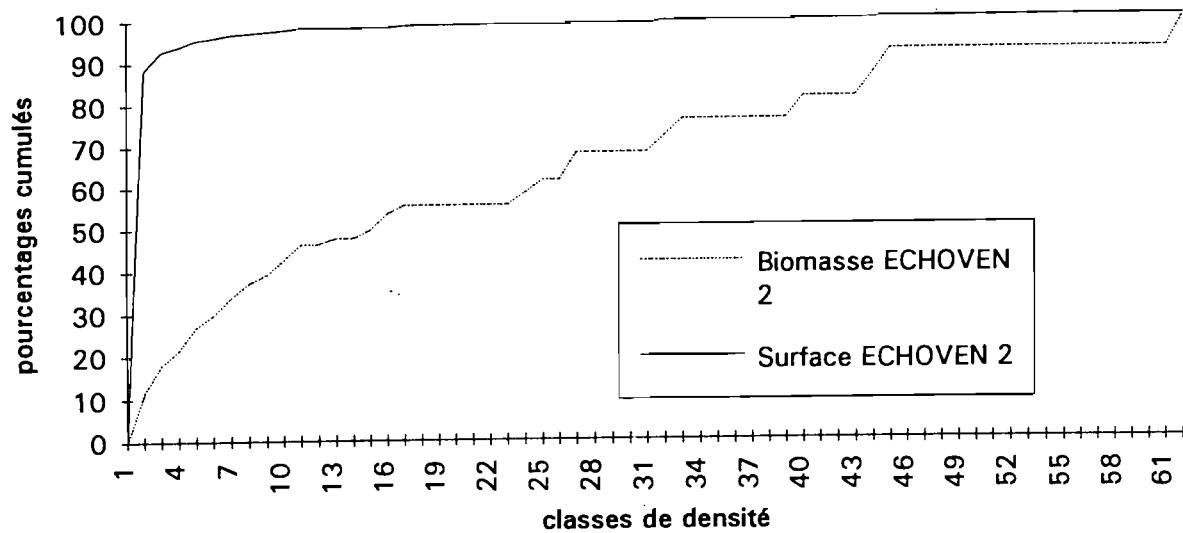


Figure 2.5. Surfaces et biomasses cumulées (ECHOVEN 2)

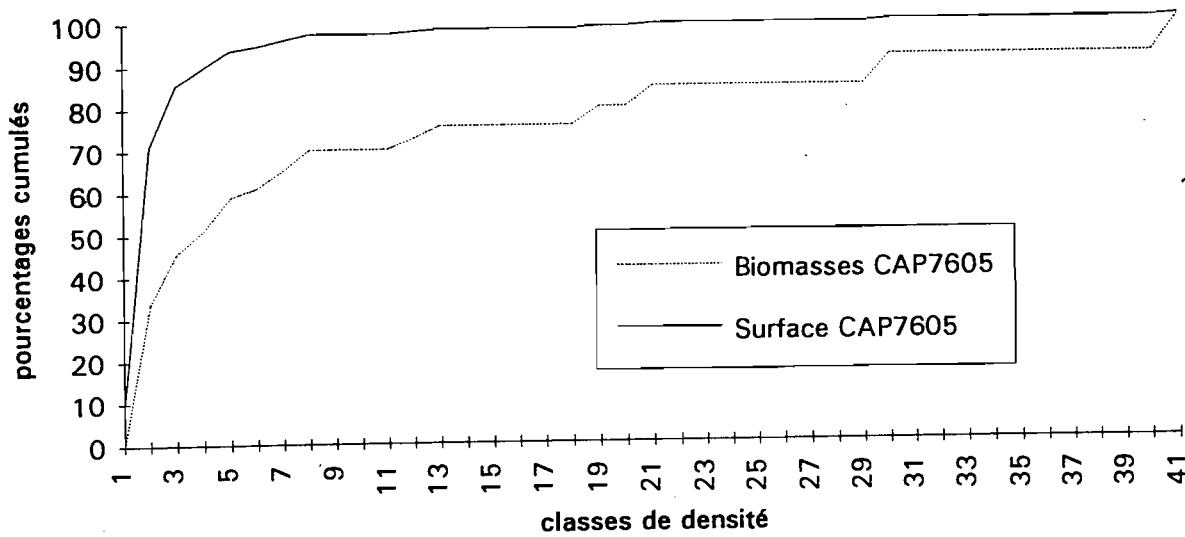
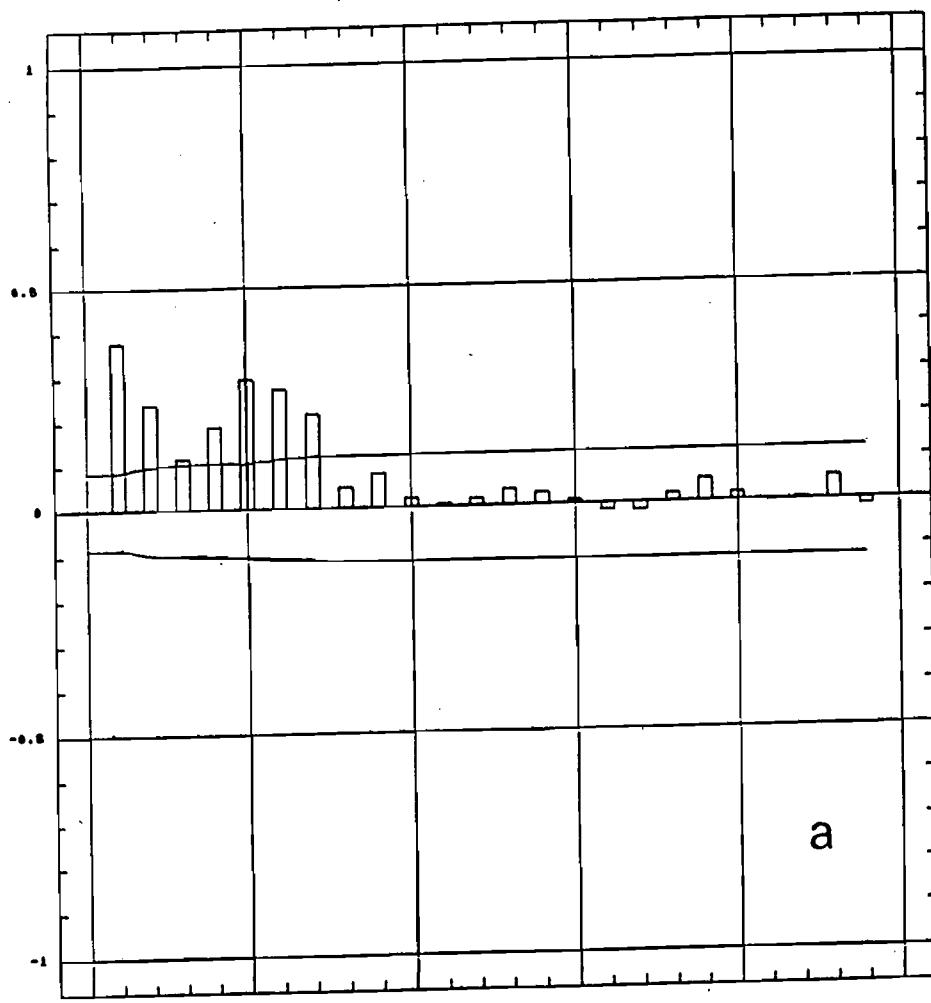
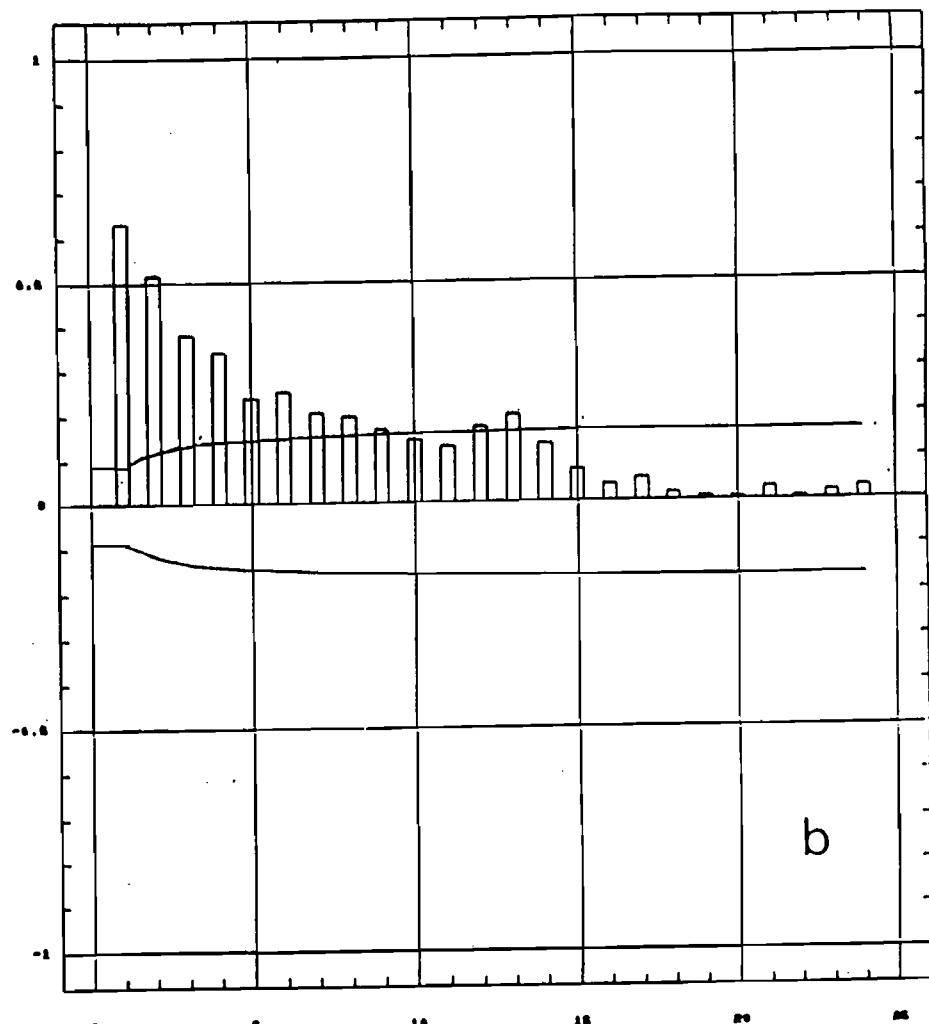


Figure 2.6. Surfaces et biomasses cumulées (CAP 7605)



Intervalle

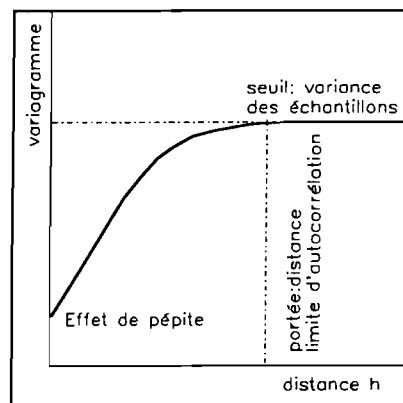
a



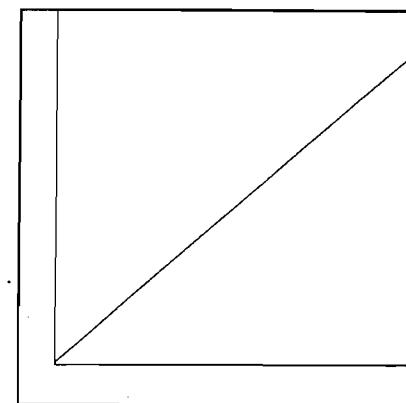
Intervalle

b

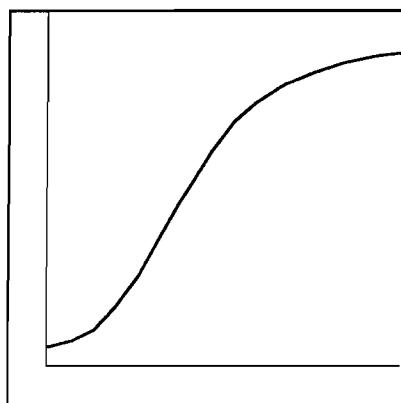
Figure 2.7. Autocorréogrammes de l'ensemble des données d'ECHOVEN 2
a : jour b : nuit



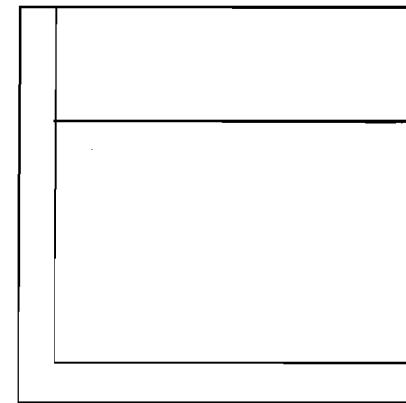
A



B



C



D

Figure 2.8. Définition des termes du variogramme

- A. Variogramme sphérique
- B. Variogramme linéaire
- C. Variogramme gaussien
- D. Pas de structure spatiale

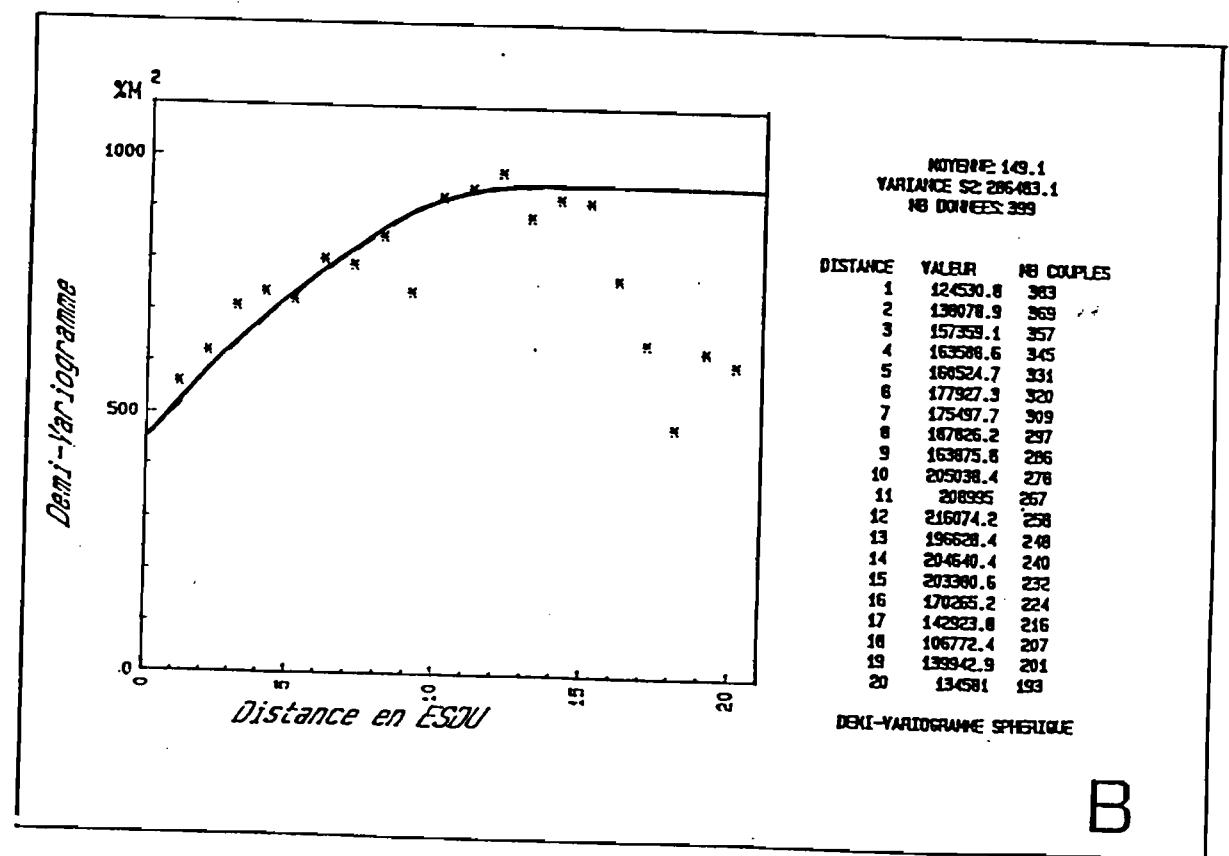
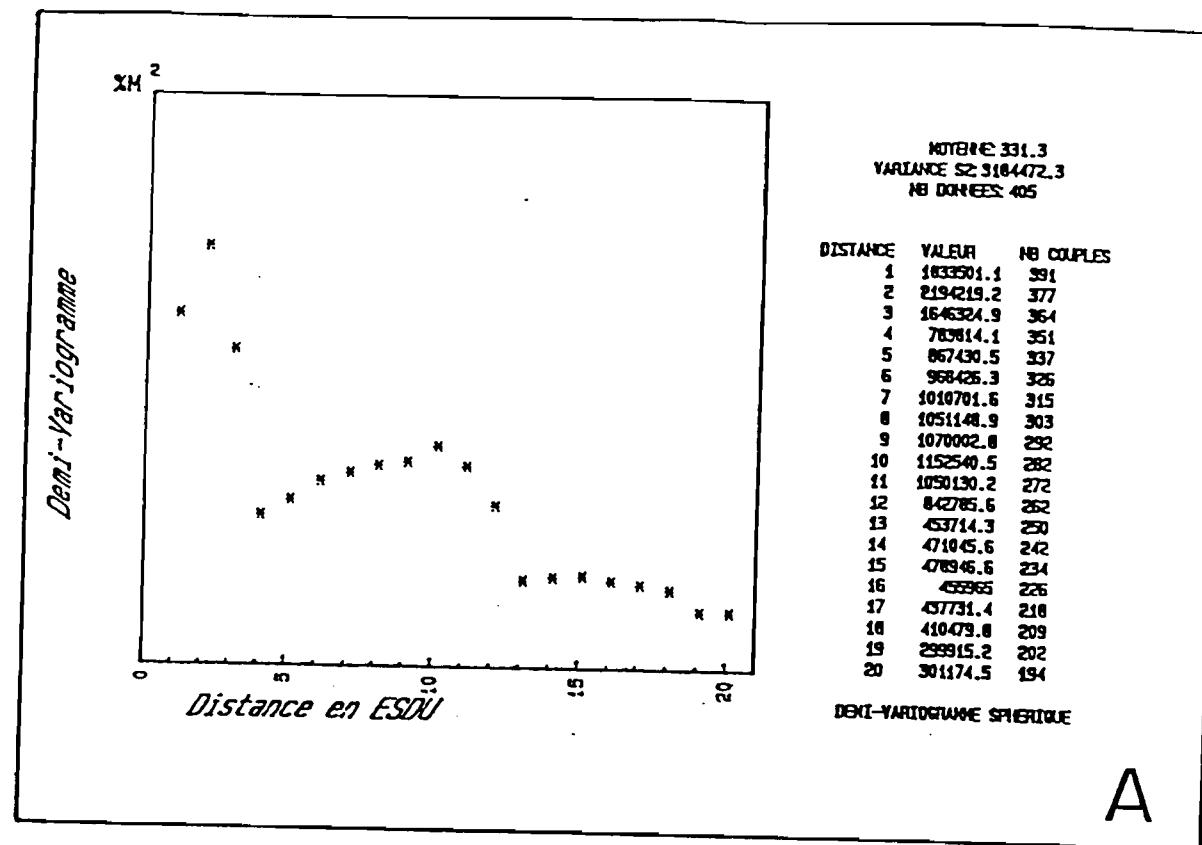


Figure 2.9. Variogrammes sur les radiales de jour
 A : ensemble des ESDU
 B : ESDU de densités inférieures à 104

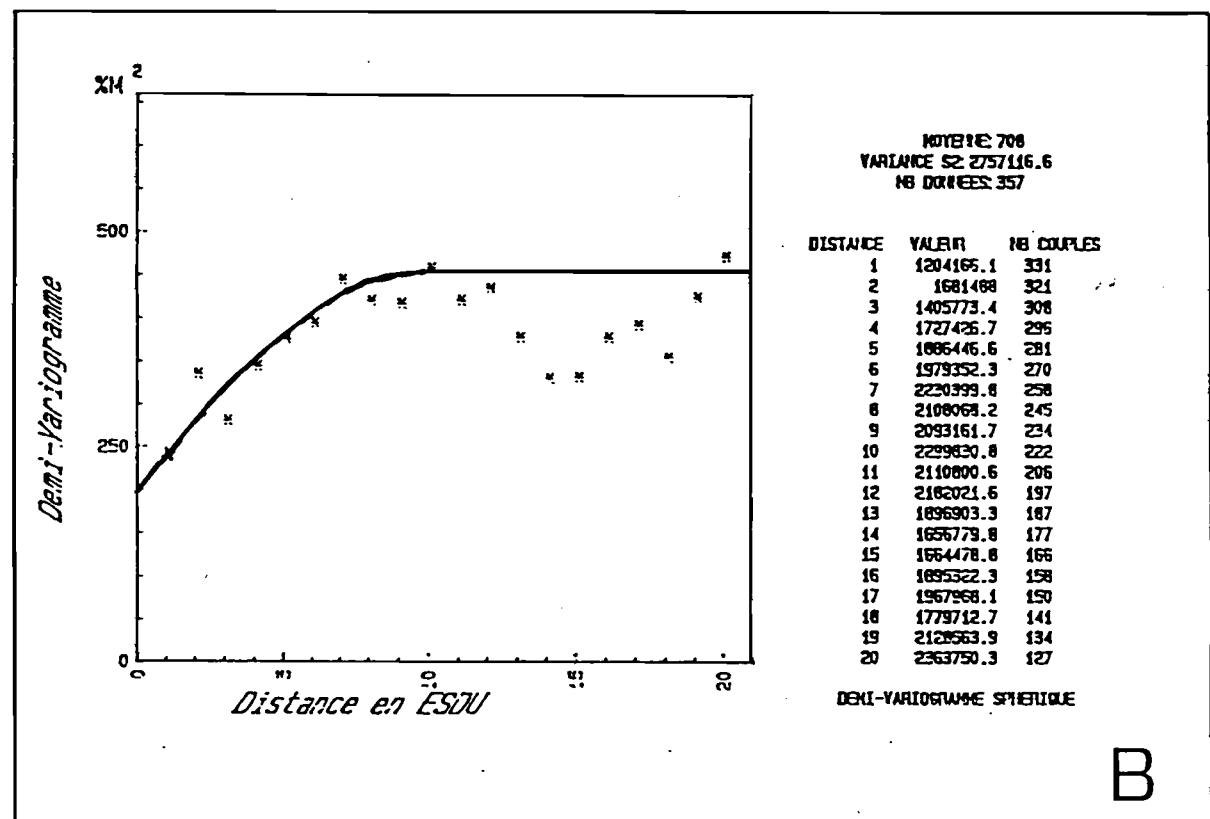
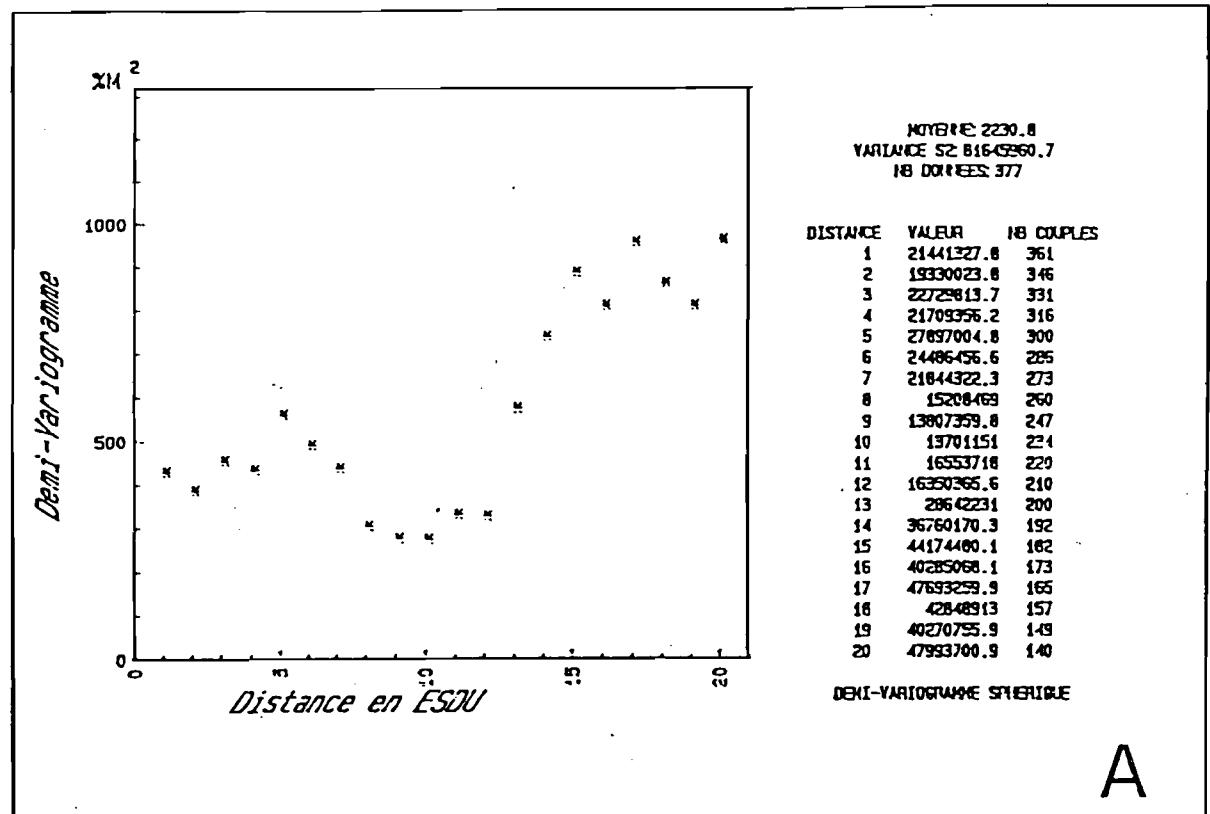


