

Direction des Ressources Vivantes
Département Ressources Halieutiques

André Forest, Coordonateur

Août 2001



Ifremer

**Ressources halieutiques hors quotas du
Nord Est Atlantique : bilan des connaissances et
analyse de scénarios d'évolution de la gestion.**

Contrat Ifremer/MAPA – Réf. 99-11-03-01
Rapport final

Volume 1/2

Direction des Ressources Vivantes
Département Ressources Halieutiques

André Forest, coordonnateur

Août 2001

**Ressources halieutiques hors quotas du
Nord Est Atlantique : bilan des connaissances et
analyse de scénarios d'évolution de la gestion.**

Contrat Ifremer/MAP – Réf. 99-11-03-01
Rapport final

Volume 1/2

**« Le présent document constitue le rapport
d'une étude financée par le ministère de
l'agriculture et de la pêche sur le chapitre
37.11. Son contenu n'engage que la
responsabilité de ses auteurs »**

Sommaire

Volume 1

1. L'araignée (*Maja brachydactyla*) du nord golfe de Gascogne - Manche ouest (divisions VIIe + VIIIab du CIEM)
2. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
3. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
4. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
5. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
6. Les calmars (*Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi*) de Manche (division VIIde du CIEM)
7. Les calmars (*Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
8. La dorade grise (*Spondilosoma cantharus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
9. La dorade grise (*Spondilosoma cantharus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
10. L'empereur (*Hoplostethus atlanticus*) de l'Atlantique du nord – est
11. Le germon (*Thunnus alalunga*) de l'Atlantique nord
12. Le grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*) de l'Atlantique du nord – est (zones Vb, VI et VII du CIEM)
13. Le grondin rouge (*Aspitrigla cuculus*) de Manche et sud mer du Nord (divisions IVc et VIIde du CIEM)
14. Le homard (*Homarus gammarus*) du nord golfe de Gascogne – Manche ouest (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)
15. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
16. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)

Volume 2

17. La lingue bleue (*Molva dyptergia*) de l'Atlantique nord – est
18. Le merlan (*Merlangius merlangus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
19. La petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) de l'Atlantique nord – est (divisions VIIdefgh et VIIIab du CIEM)
20. La raie bouclée (*Raja clavata*) de l'Atlantique du nord – est (zones VI, VII et VIIIab du CIEM)
21. La raie fleurie (*Raja naevus*) de mer Celtique et du golfe de Gascogne (divisions VIIfgh et VIIIab du CIEM)
22. Le rouget – barbet (*Mullus surmuletus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
23. Les rougets – barbets (*Mullus sp.*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
24. Le sabre noir (*Aphanopus carbo*) de l'Atlantique du nord – est
25. La sardine (*Sardina pilchardus*) du golfe de Gascogne et de Manche (divisions VIIdeh et VIIIab du CIEM)
26. La seiche (*Sepia officinalis*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
27. La seiche (*Sepia officinalis*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
28. Les sikis (*Centrophorus squamosus* et *Centroscymnus coelolepis*) de l'Atlantique du nord est
29. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
30. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
31. Le requin taupe (*Lamna nasus*) de l'Atlantique est
32. Le tourteau (*Cancer pagurus*) de la Manche ouest et du nord golfe de Gascogne (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)
33. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
34. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)

Ressources halieutiques hors quotas du Nord Est Atlantique

Bilan des connaissances et analyse de scénarios d'évolution de la gestion

Introduction

Certaines ressources exploitées par les flottilles françaises en mer du Nord - Manche et en Atlantique ne font pas formellement l'objet d'une gestion supranationale (sauf mesures techniques), et notamment ne sont pas concernées par le volet « TAC¹ et quotas » de la PCP², même si leur statut reste celui de ressources communautaires. Elles constituent cependant une part non négligeable des débarquements et des revenus de certaines flottilles de pêche françaises.

Ainsi, selon les données statistiques du CAAM³, pour l'ensemble de l'Atlantique du Nord Est (zones CIEM I à IX) et pour la période 1989 – 1998, en moyenne plus de la moitié (55 %) des débarquements ont été effectués à partir de stocks non soumis au système des TAC et quotas⁴. Cette proportion reste de 46 % si on exclue les algues du calcul. Le tableau ci-dessous montre qu'elle est cependant extrêmement variable selon les zones : très faible en mer du Nord et en mer de Norvège, elle atteint 83 % en Manche (73 % si on exclue les algues).

Mer du Nord, Norvège	Feroes, Ouest Ecosse	Ouest et Sud Irlande	Manche	Manche hors algues	Golfe de Gascogne	Toutes zones	Toutes zones hors algues
8 %	51 %	31 %	83 %	73 %	49 %	55 %	46 %

Tableau 1 : Proportions moyennes des débarquements français non soumis à TAC dans l'Atlantique du Nord Est pour la période 1989 – 1998.