Figure 2.10. Variogrammes sur les radiales de nuit

A : ensemble des ESDU

B : ESDU de densités inférieures à 10^4

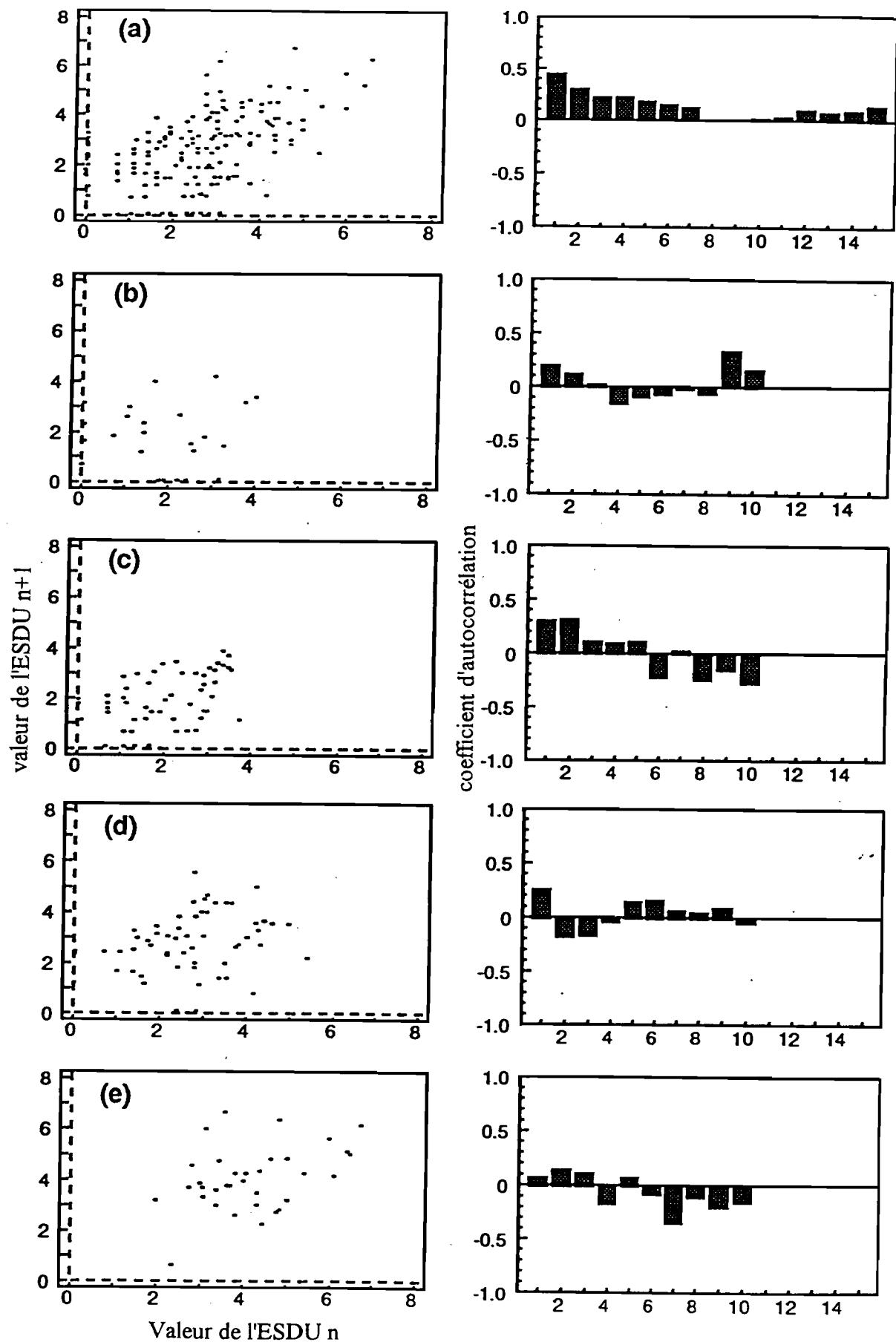


Figure 2.11. Distributions des couples de densités des ESDU n et $n+1$ pour les différentes strates de CAP 7605 et pour l'ensemble des strates. Calcul des autocorrélogrammes pour chaque strate.

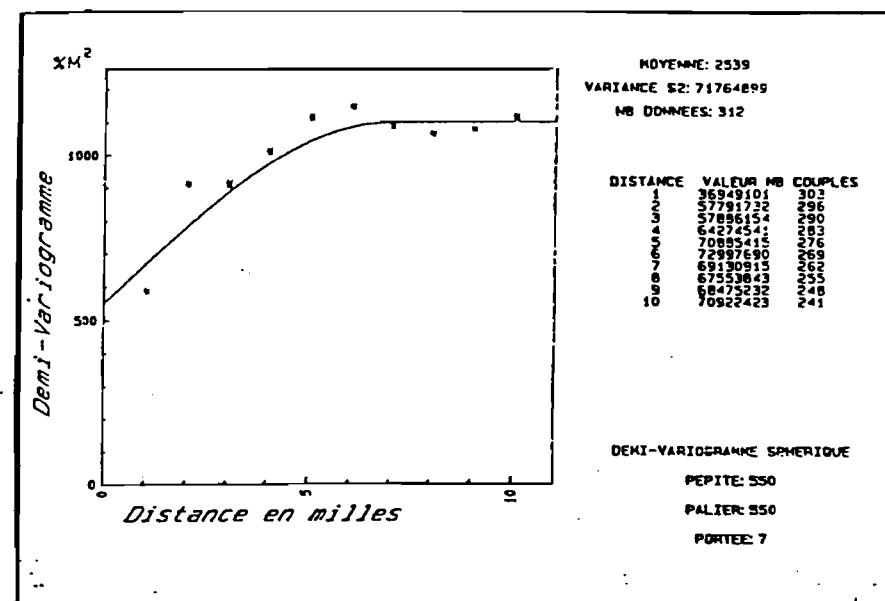


Figure 2.12. Variogramme obtenu pour des radiales perpendiculaires à la ligne de côte (ECHOVEN 2)

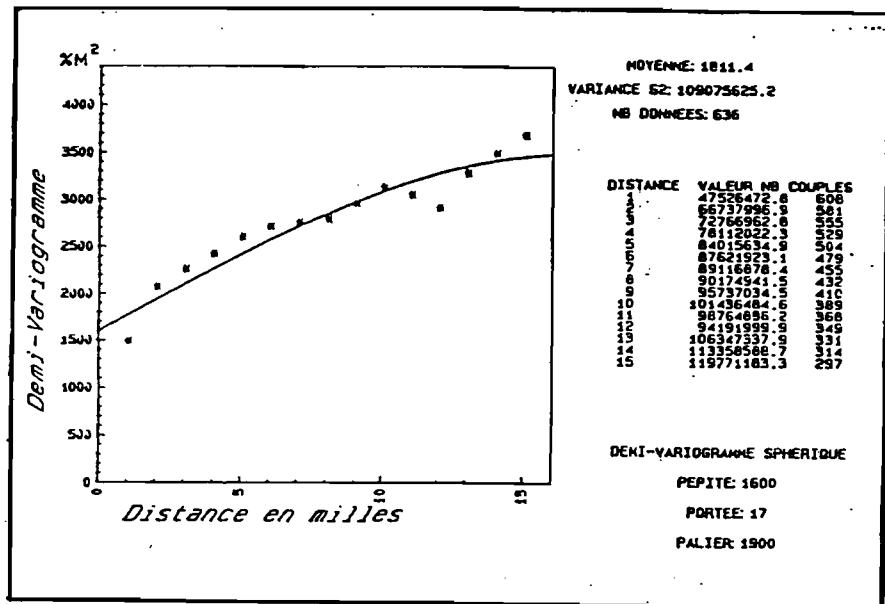


Figure 2.13. Variogramme obtenu pour des radiales parallèles à la ligne de côte (ECHOVEN 2)

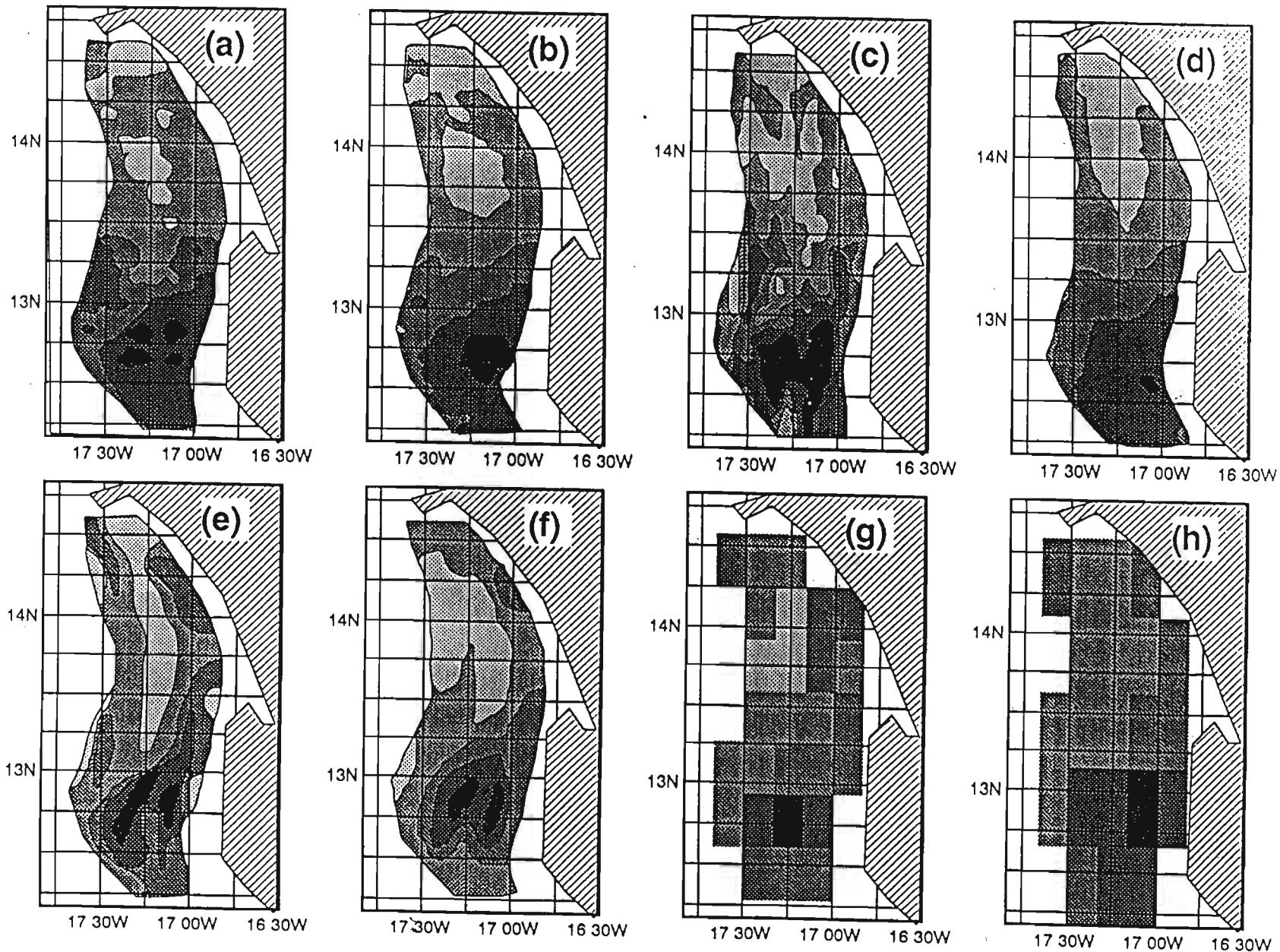


Figure 2.14. Exemples de quelques méthodes de cartographie des données de CAP 7605)

- (a) : isotropie, faible autocorrélation (b) isotropie, forte autocorrélation
- (c) : anisotropie, faible autocorrélation (d) anisotropie, forte autocorrélation
- (e) : contours à la main (f) : krigage
- (g) : rectangles 10x20 milles (h) : rectangles 10x30 milles

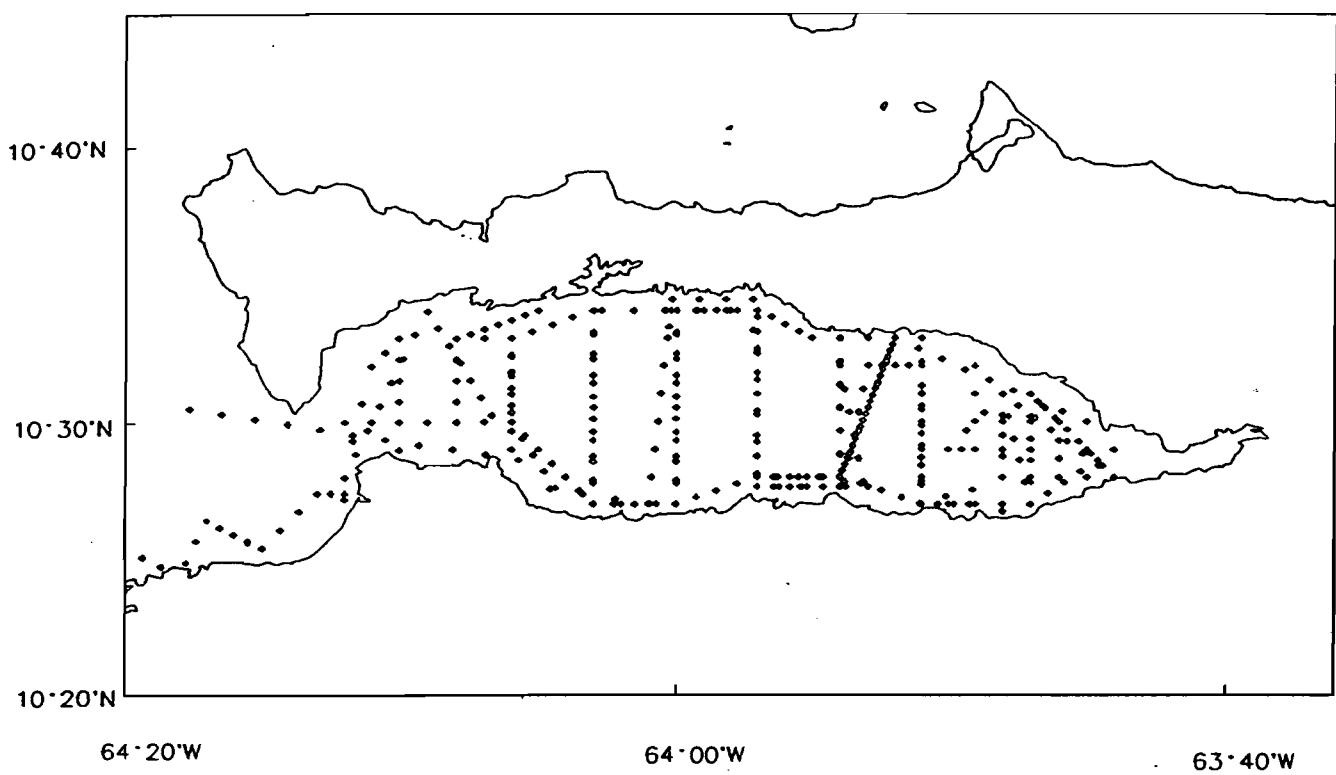


Figure 2.15. Couverture de jour du Golfe de Cariaco (ECHOEN 2)

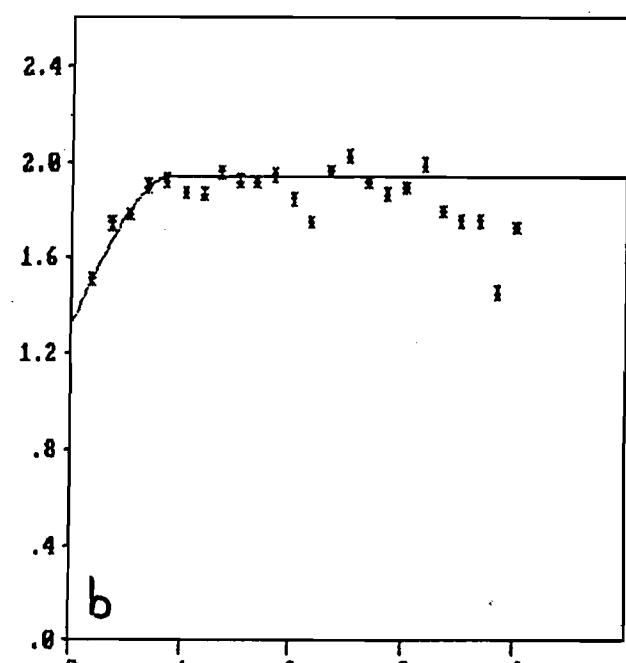
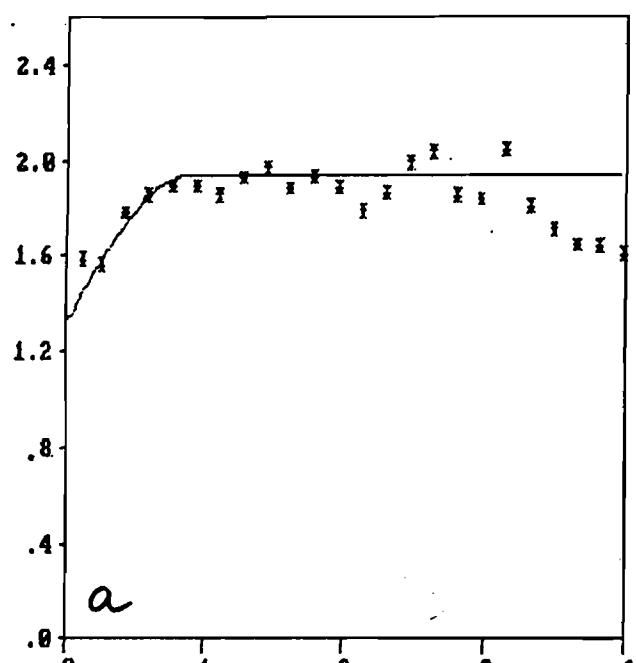
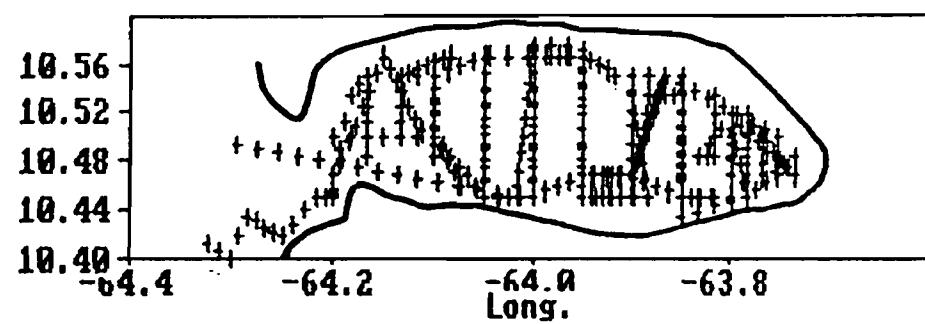


Figure 2.16. Variogrammes calculés sur la totalité des données de jour
 a : distance minimum entre ESDU = 0
 b : distance minimum entre ESDU = 1 mille

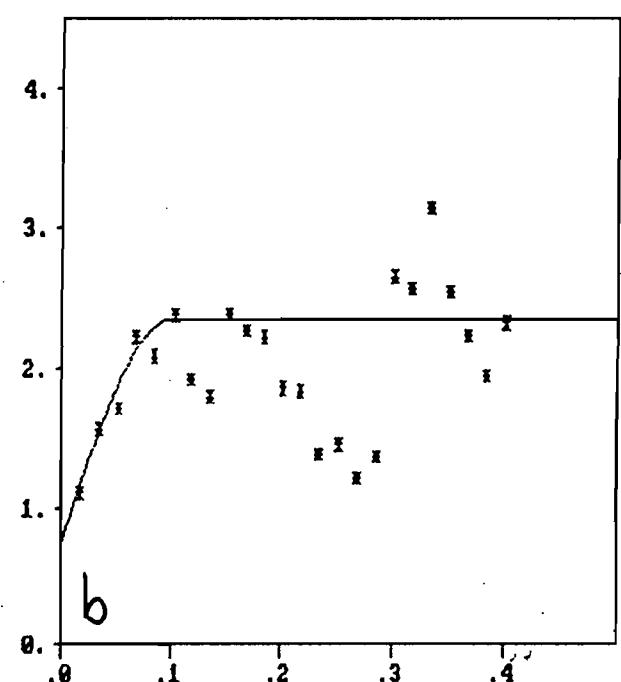
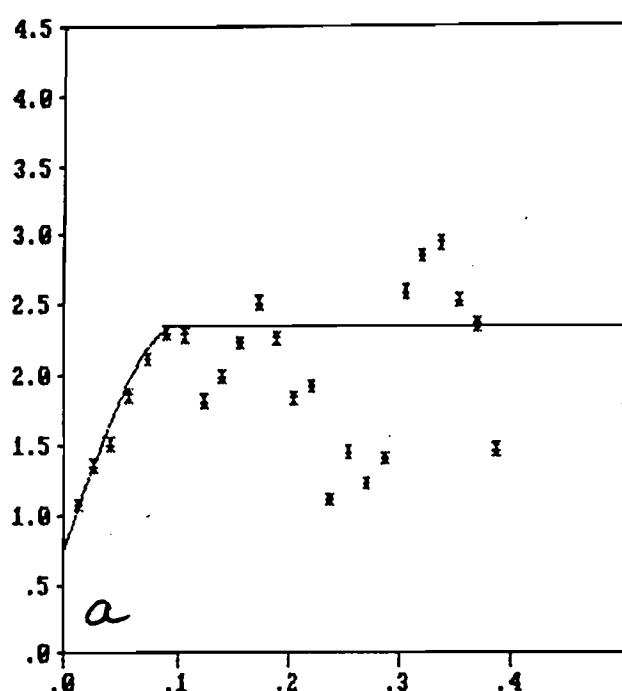
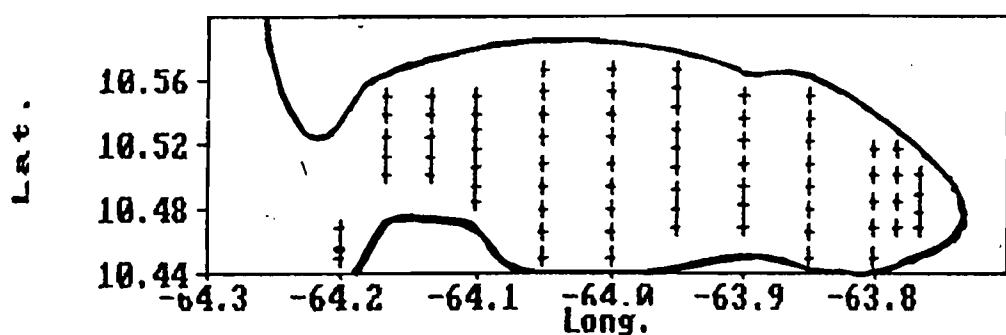
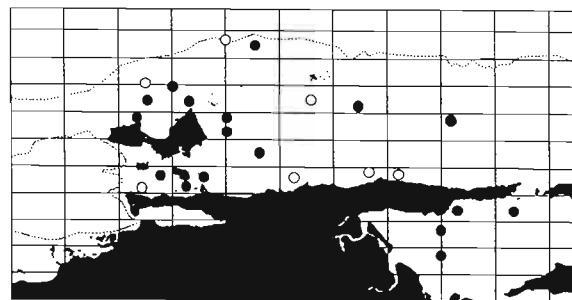


Figure 2.17. Variogrammes calculés sur les données des radiales nord-sud

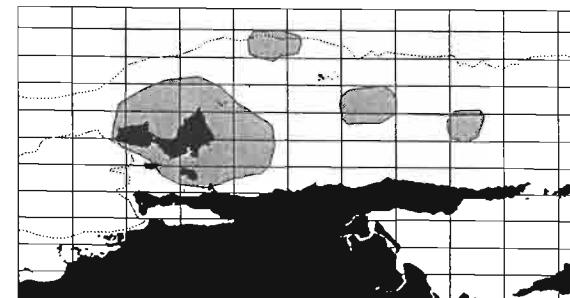
a : intervalle minimum entre deux ESDU = 0

b : intervalle minimum entre deux ESDU = 1 mille

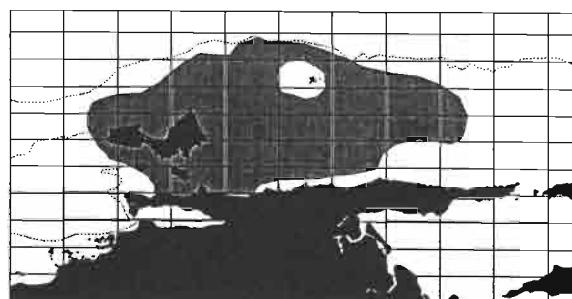


Présence de sardinelles dans les chalutages

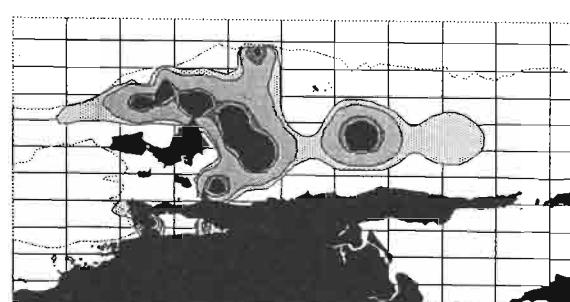
● présence ○ absence



Cartographie, hypothèse basse



Cartographie, hypothèse haute



Cartographie par krigage

Figure 2.18. Quelques exemples de cartographies différentes d'une même série d'observations (captures de sardinelles durant ECHOVEN 2)

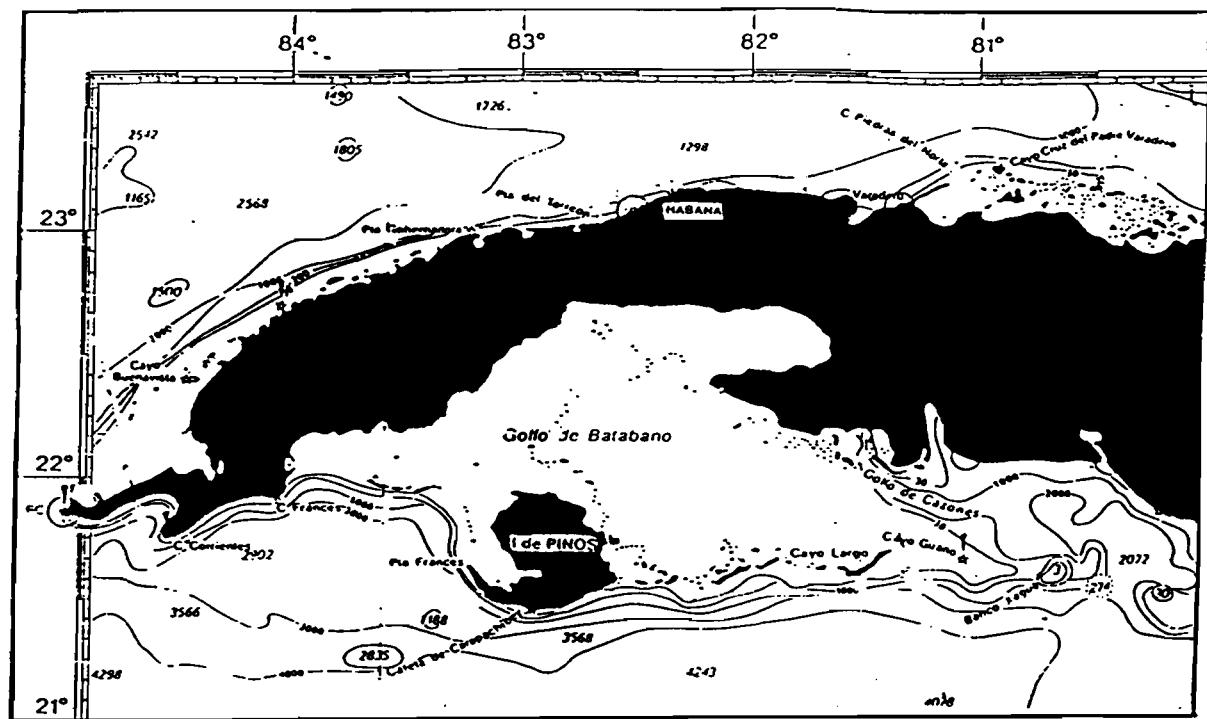


Figure 2.19. Golfe de Batabano (SW de Cuba)

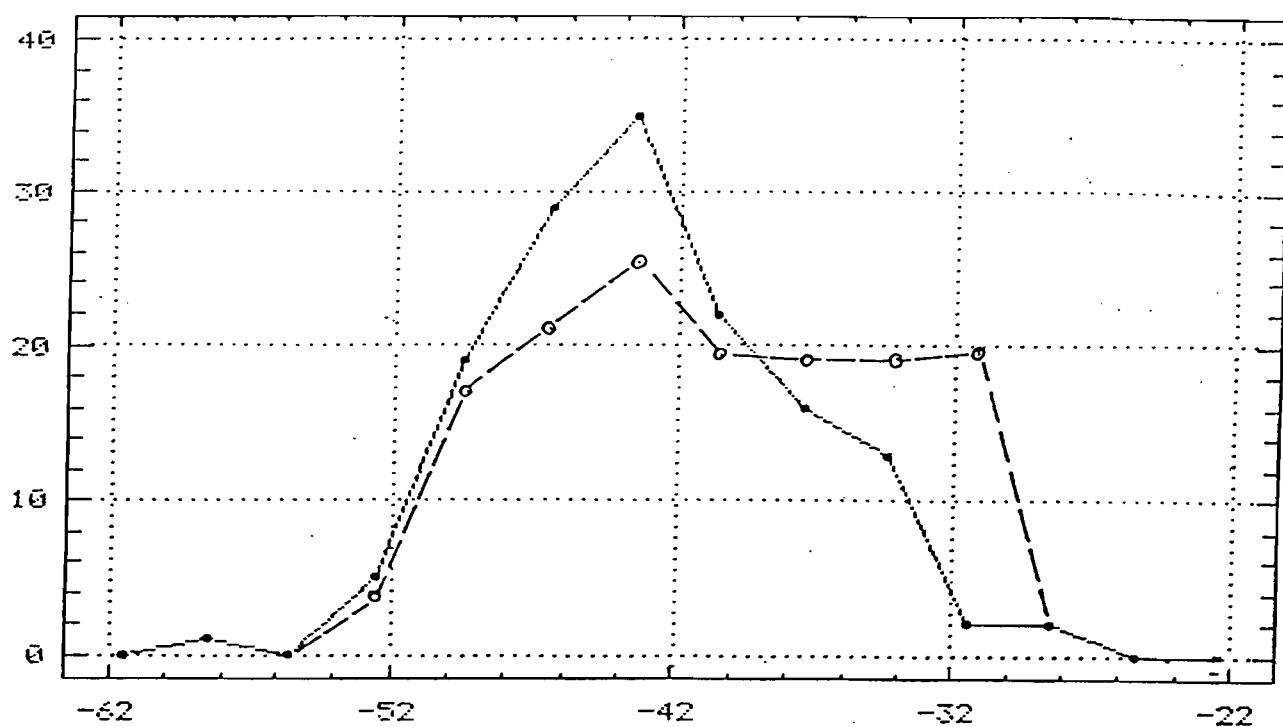


Figure 2.20a. Diagramme de fréquence des TS (en dB) calculées directement (●) et après déconvolution (○) dans le golfe de Batabano

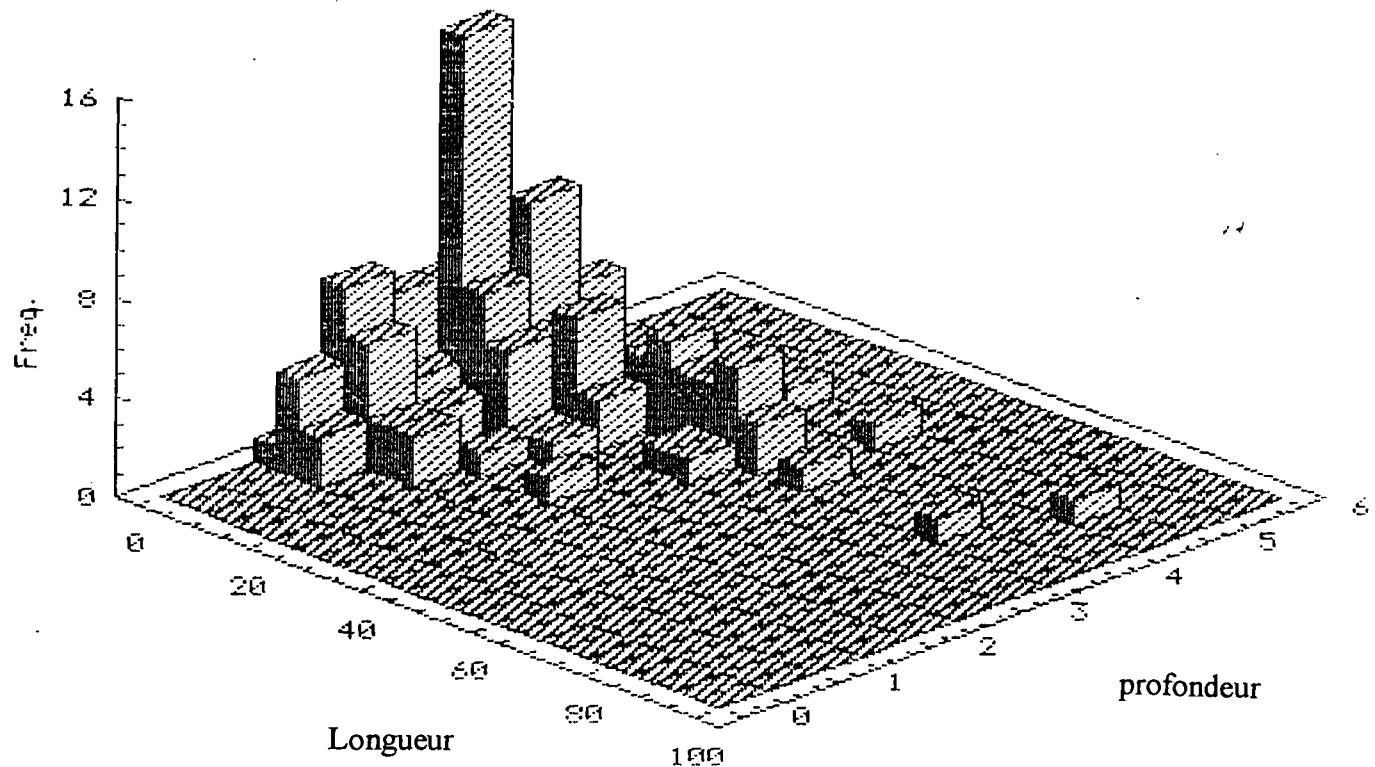


Figure 2.20b. Histogramme de fréquence des longueurs des poissons en fonction de leur situation bathymétrique (golfe de Batabano)

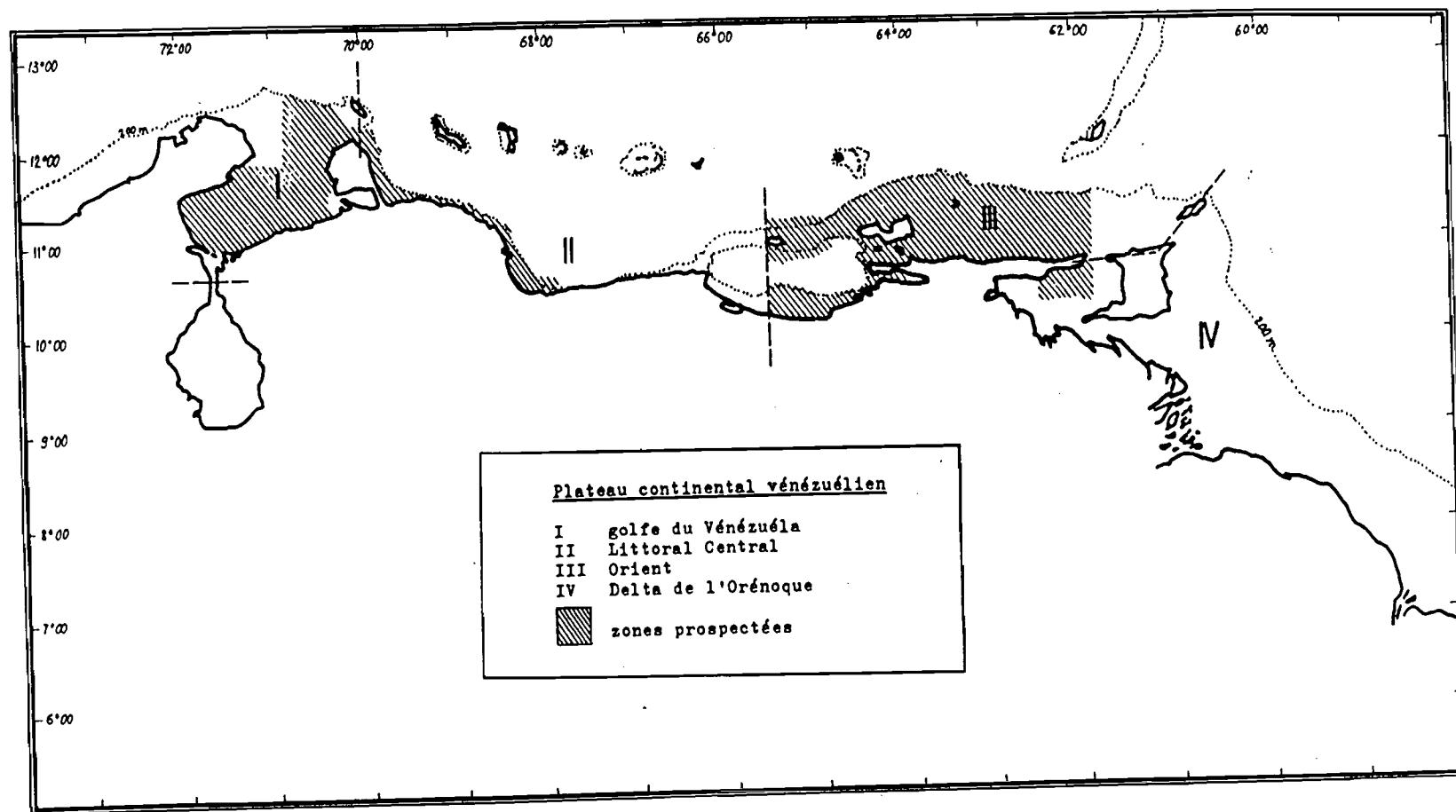


Figure 2.21. Carte du plateau continental vénézuélien

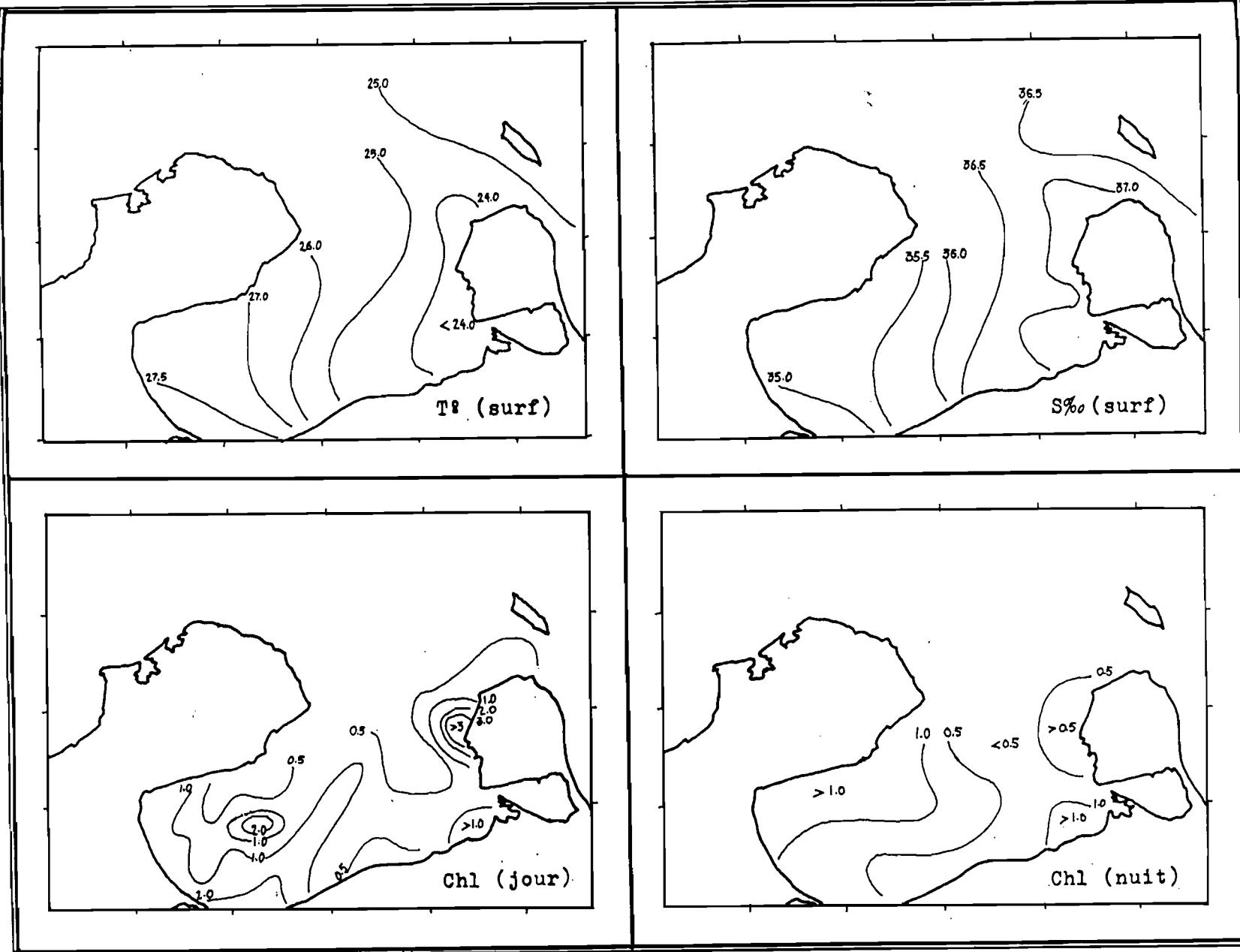


Figure 2.22. Caractéristiques hydrologiques du Golfe du Vénézuela mesurées au cours de la campagne FALCON 2