Pendant la période étudiée, l'évolution de la proportion des débarquements non soumis à TAC a été variable selon les secteurs : toujours faible en mer du Nord et en mer de Norvège (fig. 1), elle a tendance à augmenter dans la zone Feroes – Ouest Ecosse (fig. 2), à cause du développement de la pêcherie de poissons de grands fonds. Inversement, pour l'Ouest et le Sud Irlande, la part des espèces hors quotas est passée par un maximum au début des années 90, mais elle tend actuellement à diminuer (fig. 3) En Manche, au cours des dernières années, elle est stable, autour deux tiers des débarquements (hors algues, fig. 4). Enfin, dans le golfe de Gascogne, elle représente en moyenne environ 50 % des apports, mais a eu tendance à légèrement diminuer au cours des années récentes (environ 45 %, fig. 5).

Ces ressources « hors quotas » sont parfois mal connues sur le plan biologique et le plus souvent ne font pas l'objet d'évaluations régulières. Elles englobent une grande diversité de cas, depuis des stocks d'algues ou de bivalves résidant intégralement dans les eaux territoriales et exploités exclusivement par des flottilles locales jusqu'à des stocks de poissons à large distribution, intéressant plusieurs nations (germon, poissons des profondeurs par exemple). Dans la majorité des cas elles sont exploitées en zone côtière par de nombreuses unités dispersées tout au long du littoral, et dont activités et productions ne sont pas systématiquement recensées dès lors que leur exploitation n'est pas limitée par des quotas. Des mesures de gestion existent cependant (limitation de l'effort de pêche, tailles minimales au débarquement, voire limitations d'accès notamment sous forme de licences...) mais ne sont généralement pas appuyées sur une analyse scientifique. Certaines mesures techniques prises en vue de la régulation des pêcheries de stocks sous quotas (maillages minimaux par exemple), la réduction des capacités de capture des flottilles par le biais des POP, peuvent affecter l'exploitation des ressources hors quotas, la plupart des pêcheries étant plurispécifiques. Mais en l'absence de données suffisantes, il n'est pas possible d'établir des diagnostics argumentés sur l'état de bon nombre de ces stocks, d'évaluer l'impact des mesures réglementaires, ni d'analyser en détail les compétitions entre métiers pour mettre en lumière les différents enjeux (pêcheries de bar par exemple).

Les besoins de connaissances sur les ressources « hors quotas » sont flagrants si l'on tient compte de la valeur marchande de ces ressources au plan national et plus encore de leur importance économique pour les flottilles régionales. Si sole, baudroie, langoustine et cabillaud occupent encore les premières places des ventes sous criées (données OFIMER 1999), on relève aussi, dans le groupe des 20 premières espèces le bar (192 MF), les calmars (157 MF), la seiche (134 MF), le rouget - barbet (94 MF), la sardine, le germon ou le grenadier, ressources dont la biologie, l'abondance et/ou la dynamique reste largement inconnue, sans compter bien d'autres espèces (civelle, coquille Saint Jacques...) dont la valeur est certainement supérieure à ce que font apparaître les chiffres officiels.

¹ Totaux Admissibles de Captures

² Politique Commune des Pêches

³ Fichiers Statlant 21B corrigés de quelques erreurs par nos soins

⁴ La liste des stocks soumis à TAC ayant évolué entre 1989 et 1998, ce calcul a été effectué en utilisant une liste fixe de stocks sous TAC correspondant à la réglementation pour l'année 2000.

Compte tenu de la grande diversité des cas, priorité a été donnée dans cette étude consacrée aux stocks hors TAC et quotas à ceux faisant l'objet d'une exploitation internationale à laquelle participent les flottilles françaises et pour lesquels l'Union européenne pourrait être amenée à faire des propositions de gestion. Le tableau ci – dessous donne la liste des espèces et des « stocks » retenus, l'objectif étant de faire pour chacun d'eux un bilan des connaissances actuelles sur ces ressources, sur leur exploitation et d'analyser certains scénarios d'évolution possible de leur gestion. Dans bon nombre de cas, les unités de « stocks » retenus n'ont pas été établies à partir de données scientifiques, mais à partir de la connaissance empirique des scientifiques impliqués dans l'analyse de ces ressources. Par ailleurs, il faut signaler que les stocks de merlan et de lieu jaune du golfe de Gascogne ainsi que de lieu jaune de Manche sont soumis à quotas, mais le besoin de synthèse des connaissances est également évident pour ces ressources (TAC conservatoire déterminé sans base scientifique)⁵.