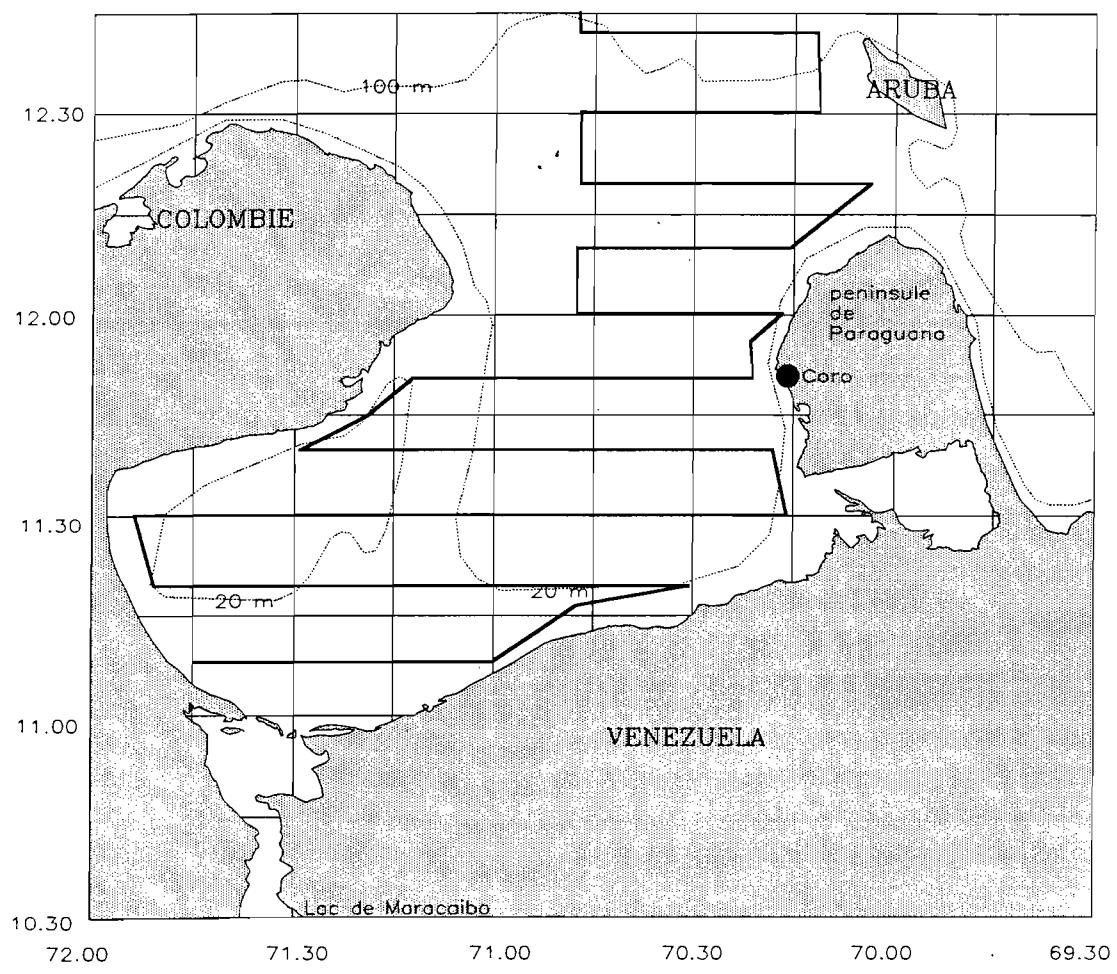


Figure 2.23. Routes parcourues durant les campagnes dans le Golfe du Vénézuéla

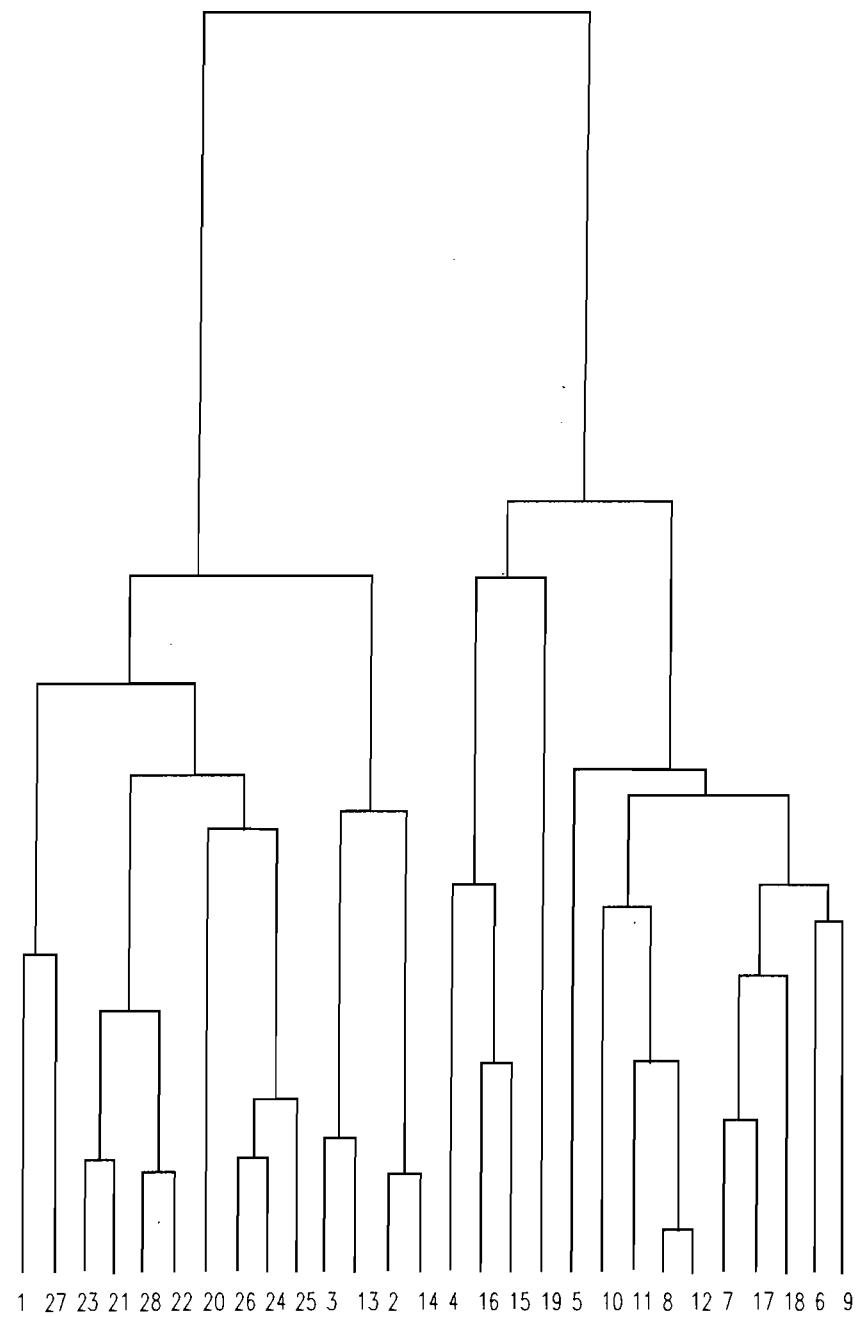


Figure 2.24. Dendrogramme communautés naturelles
Golfe du Vénézuéla

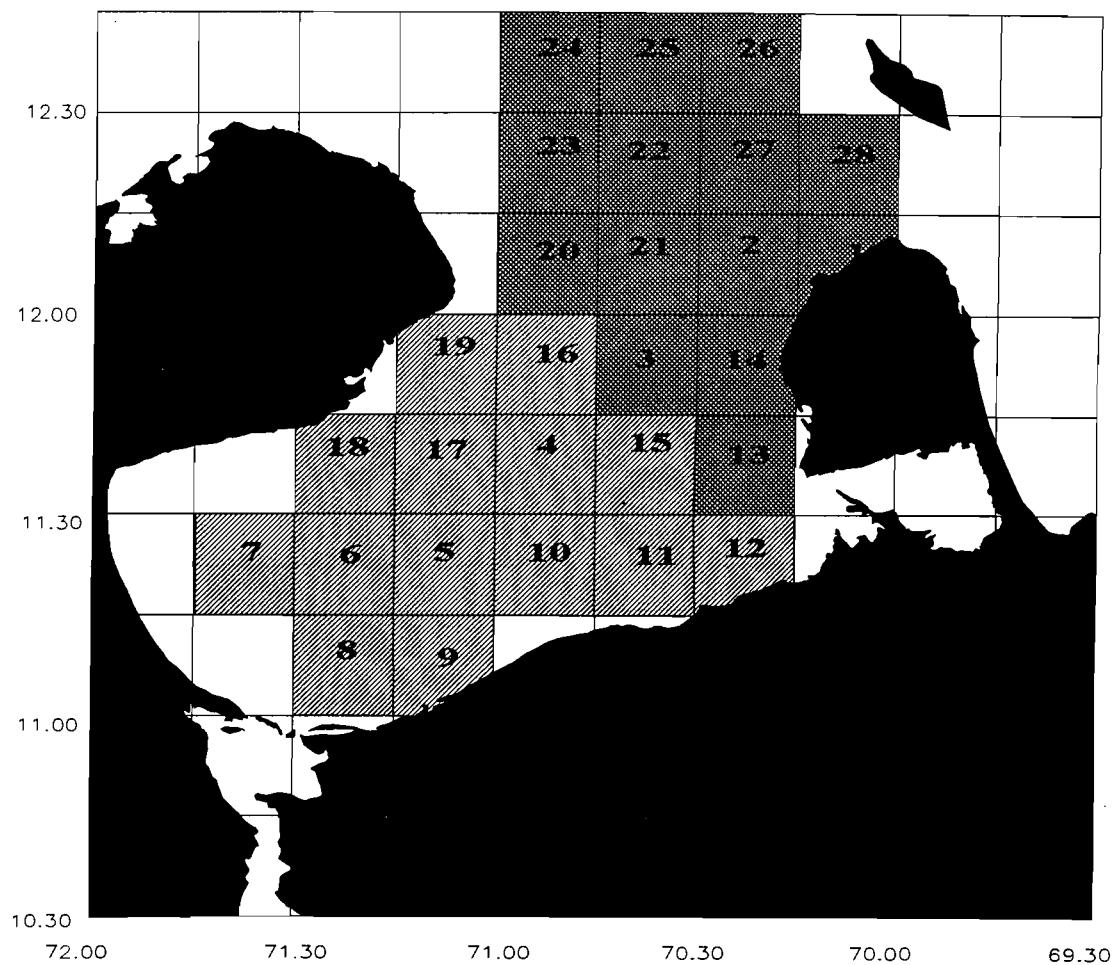


Figure 2.25. Cartographie des communautés naturelles

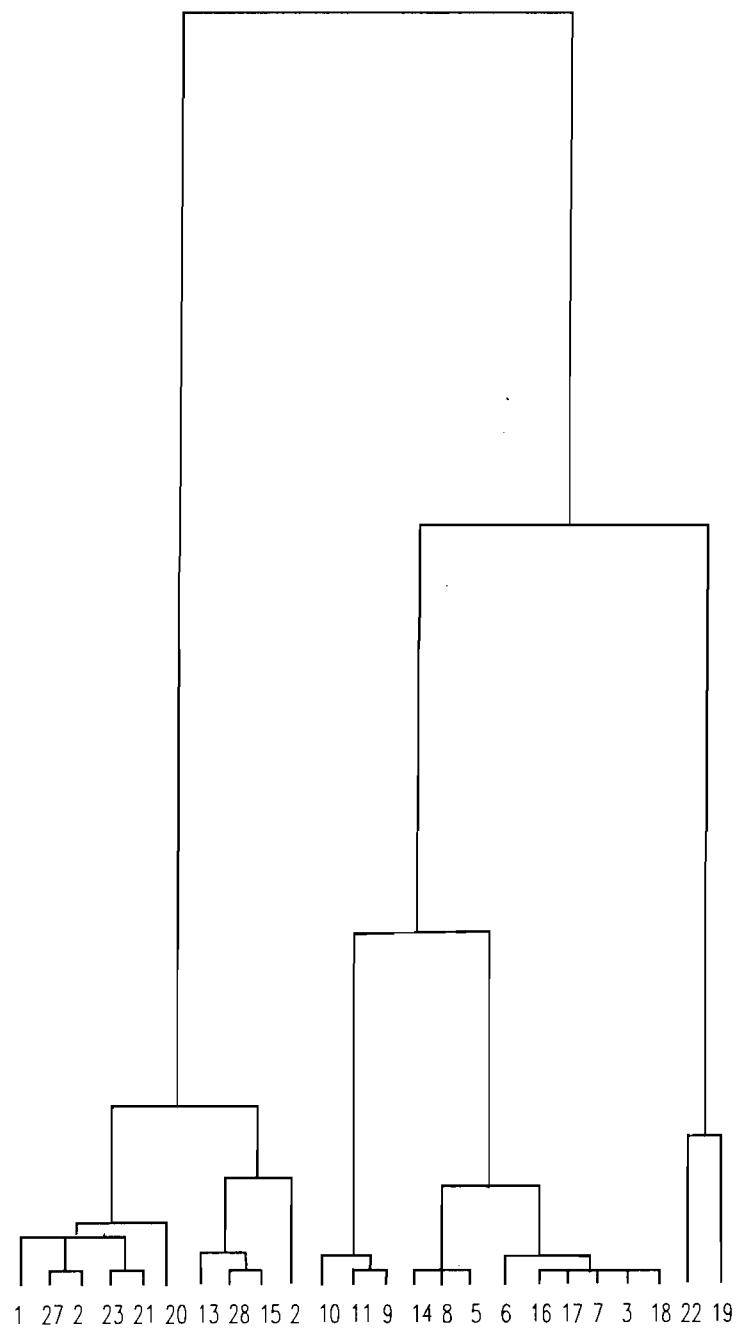


Figure 2.26. Dendrogramme des populations acoustiques

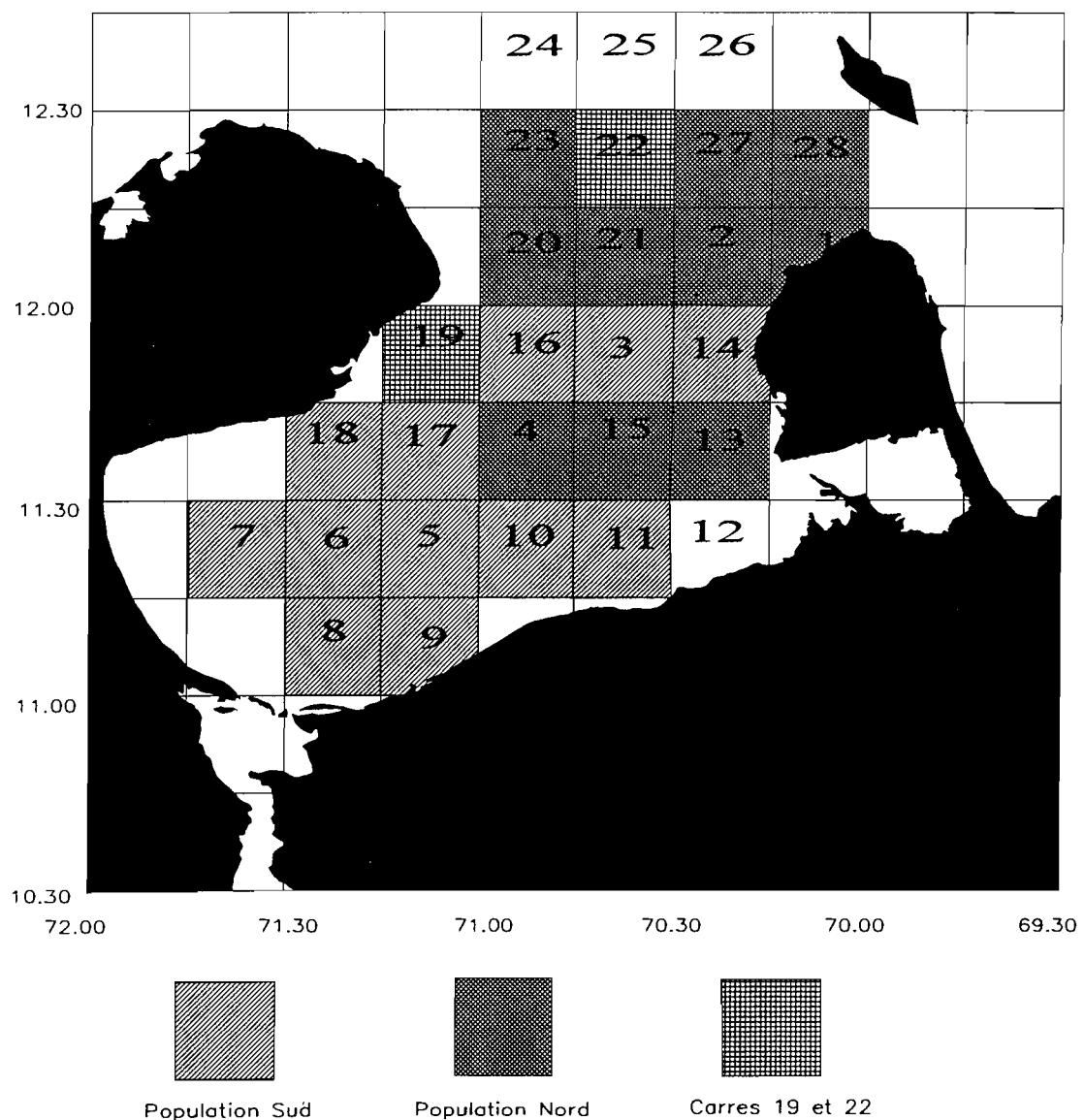


Figure 2.27. Populations acoustiques dans le golfe du Vénézuéla

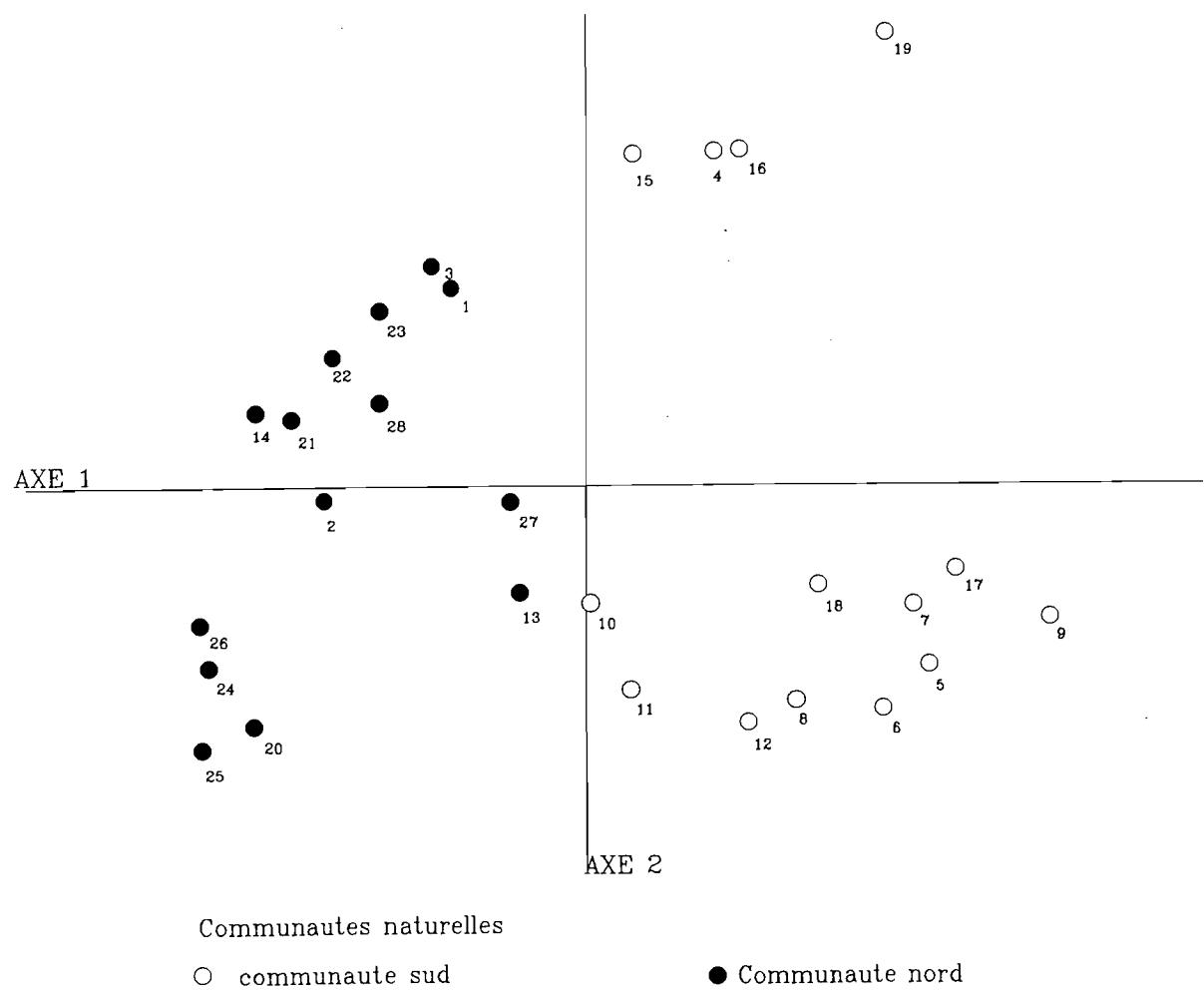


Figure 2.28. Analyse factorielle des correspondances
sur les communautés naturelles du Golfe du Vénézuéla

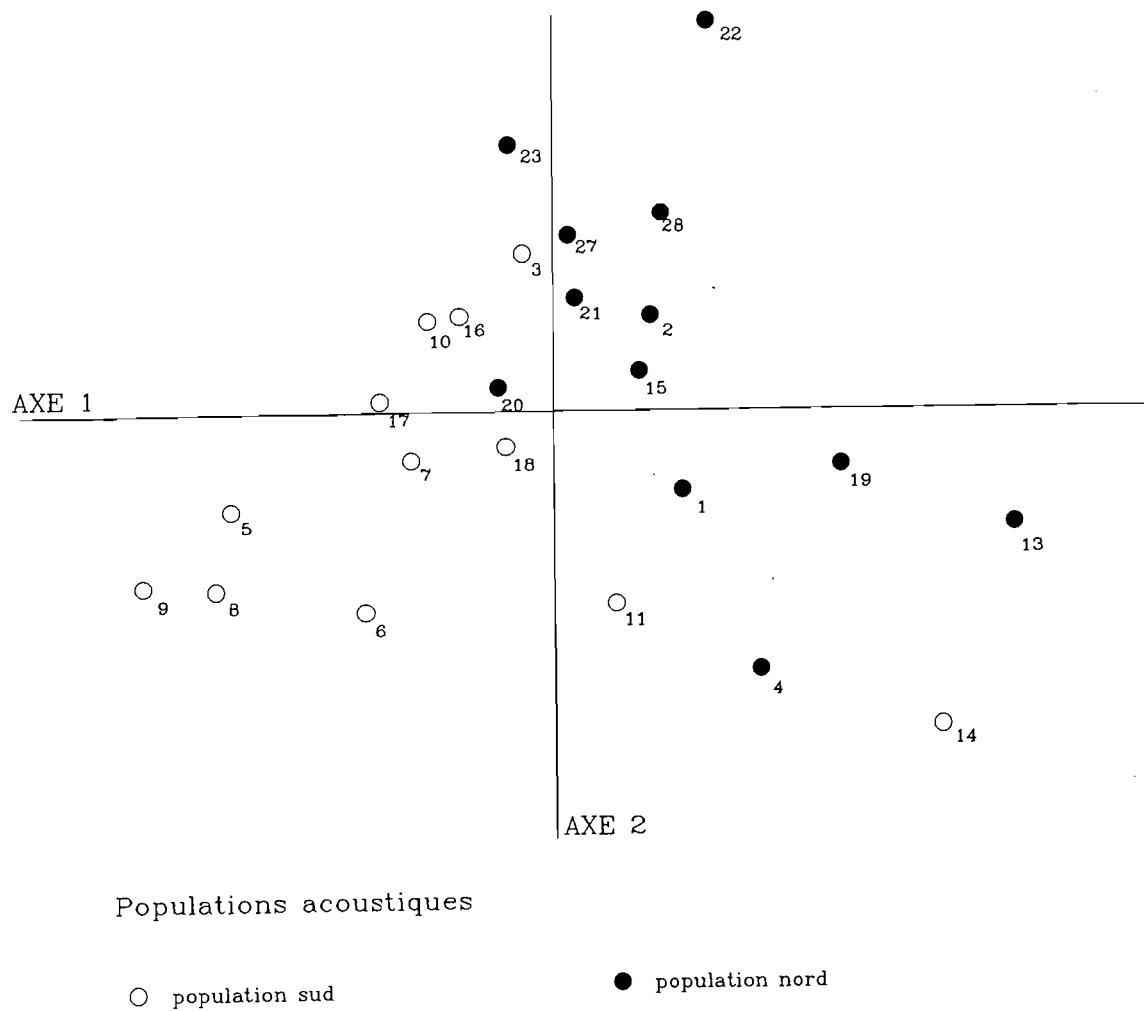


Figure 2.29. Analyse factorielle des correspondances sur les populations acoustiques du Golfe du Vénézuéla

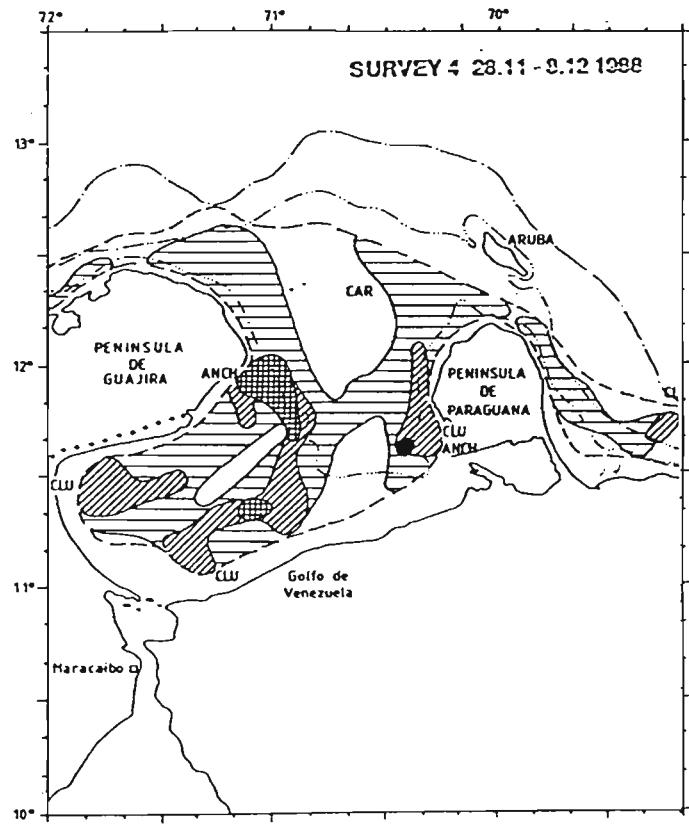
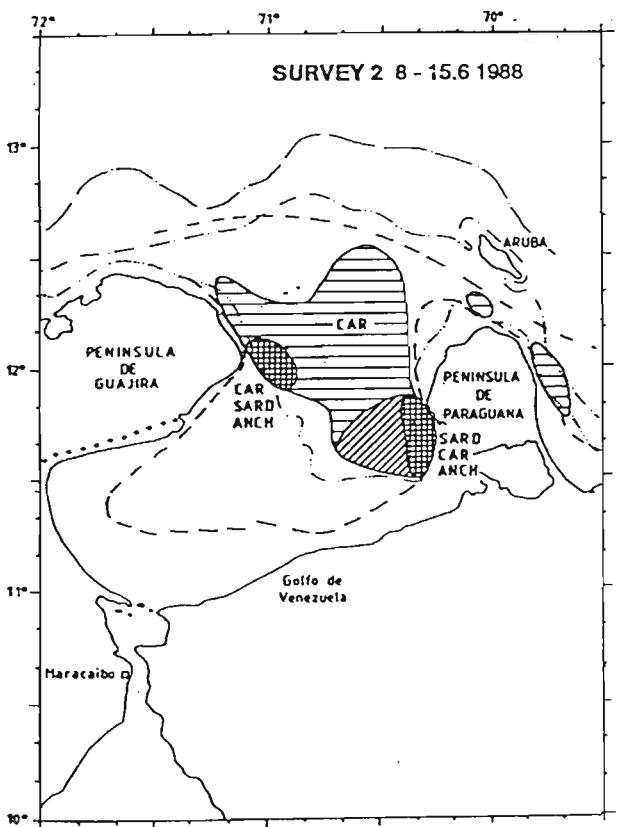
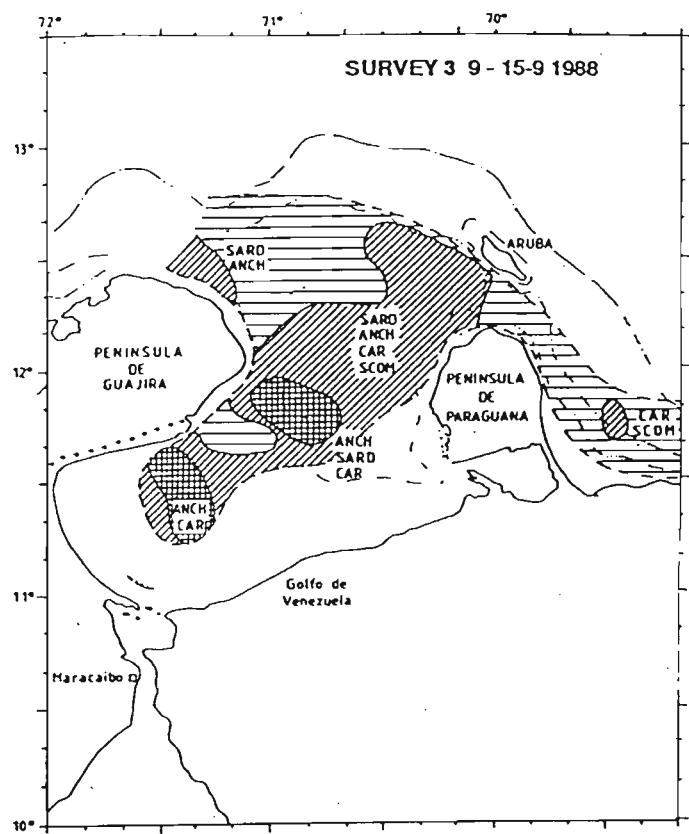
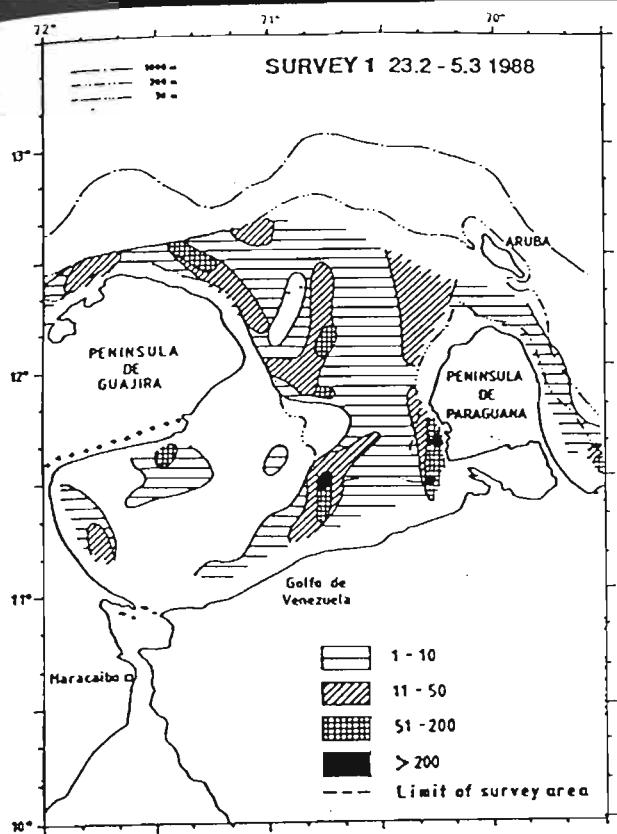