Espèces	« Stocks »	
Araignée	VIIe+VIIIa	
Bar	VIIde	VIIIab
Barbue	VIIde	VIIIab
Calmars (<i>Loligo sp</i>)	VIIe	VIIIab
Dorade grise	VIIde	VIIIab
Empereur	Toutes zones	
Germon	Toutes zones	
Grenadier de roche	Toutes zones	
Grondin rouge	VIIde+IVc	
Homard	VIIe+VIIIa	
Lieu Jaune	VIIde	VIIIab
Lingue bleue	Toutes zones	
Merlan	VIIIab	
Petite roussette	VII+VIII	
Raie bouclée	VII+VIII	
Raie fleurie	VII+VIII	
Rouget barbet	VIIde+IVc	VIIIab
Sabre noir	Toutes zones	
Sardine	VII -VIIIab	
Seiche	VIIde	VIIIab
Sikis	Toutes zones	
Tacaud	VIIde+IVc	VIIIab
Taupe	Toutes zones	
Tourteau	VIIe+VIIIa	
Turbot	VIIde+IVc	VIIIab

Tableau 1 : Liste des « stocks » retenus dans l'étude.

Il est important de noter que pour bon nombre de ces stocks, seules sont disponibles des informations très fragmentaires provenant soit du réseau national des statistiques de pêche, soit de mesures effectuées à l'occasion de campagnes scientifiques plus ou moins régulières et standardisées, soit encore de synthèses réalisées de manière occasionnelle. Volume, nature et qualité des informations fournies sont donc très hétérogènes entre les différents stocks, et le rapport soulignera les lacunes et fournira dans la mesure du possible une indication sur la fiabilité des données disponibles.

Dans la suite du document, afin d'en faciliter le repérage, les différents « stocks » ont été classés par ordre alphabétique

⁵ Les pêcheries de germon ont été régulées par un système de TAC et quotas à partir de 2001, après le démarrage de cette étude.