Figure 2.30. Cartes de répartition des principales espèces rencontrées lors des campagnes du NORAD (d'après Stroemme et Saetersdal, 1989)

Chapitre 3

Figures

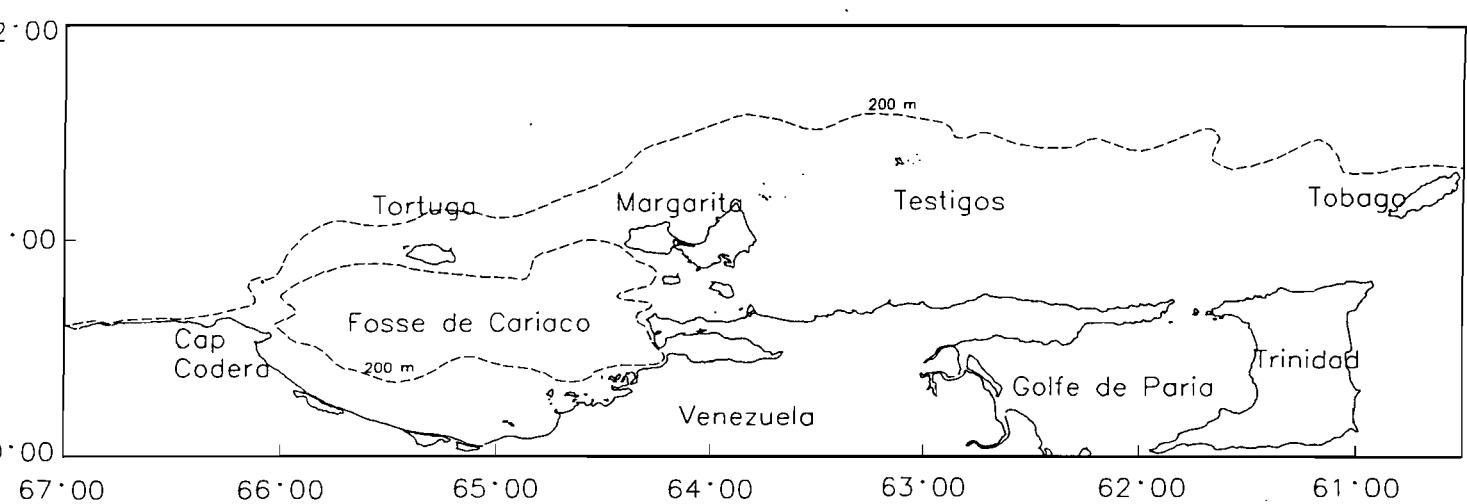


Figure 3.1. Carte de l' "Oriente" du Vénézuéla

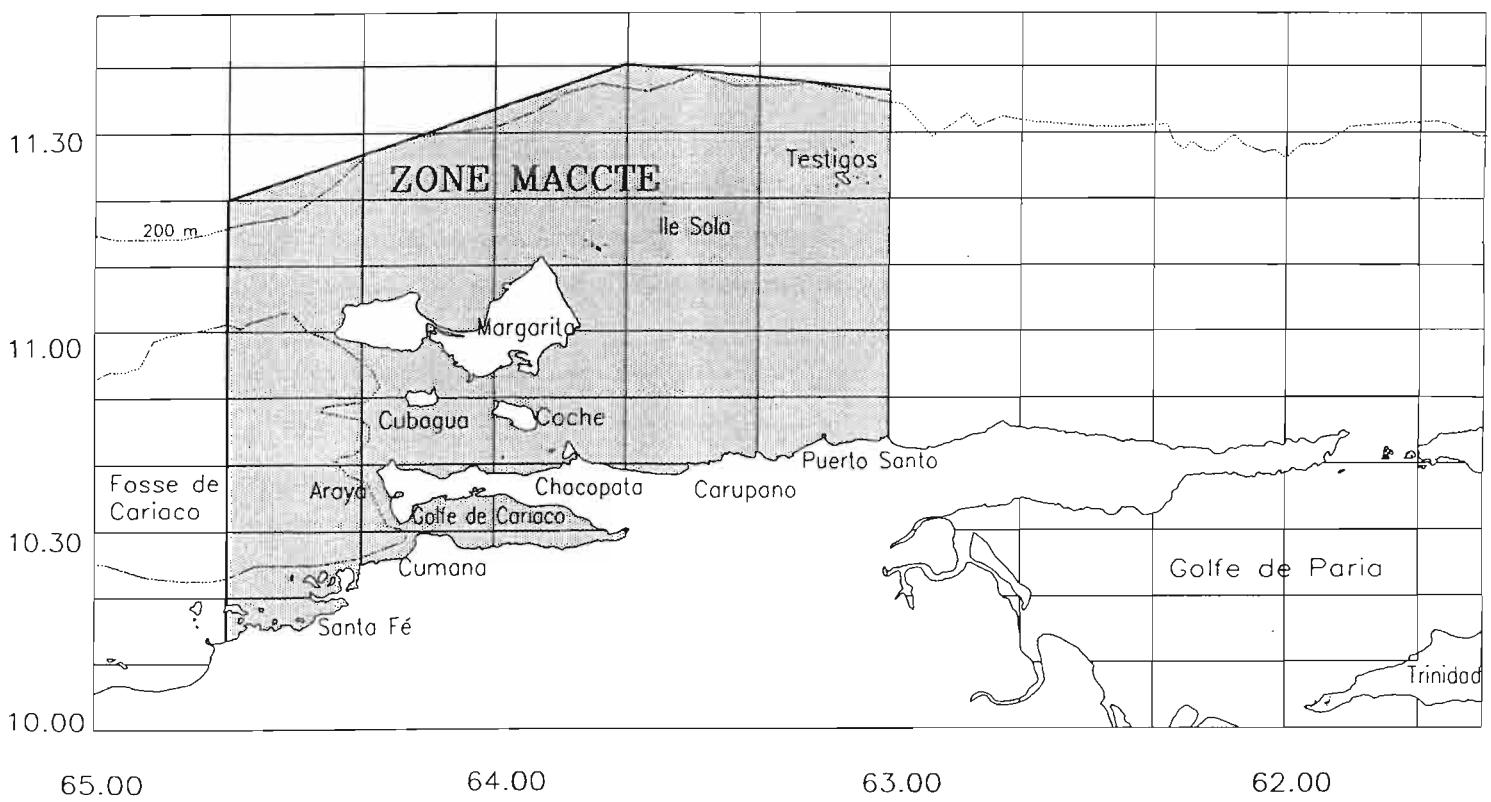


Figure 3.2. Zone MACCTE (Margarita–Araya–Cariaco–Coche–Testigos)

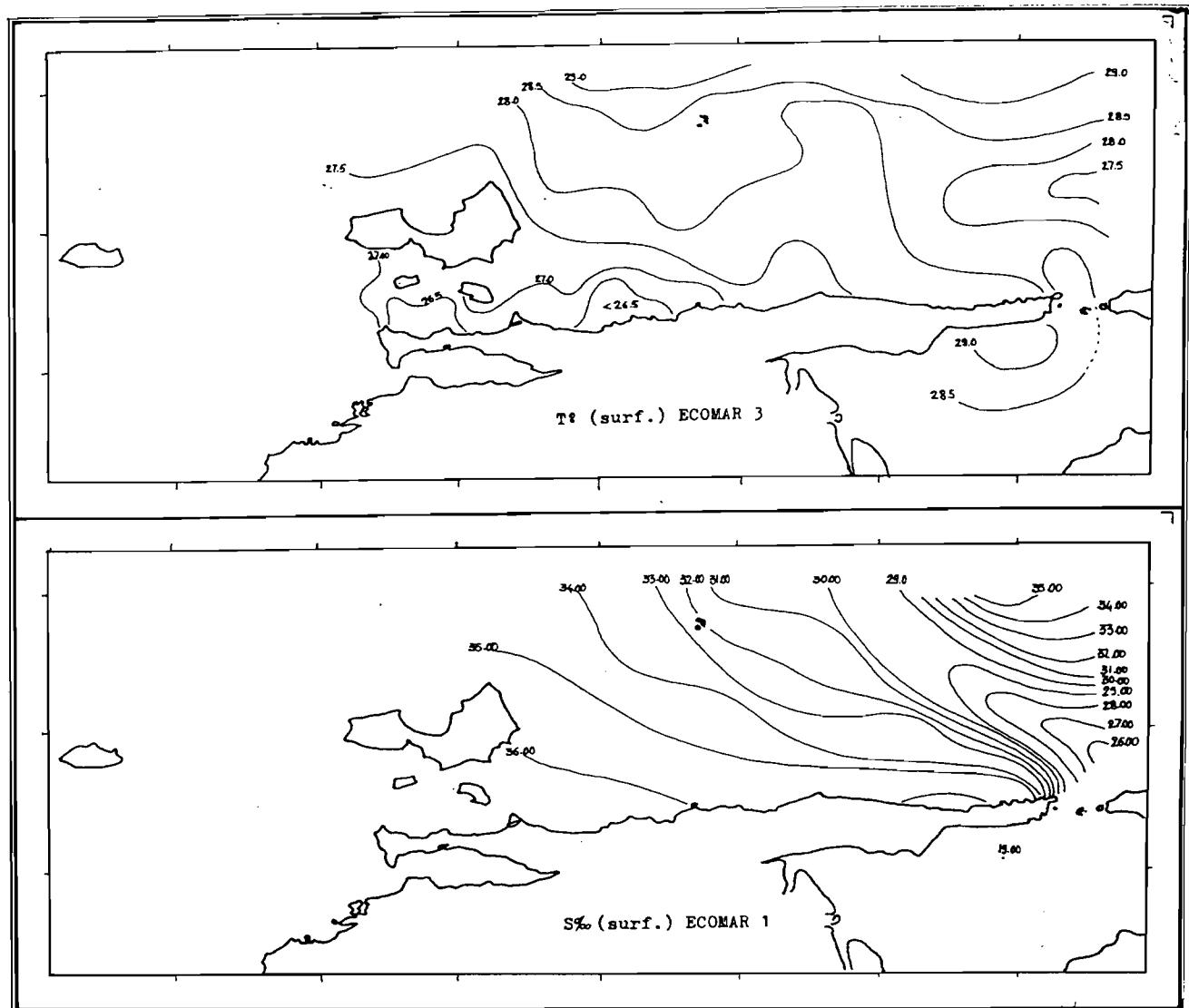
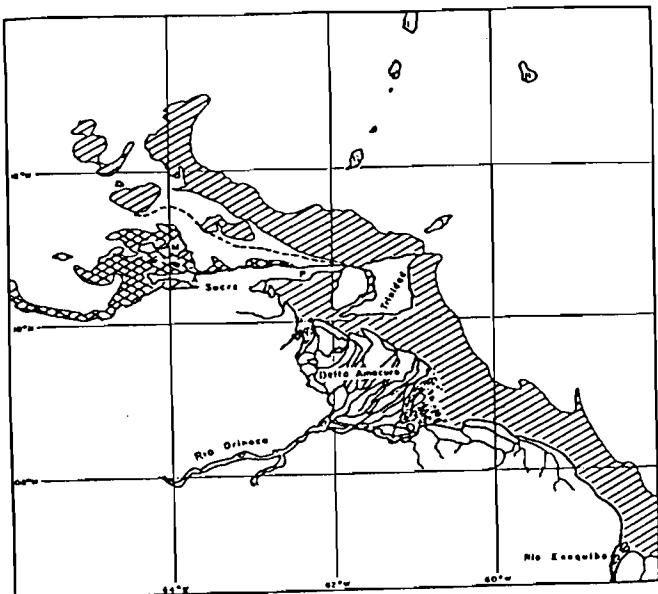
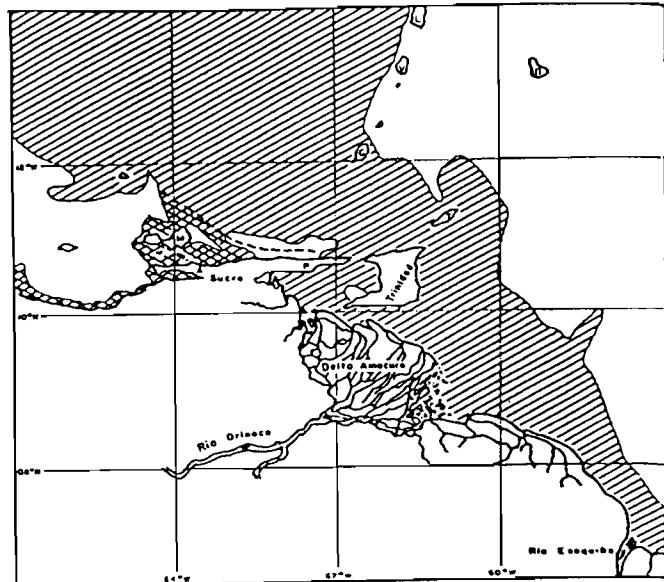


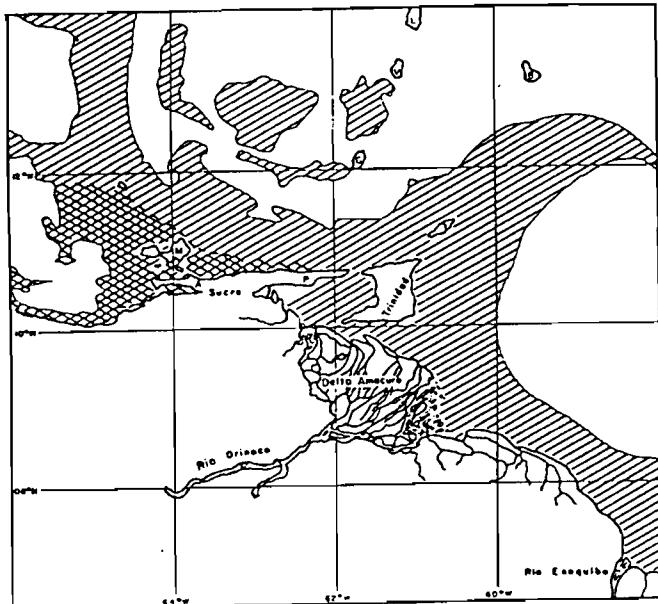
Figure 3.3. Caractéristiques hydrologiques de l'Oriente mesurées au cours des campagnes ECOMAR 1 et ECOMAR 3



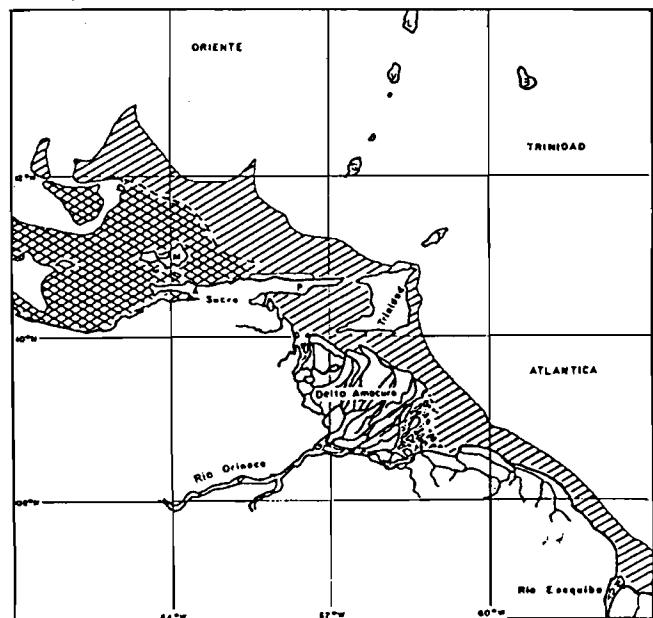
DECEMBRE 1978



OCTOBRE 1979



JANVIER 1980



MARS 1980

Figure 3.4. Influence des eaux de l'Orénoque (hachures parallèles) et des up wellings côtiers (hachures croisées) en Oriente lors de différentes saisons (cartes satellites des pigments chlorophylliens, d'après Muller-Karger et Varela, 1991).

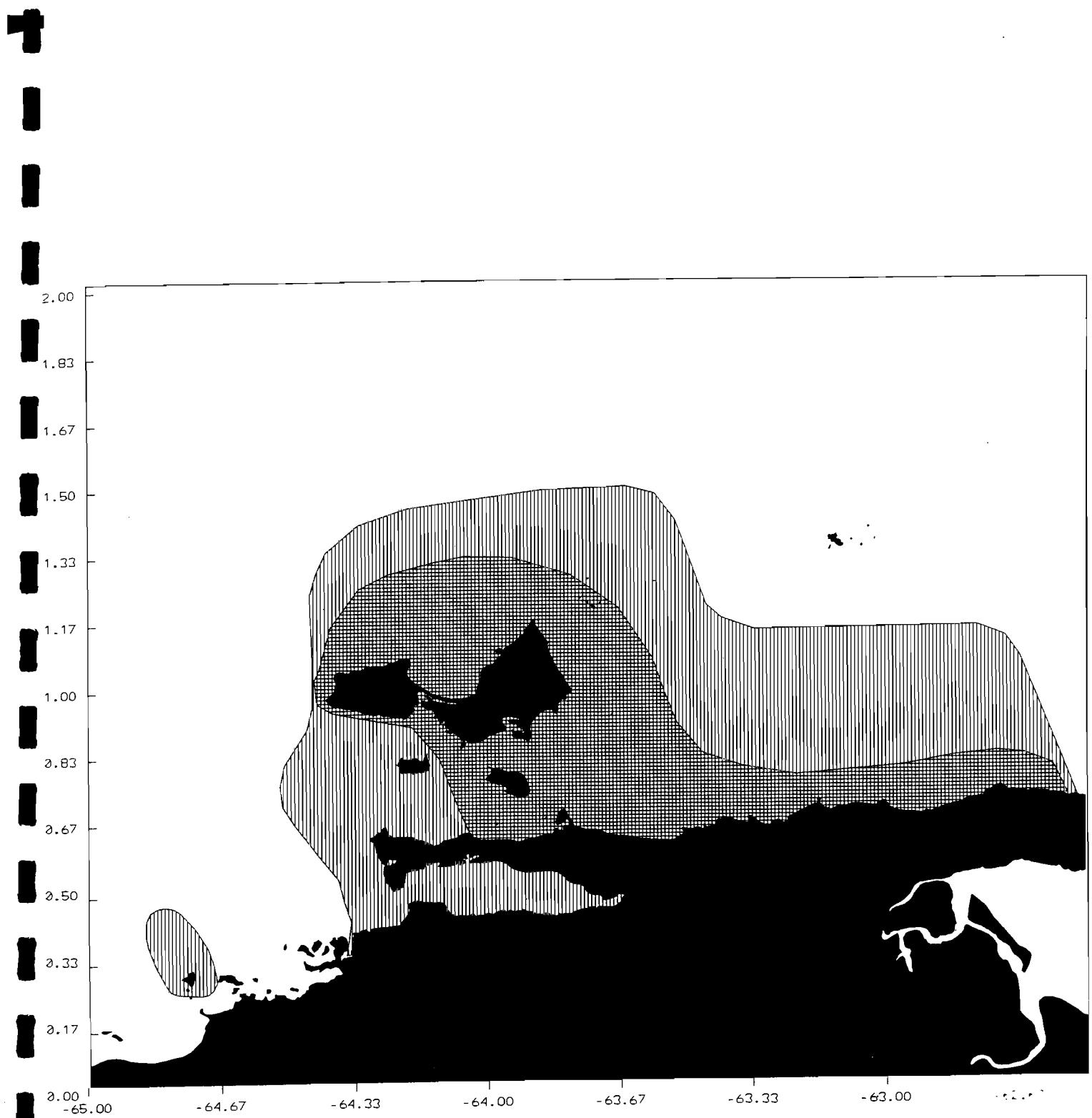


Figure 3.6. Aire de ponte de la sardinelle au Vénézuéla oriental



Aire de ponte "significative", d'après Rojas (1972)



Aire de ponte "efficace", d'après Fréon et al. (1991)

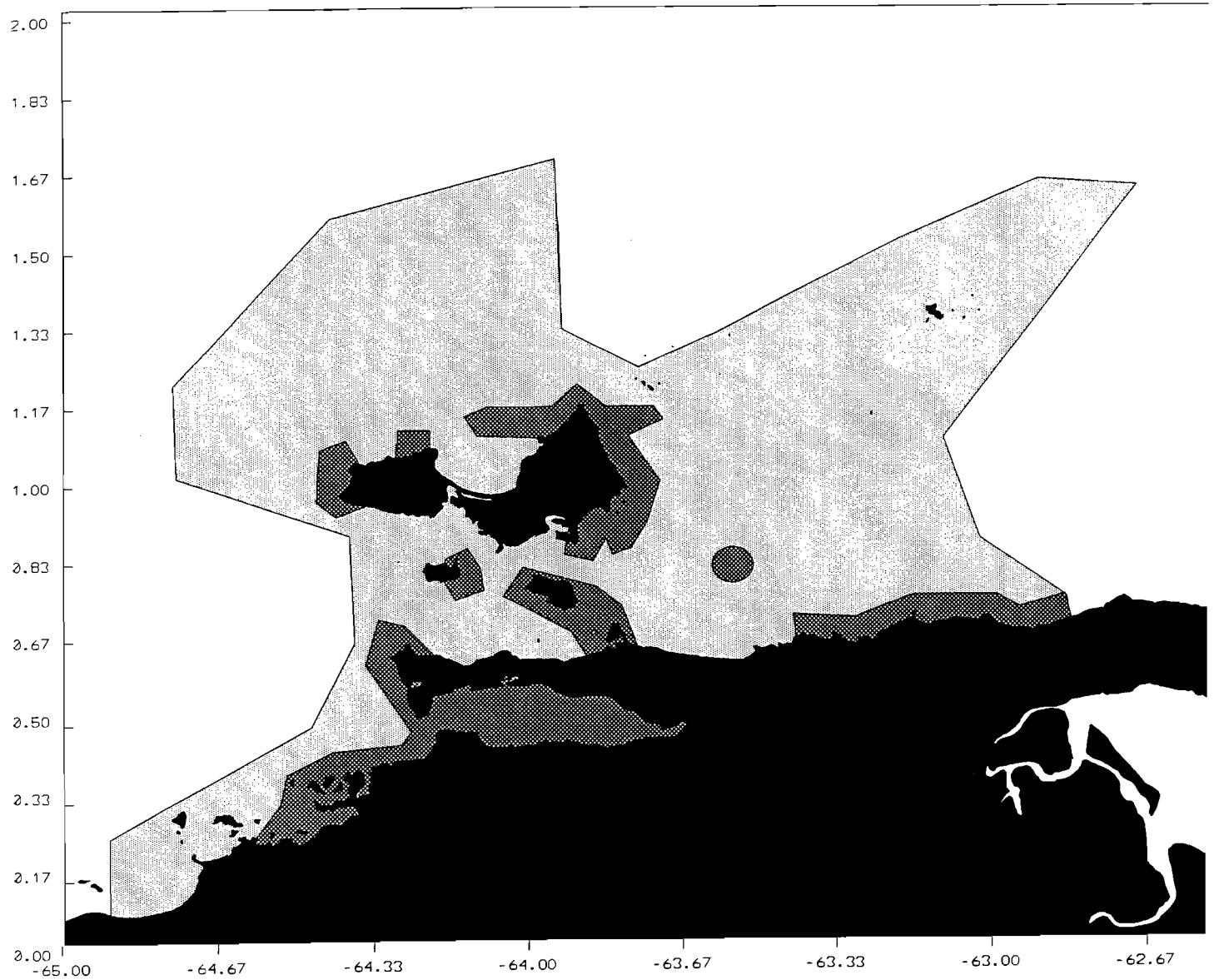
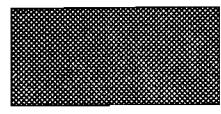


Figure 3.7. Zone de répartition des bancs de sardinelles observée par prospection aérienne
(d'après Trujillo, 1978)



Aire
prospectée



Présence de bancs
notée

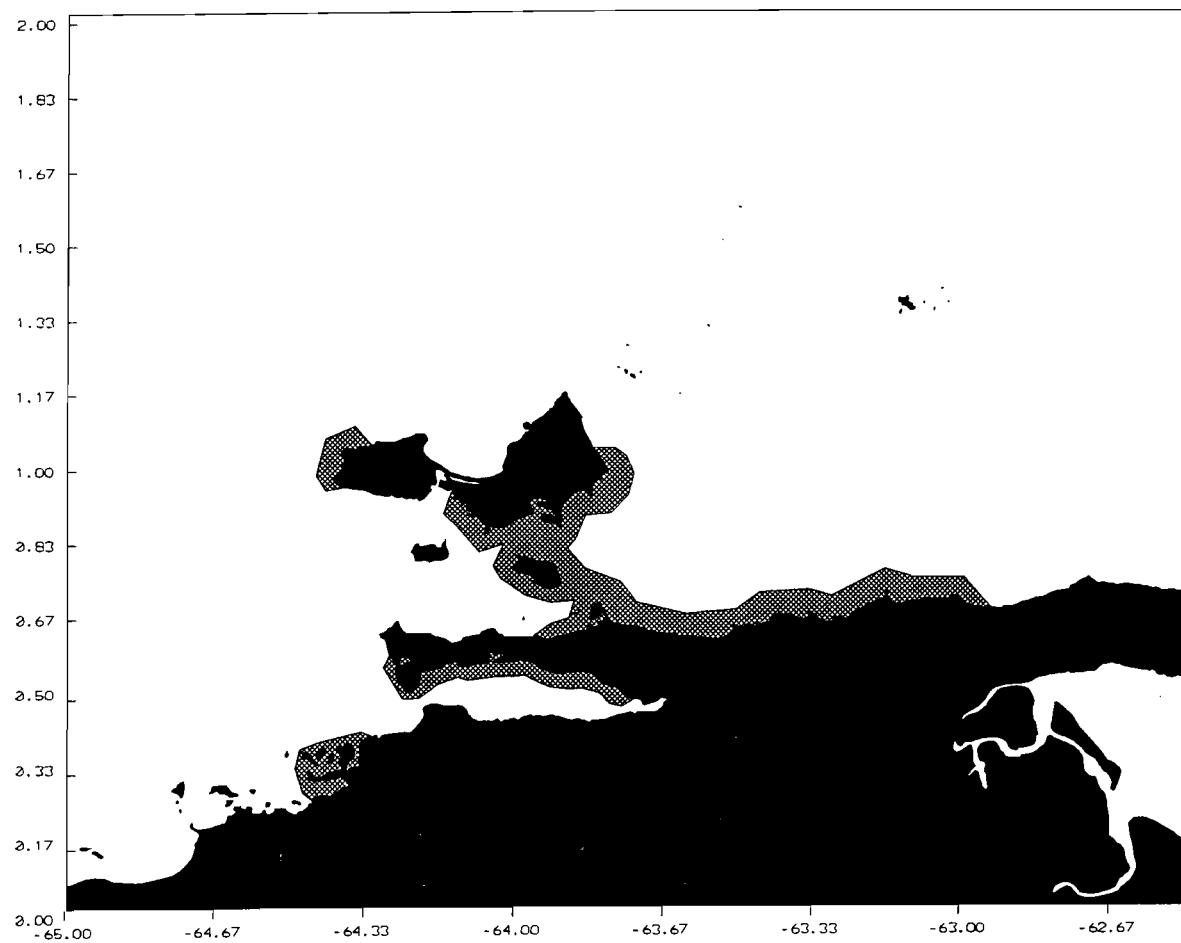


Figure 3.8. Zone exploitée par les chinchorros en Orient

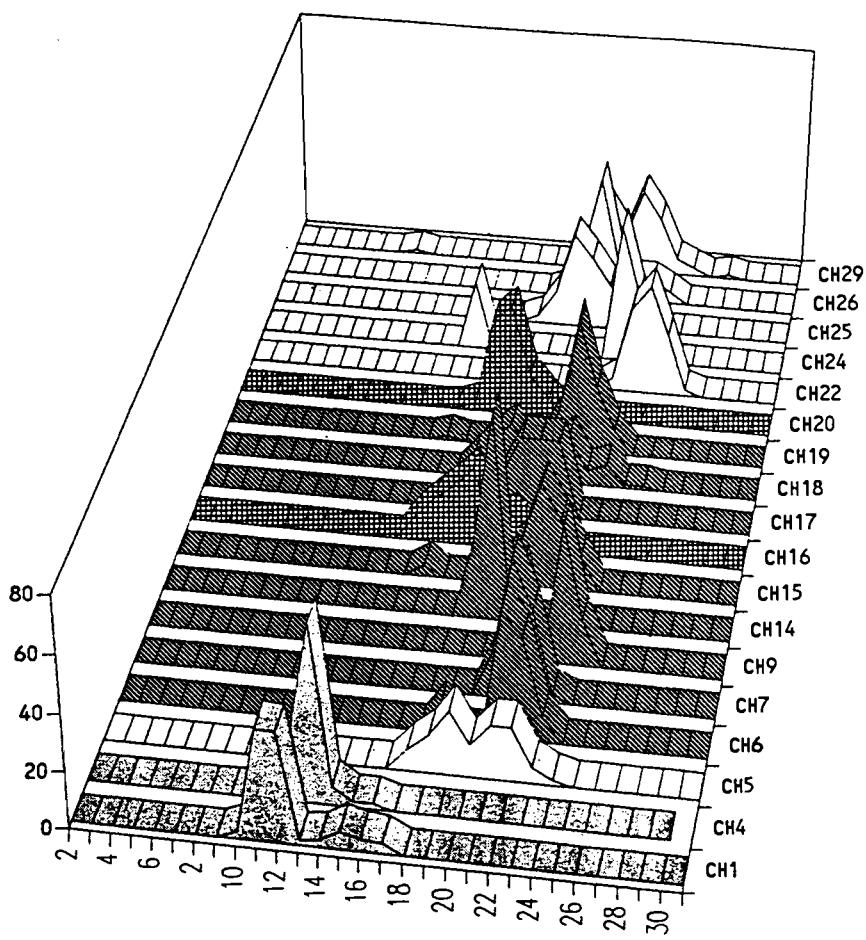
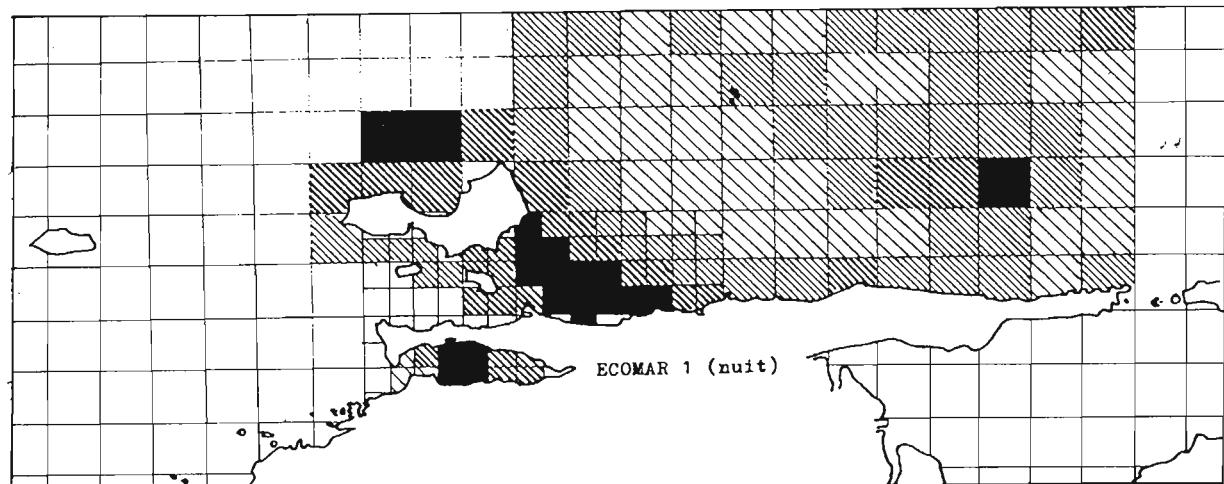
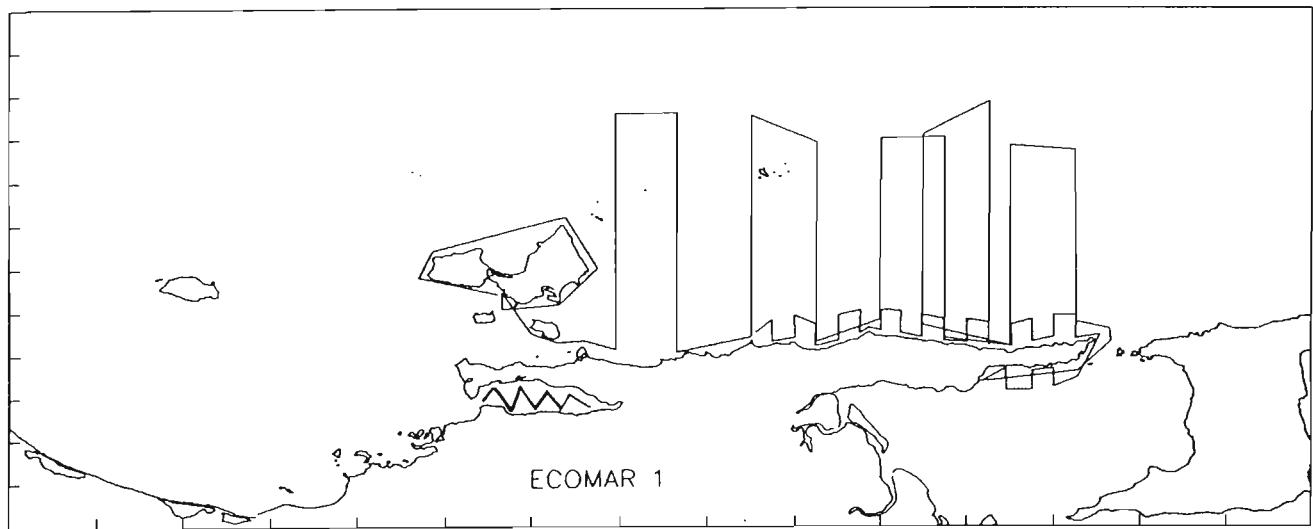


Figure 3.9. Diagrammes de fréquence de *Sardinella aurita* dans les chalutages d'ECHOVEN 2 (longueur à la fourche en cm)
 Nord Margarita: CH5, CH22, CH24, CH25, CH26, CH29
 golfe de Cariaco: CH1, CH4
 Est Margarita: CH6, CH7, CH9, CH14, CH15, CH17, CH 18
 autres secteurs: CH16, CH 20



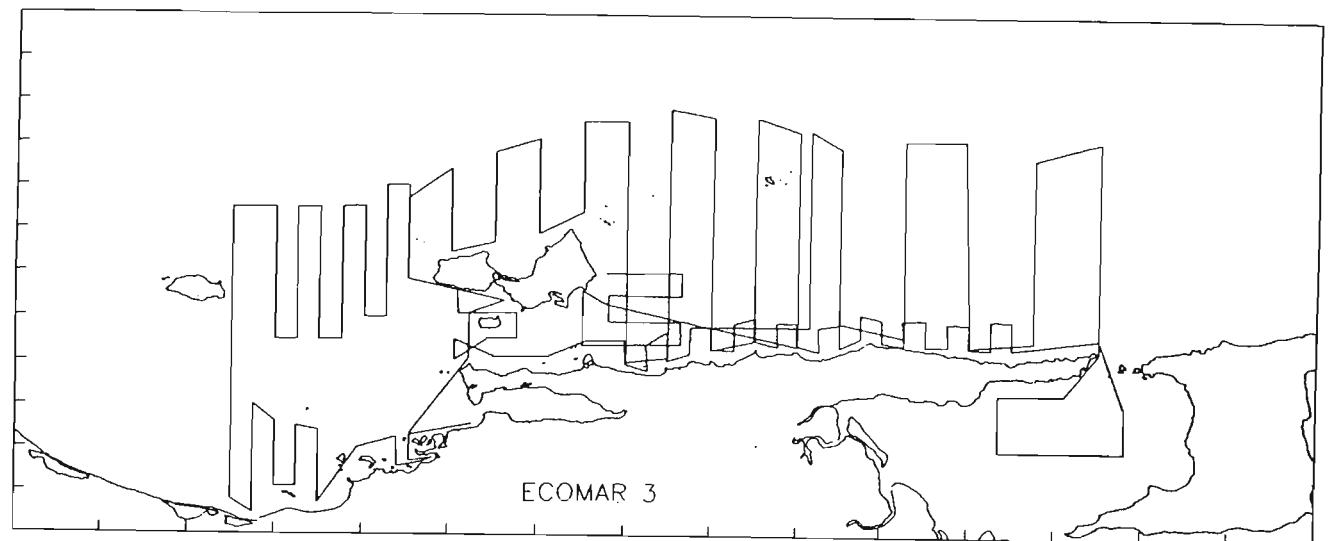


Figure 3.12. Route parcourue lors de la campagne ECOMAR 3

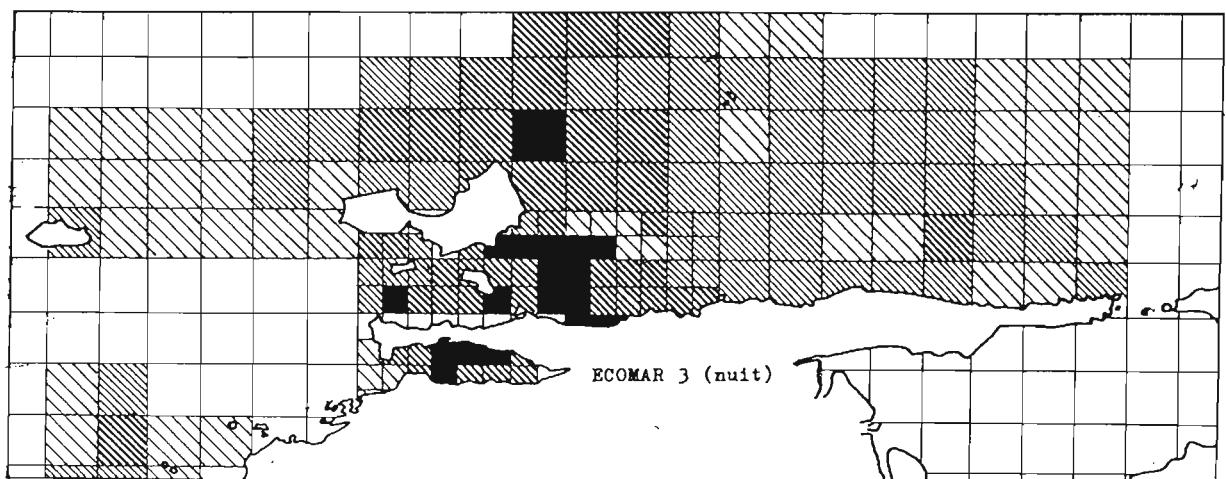


Figure 3.13. Densités relatives (échelle logarithmique) mesurées durant ECOMAR 3 (densités de nuit)

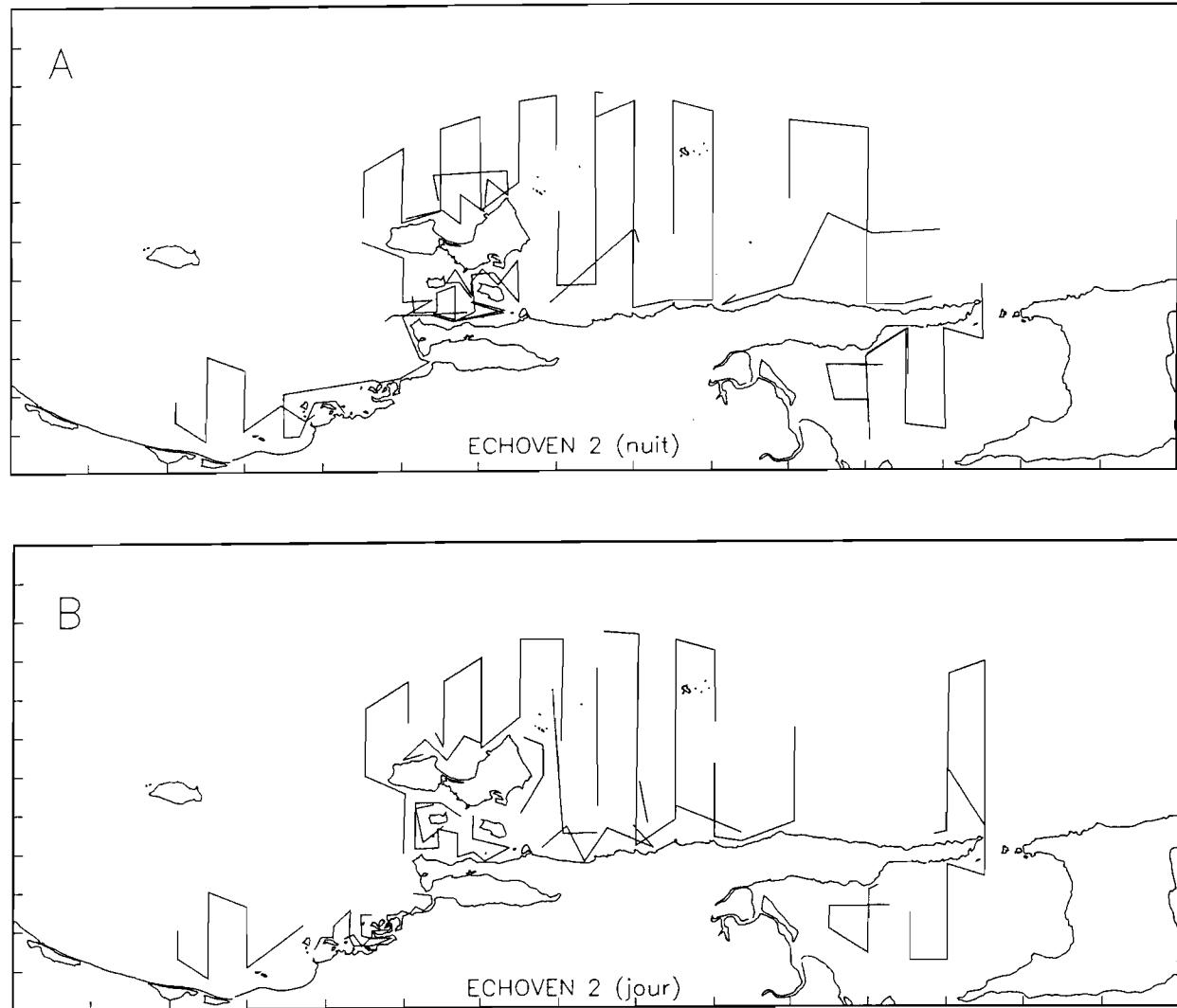


Figure 3.14.. Cartes des parcours de nuit (A) et de jour (B) de la campagne ECHOEN 2

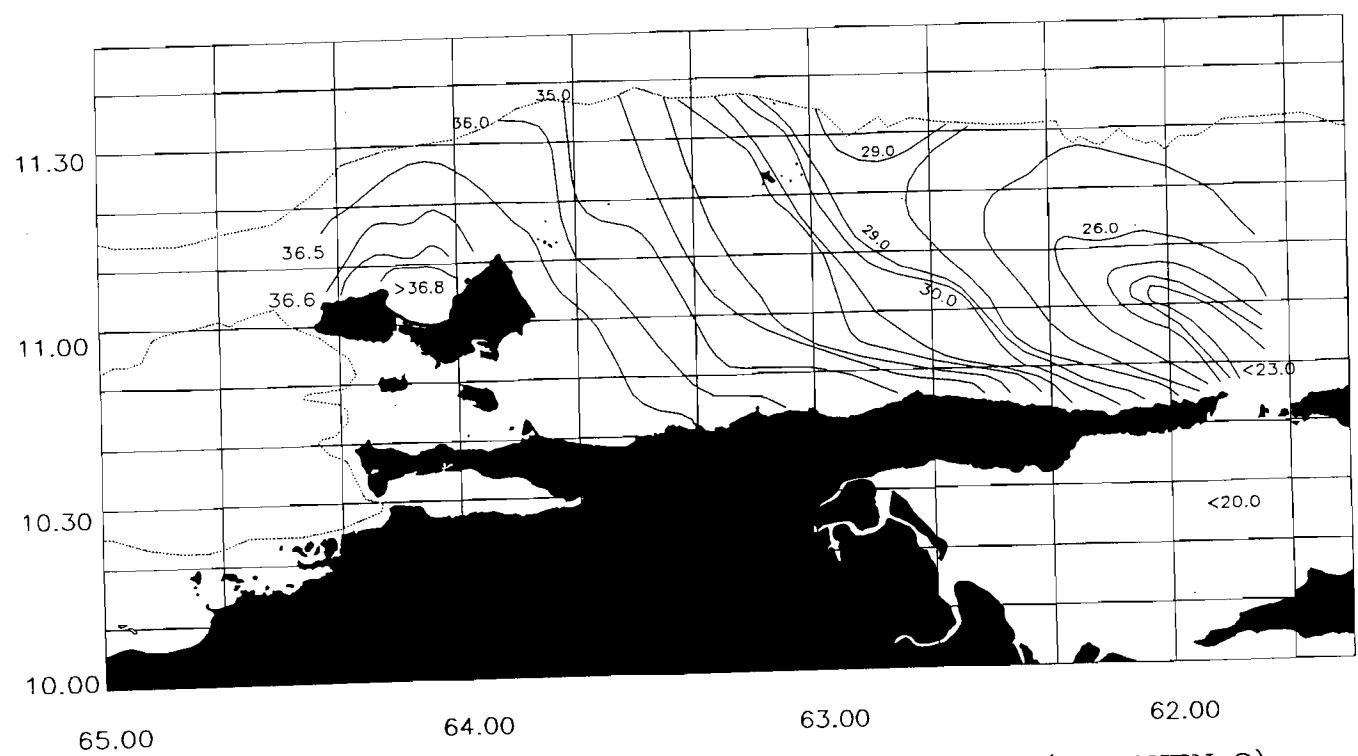
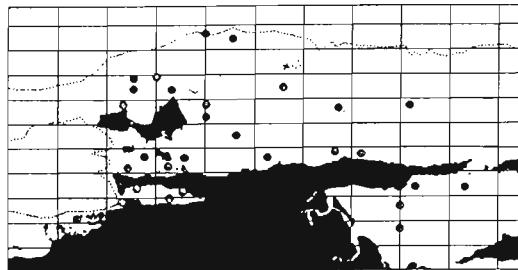
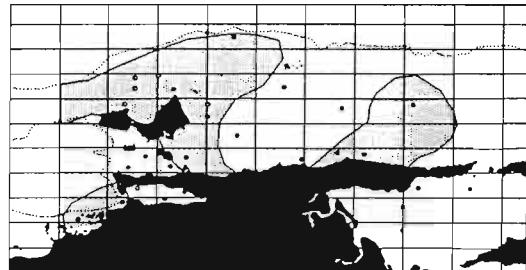


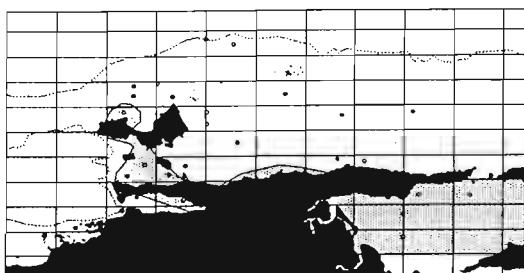
Figure 3.15. Cartographie des salinités de surface (ECHOVEN 2)



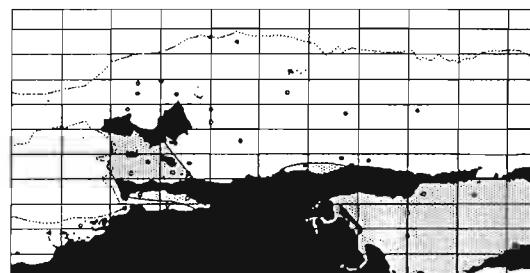
Position des chalutages pélagiques (ECHOVEN 2)



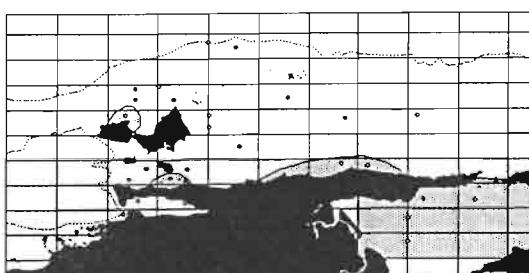
Présence de *Scomber japonicus* dans les chalutages



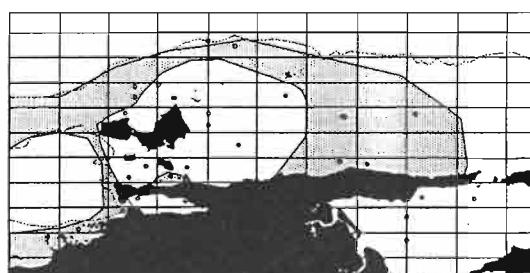
Présence de *Chloroscombrus* dans les chalutages



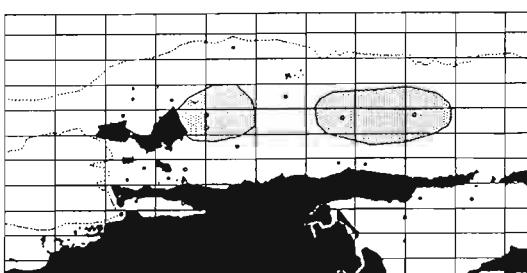
Présence d'anchois dans les chalutages



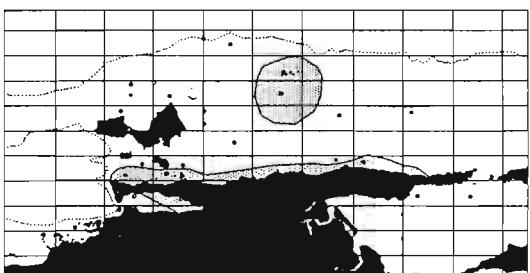
Présence d'*Opisthonema oglinum* dans les chalutages



Présence de Carangidés dans les chalutages

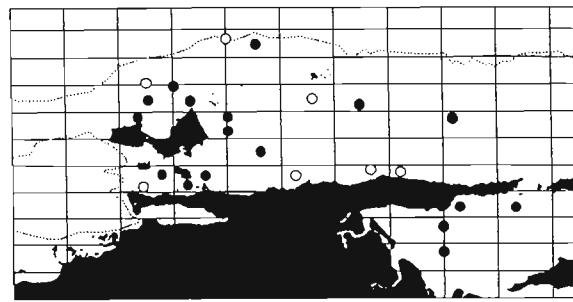


Présence de *Decapterus* dans les chalutages



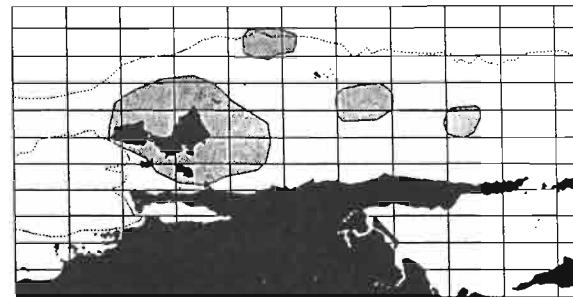
Présence de *Sphyraena* dans les chalutages

Figure 3.16. Cartographie des distributions des principales espèces

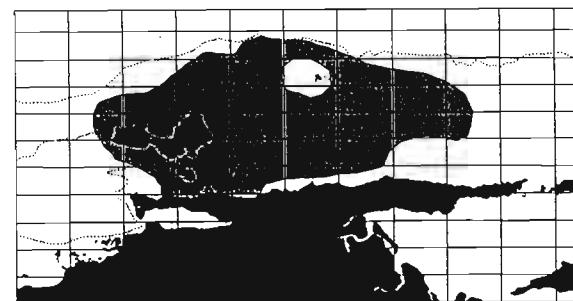


Présence de sardinelles dans les chalutages

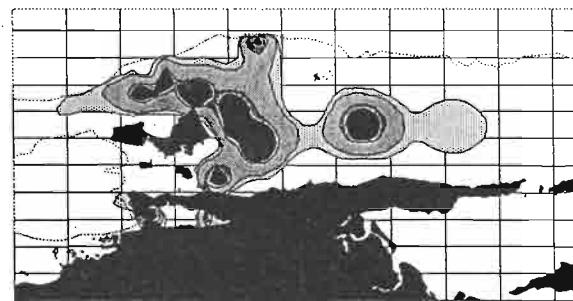
● présence ○ absence



Cartographie, hypothèse basse



Cartographie, hypothèse haute



Cartographie par krigage

Figure 3.17. Quelques exemples de cartographies différentes d'une même série d'observations (captures de sardinelles durant ECHOVEN)

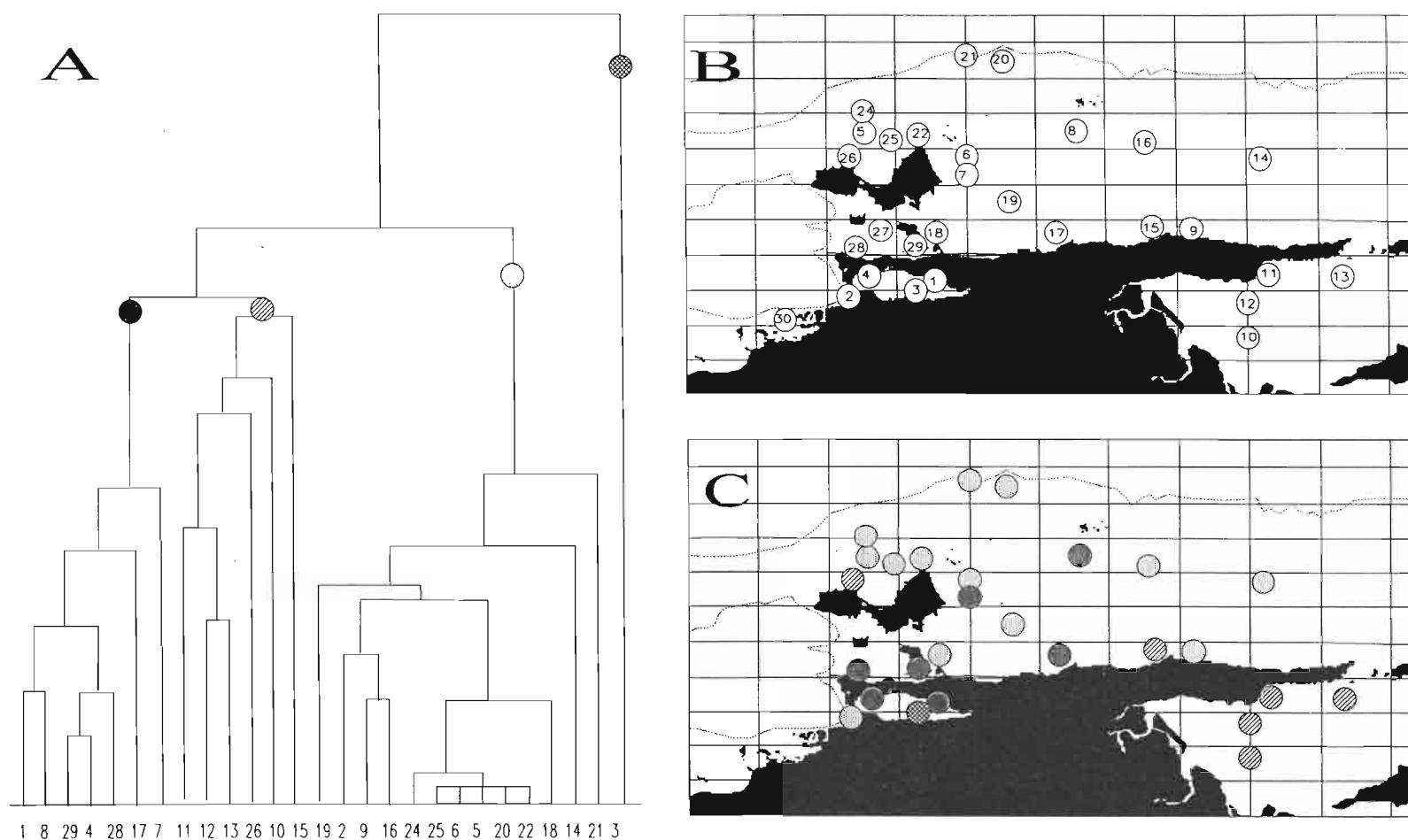


Figure 3.18. Classification hiérarchique des chalutages d'ECHOVEN 2

- A. Dendrogramme (valeurs pondérées, toutes espèces à poids égal)
- B. Situation des chalutages
- C. Regroupement des chalutages

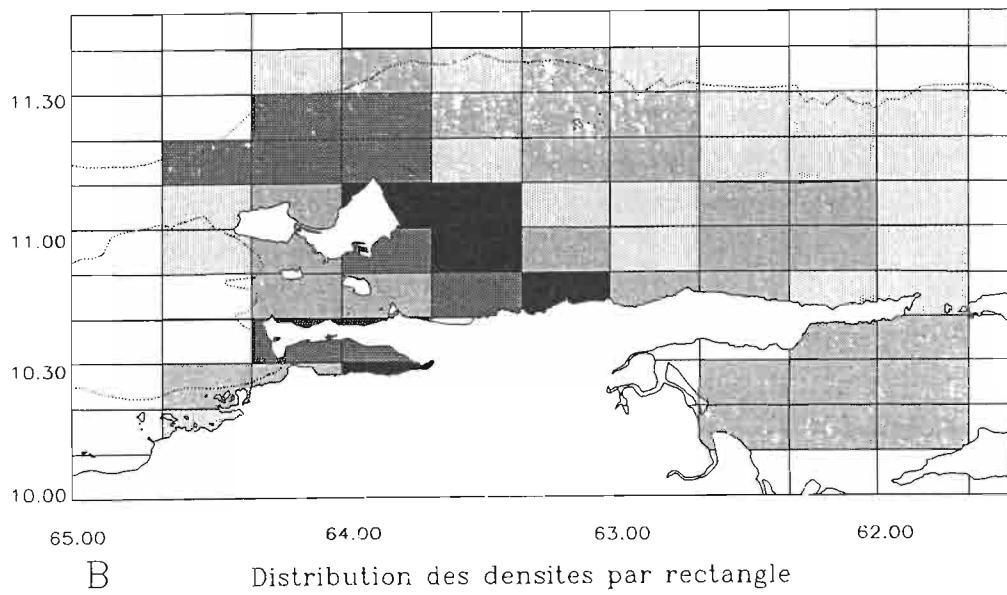
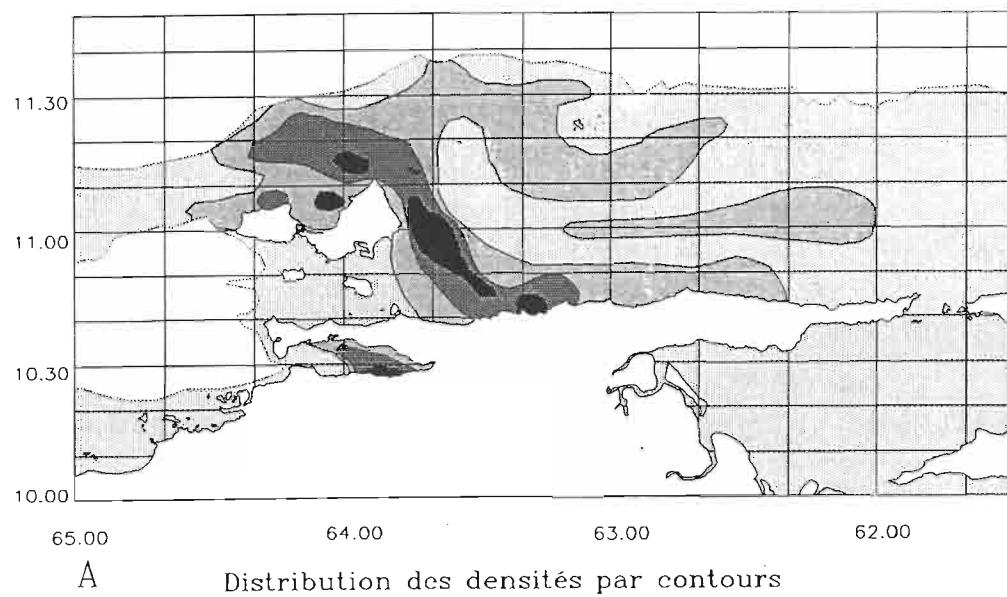


Figure 3.19. Cartographie des densités (échelle logarithmique) mesurées durant ECHOVEN 2 (densités de nuit)

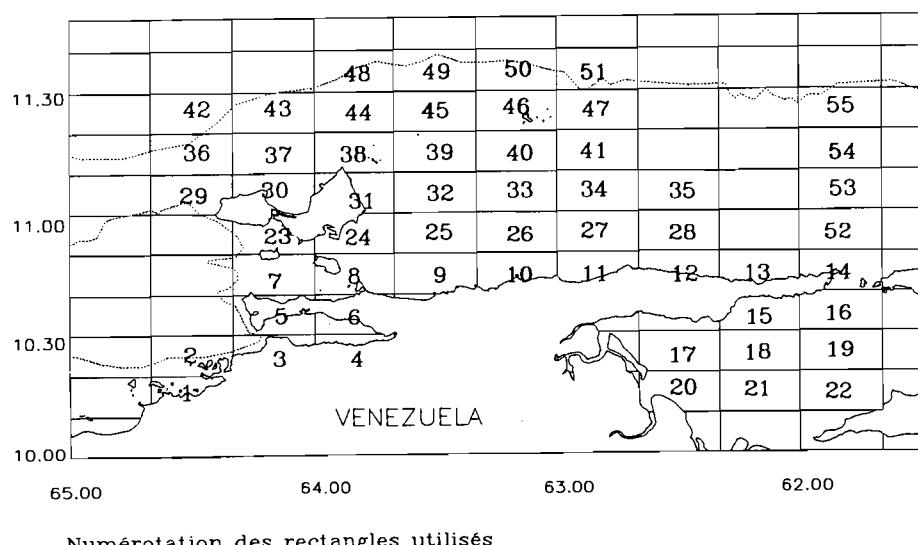
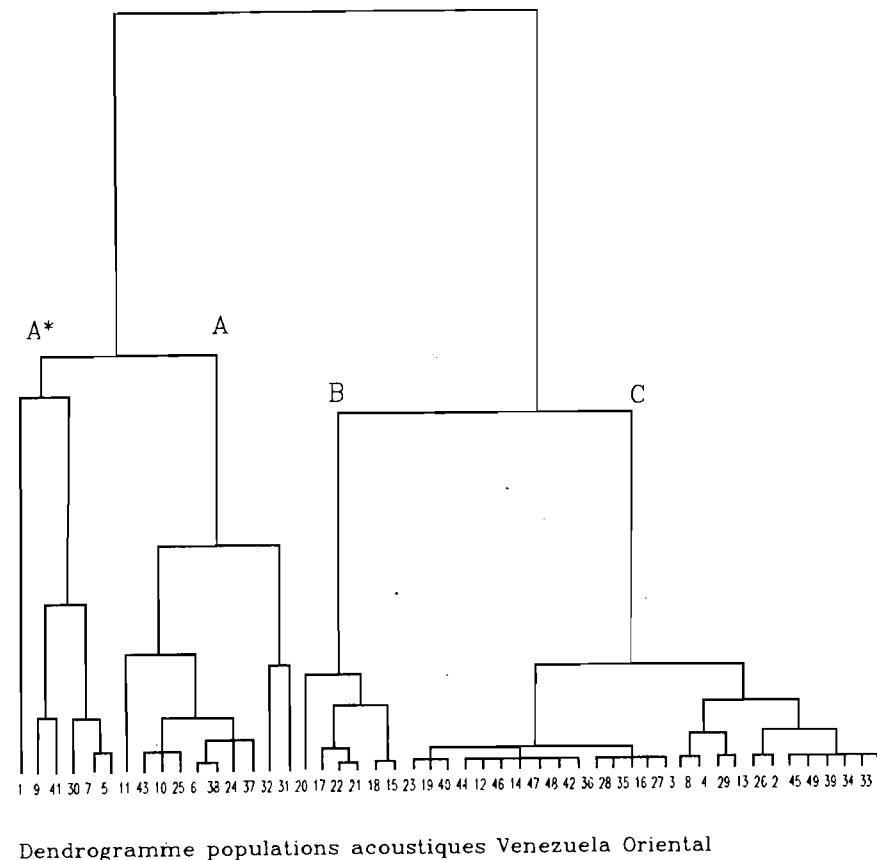


Figure 3.20. Définition des populations acoustiques en Oriente (campagne ECHOEN 2)

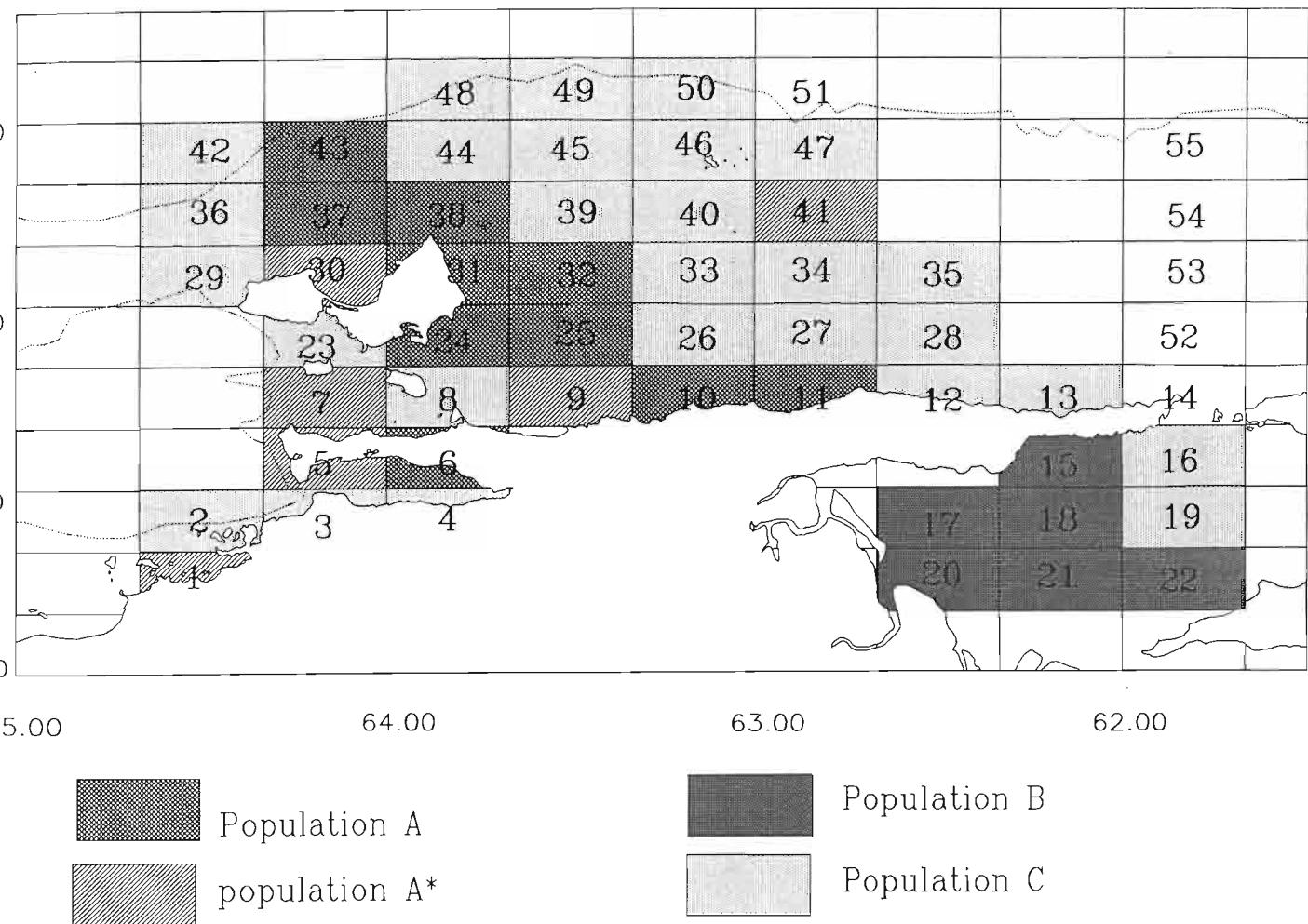


Figure 3.21. Populations acoustiques (ECHOEN 2)

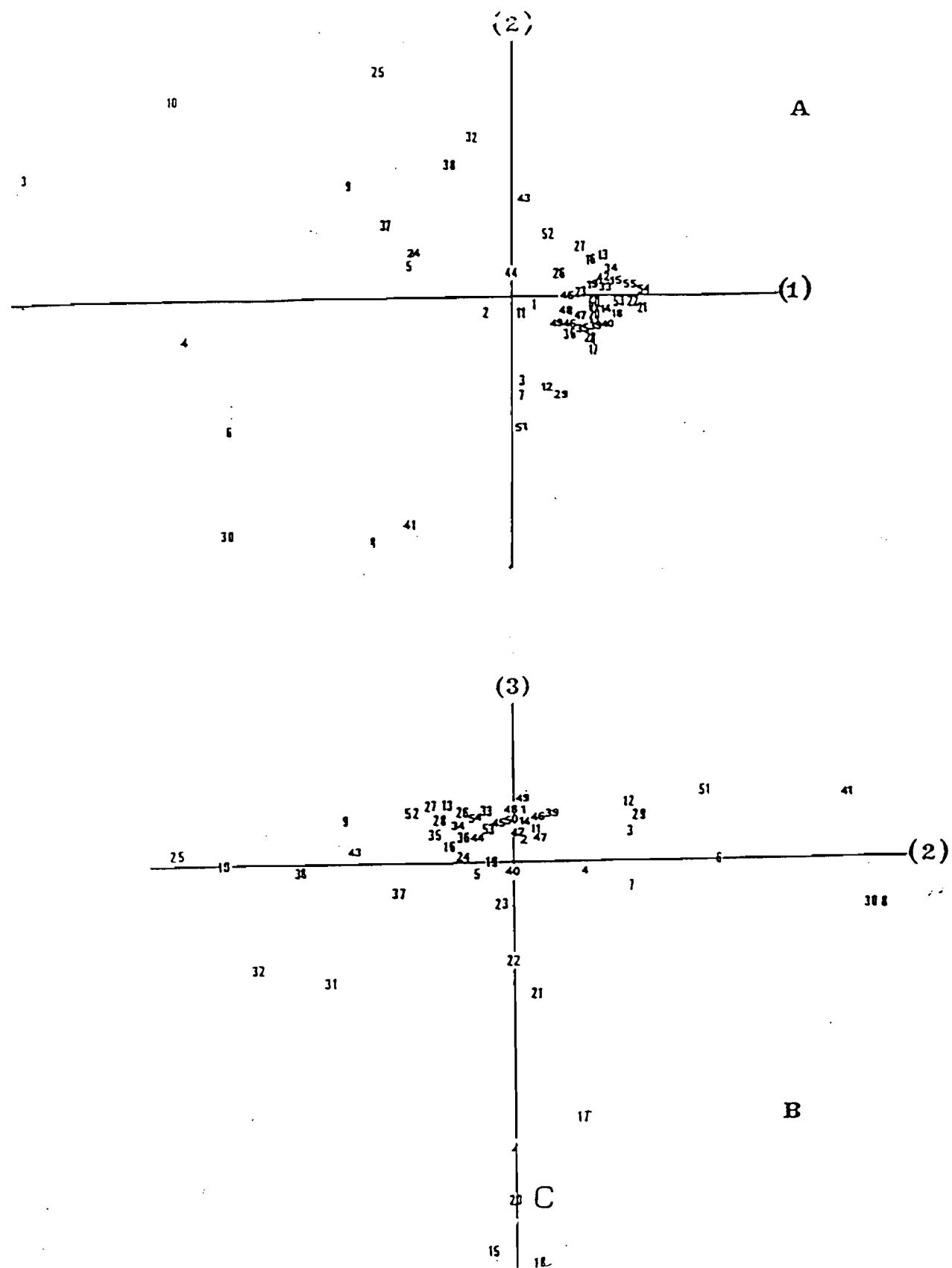


Figure 3.22. Analyse factorielle sur les données d'ECHOVEN 2

A. axes 1 et 2

B. Axes 2 et 3

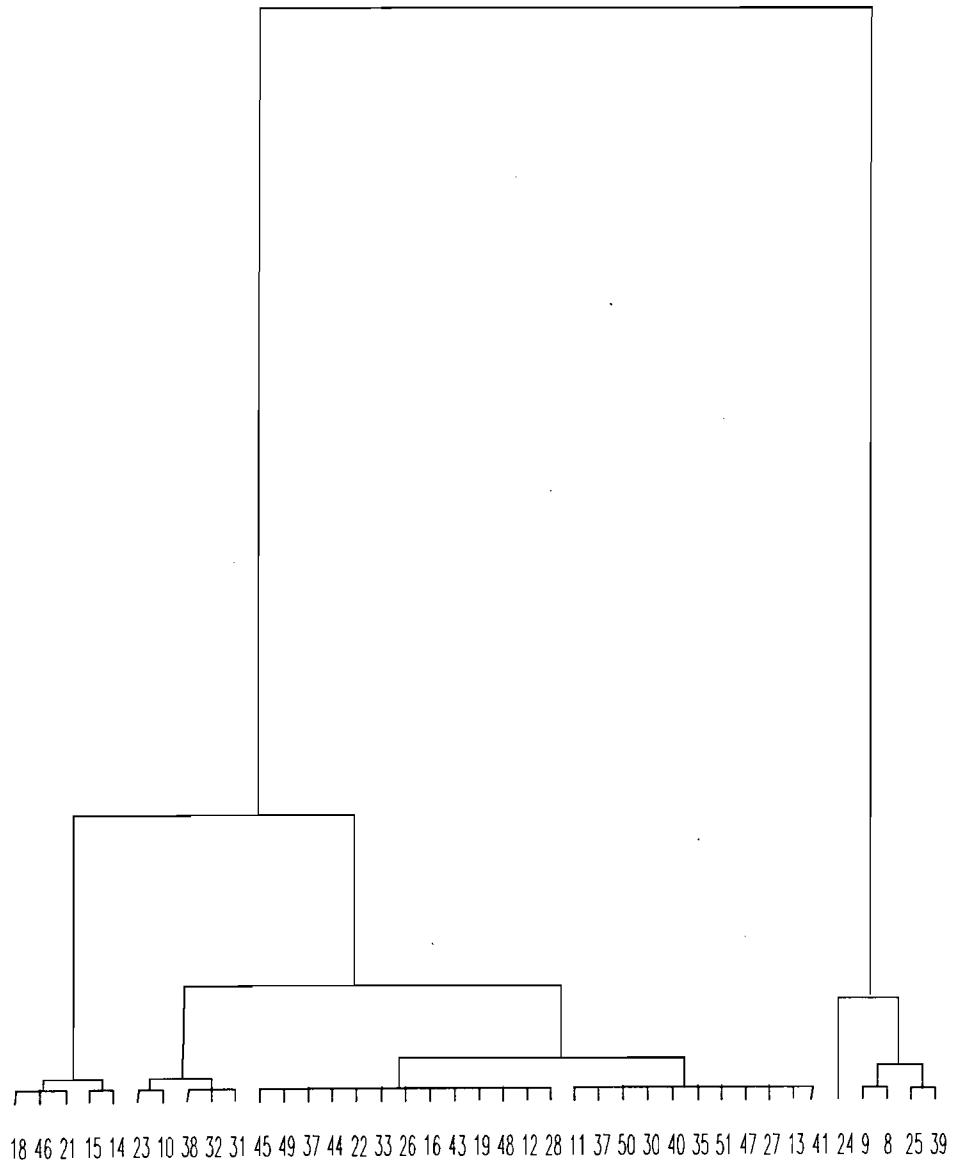


Figure 3.23. Classification hiérarchique des rectangles prospectés lors d'ECOMAR 3

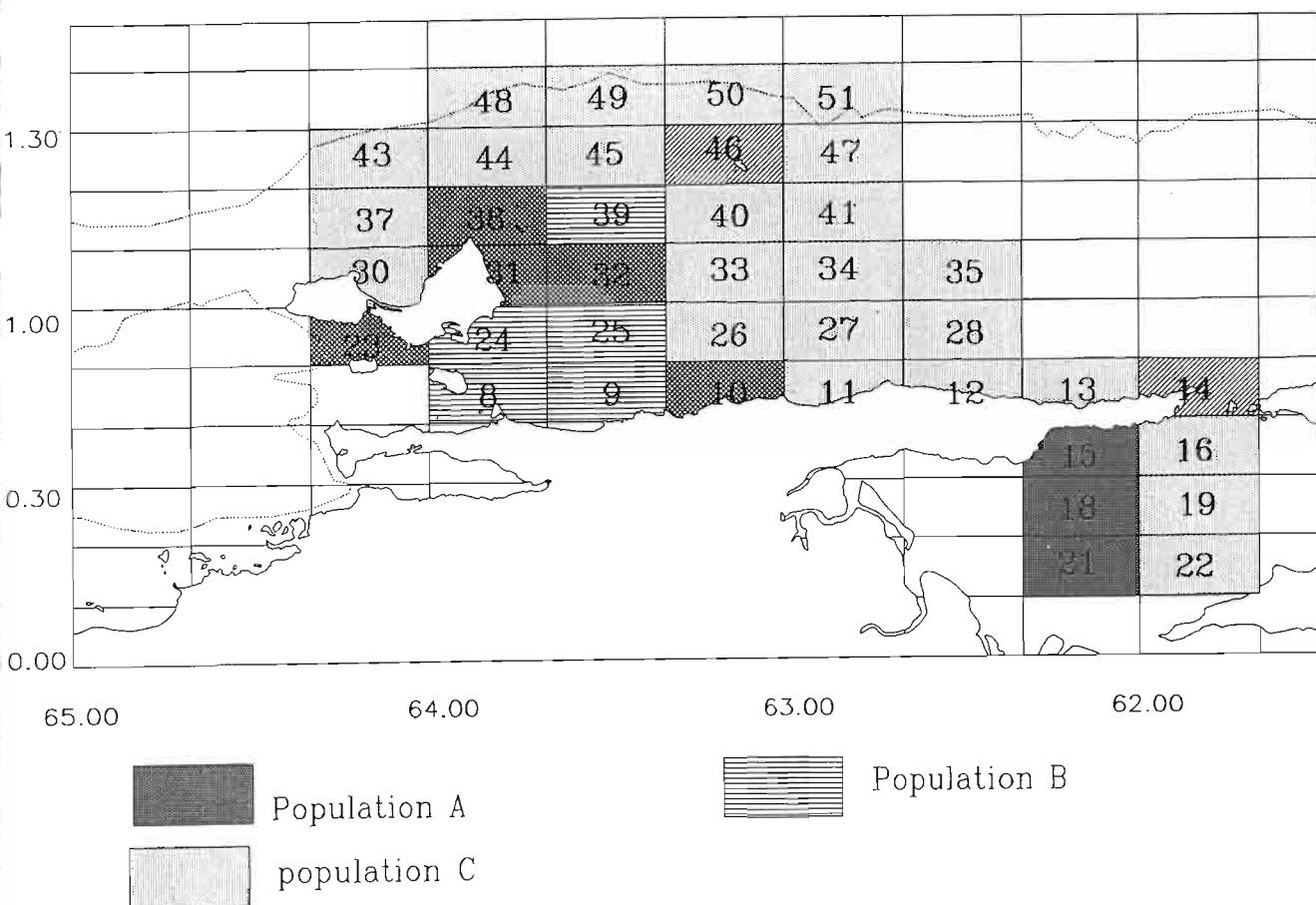


Figure 3.24. Populations acoustiques (ECOMAR 3)

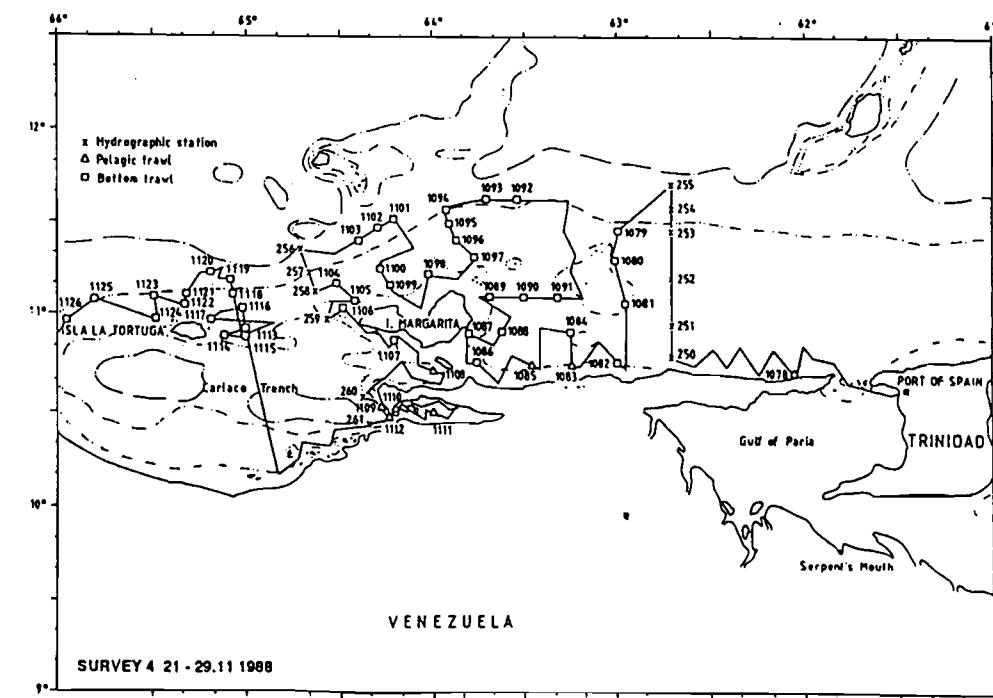
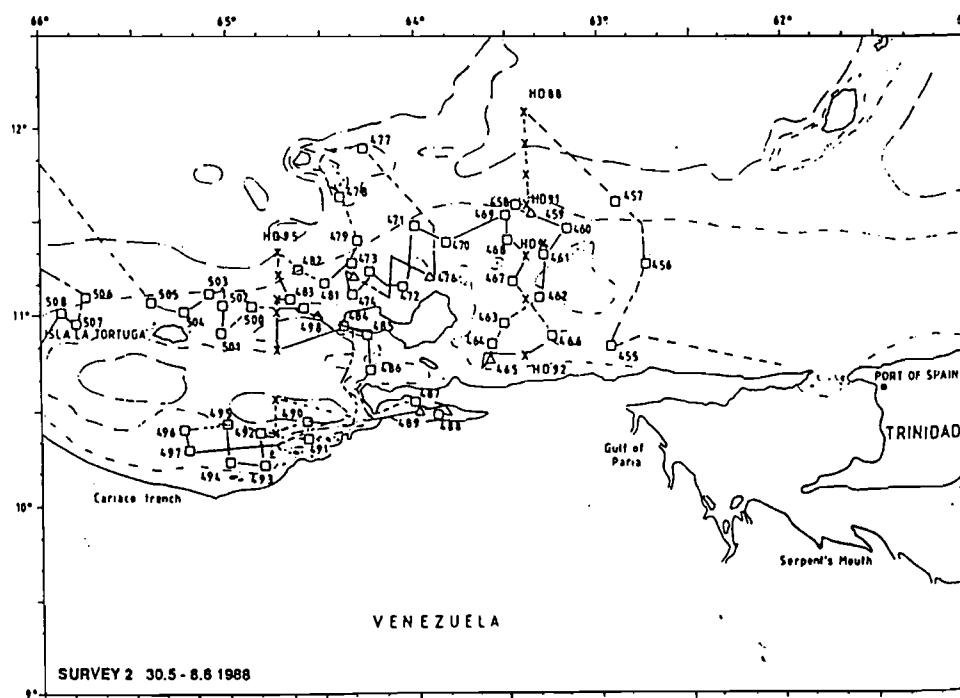
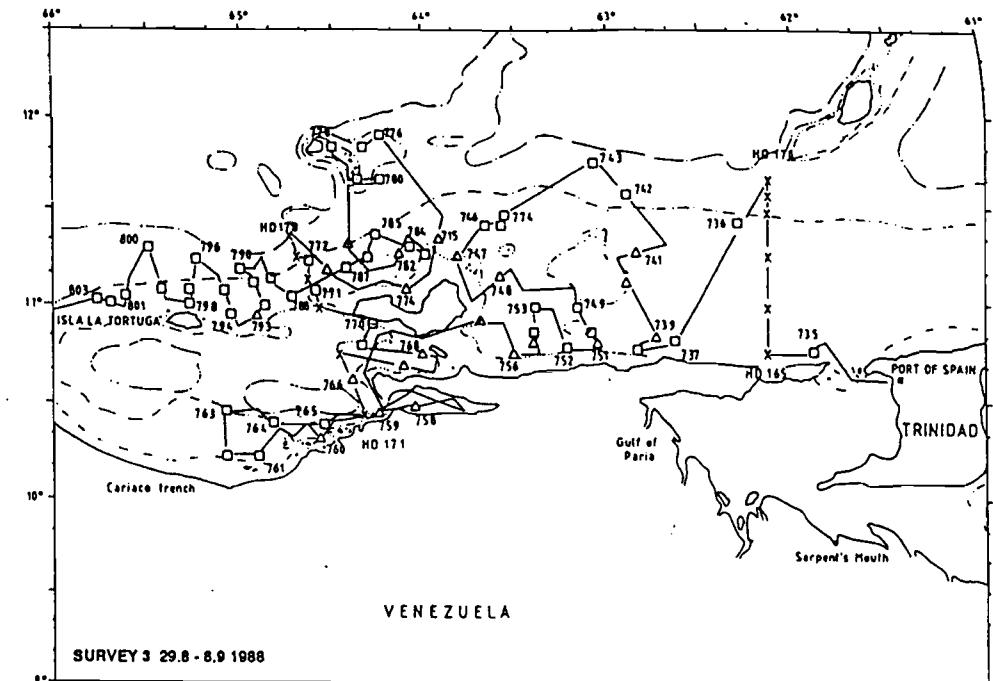
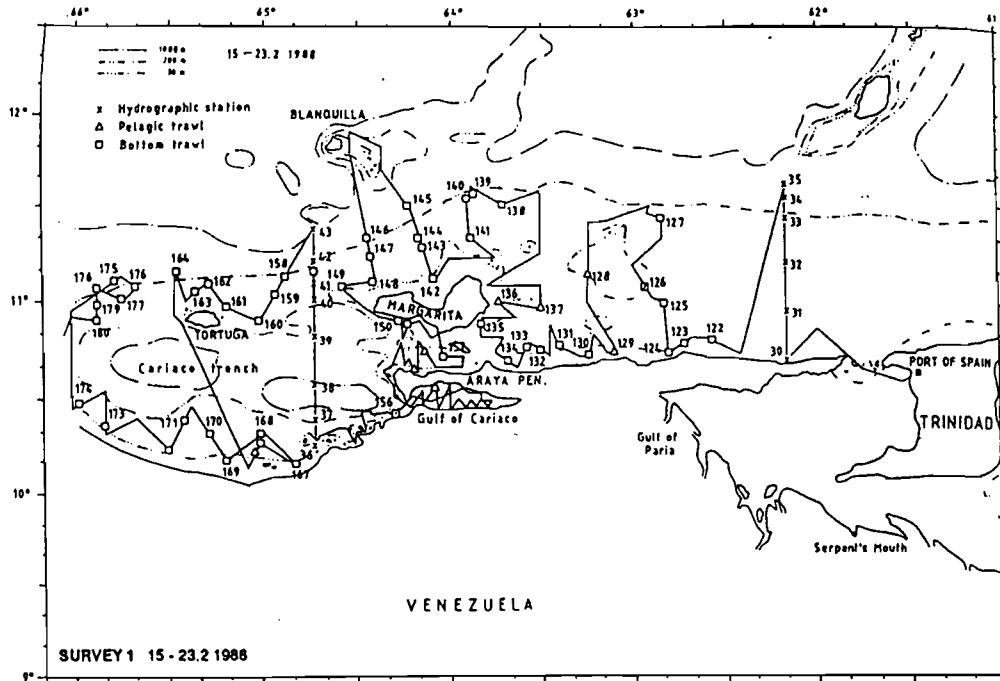


Figure 3.25. Schéma de prospection du N/O FRIDTJOF NANSEN en Orient

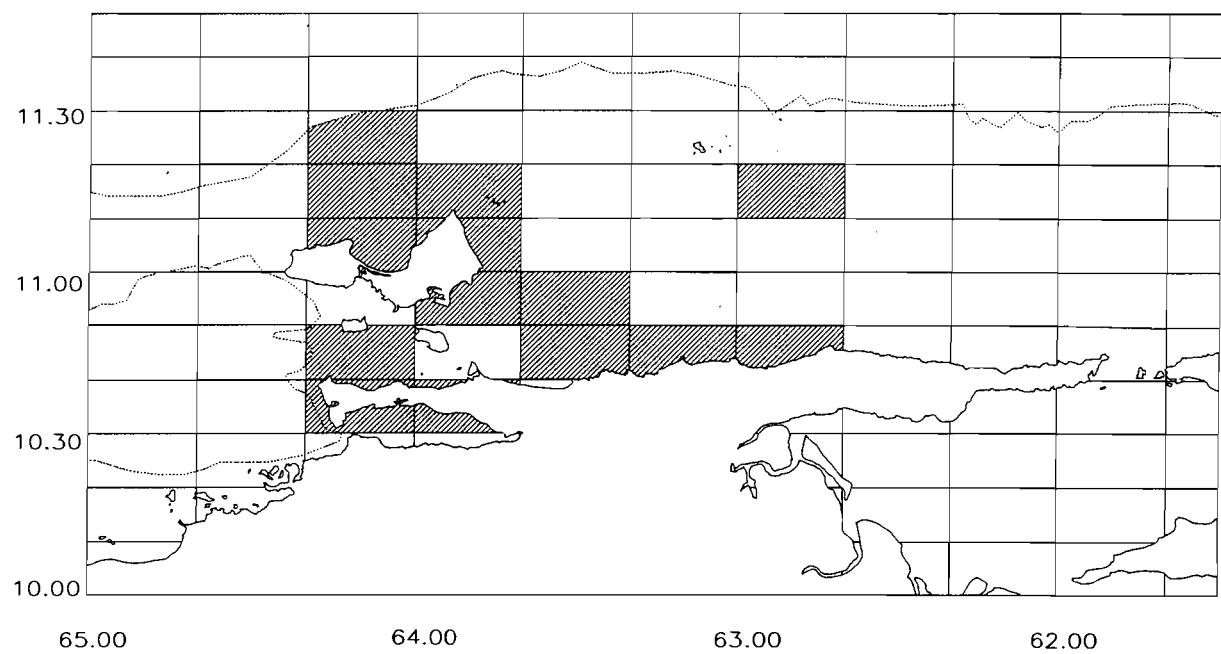


Figure 3.26. Aire de répartition des sardinelles en Orient

1987

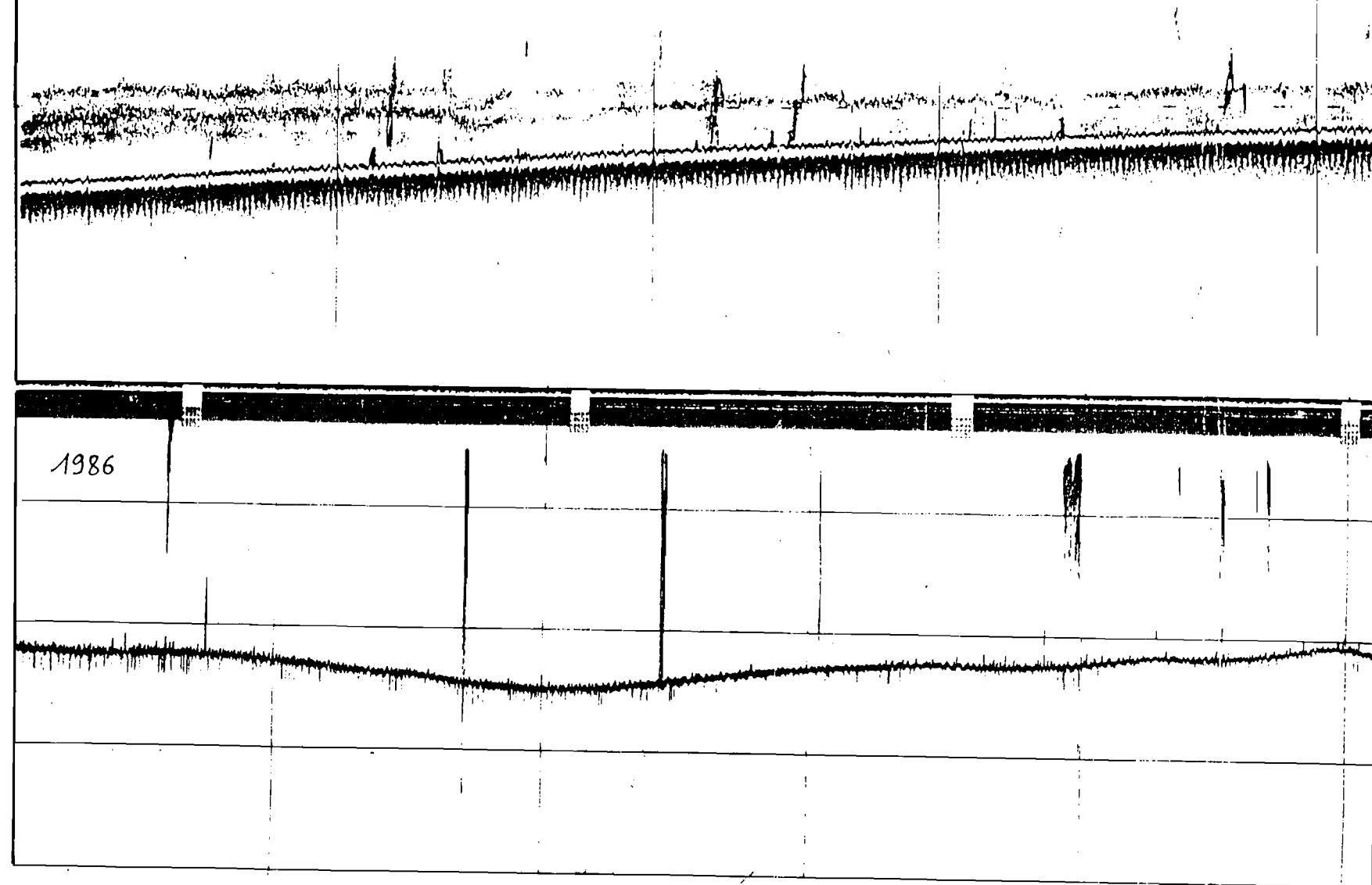


Figure 3.27. Comparaison des échogrammes obtenus dans la même région
(Nord Margarita) en 1986 (ECHOVEN 2) et 1987 (ECHOVEN 3)
Echogrammes de jour, échelle 0/50 m (profondeur moyenne 20-30 m)