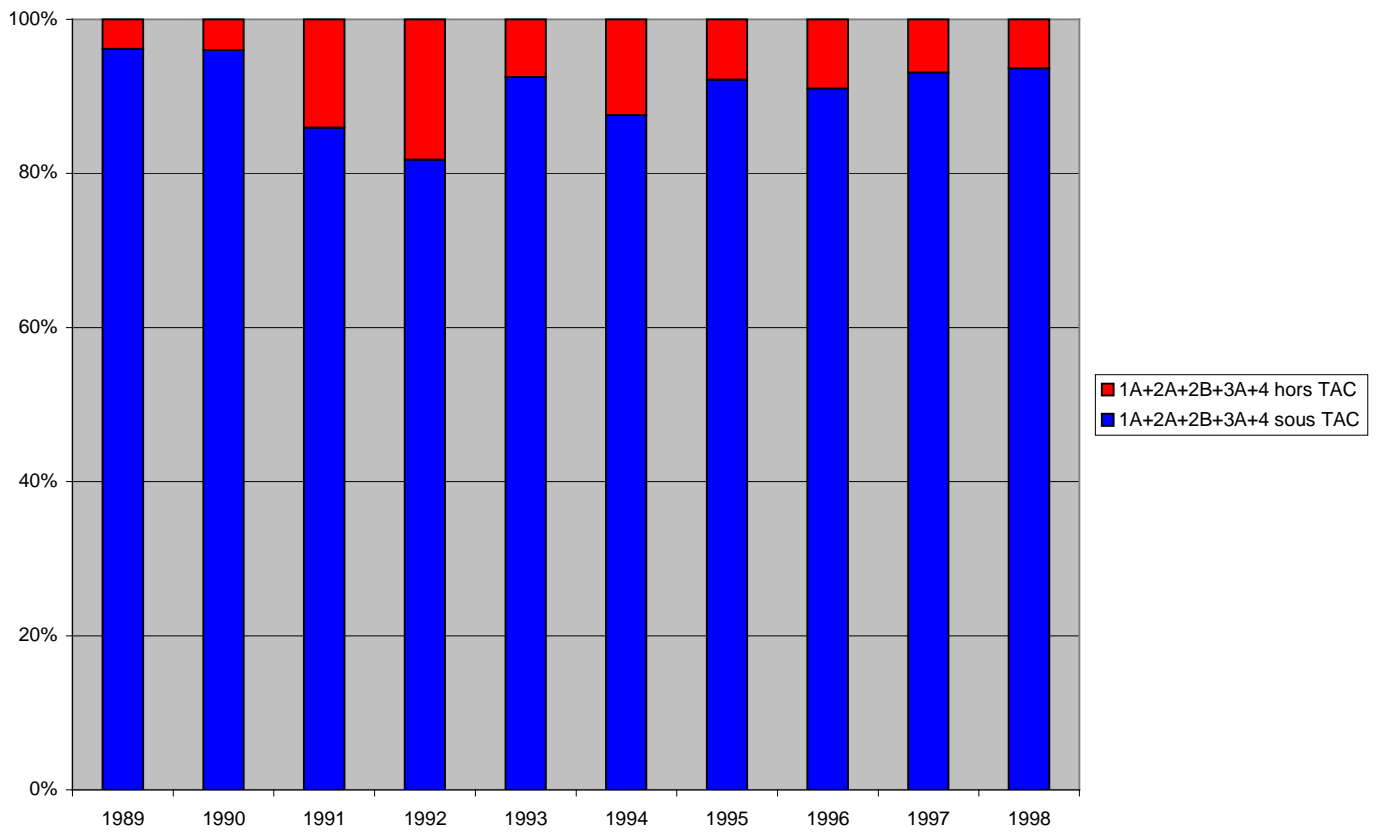


Figure 1 : Proportions des débarquements français sous et hors TAC – mer du Nord, mer de Norvège

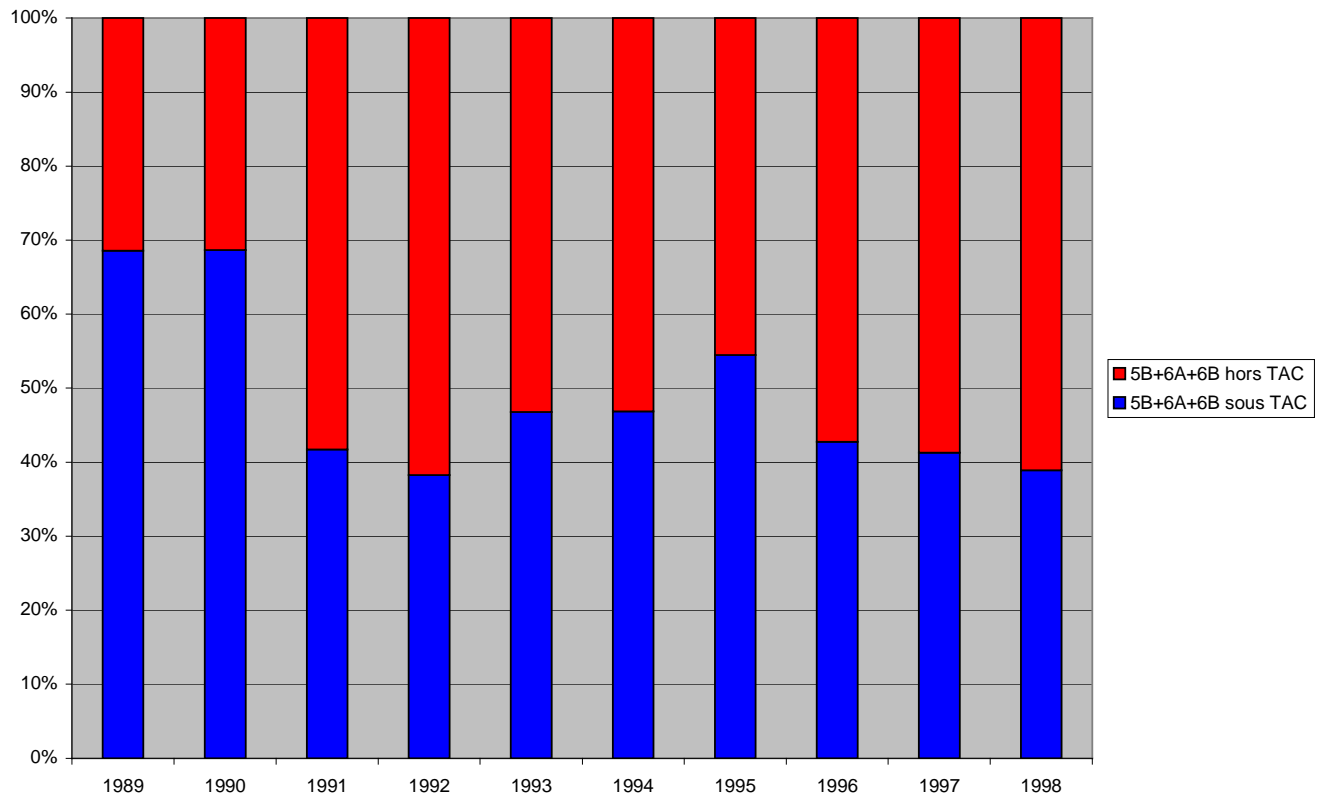


Figure 2 : Proportions des débarquements français sous et hors TAC – zones Féroes et O. Ecosse.

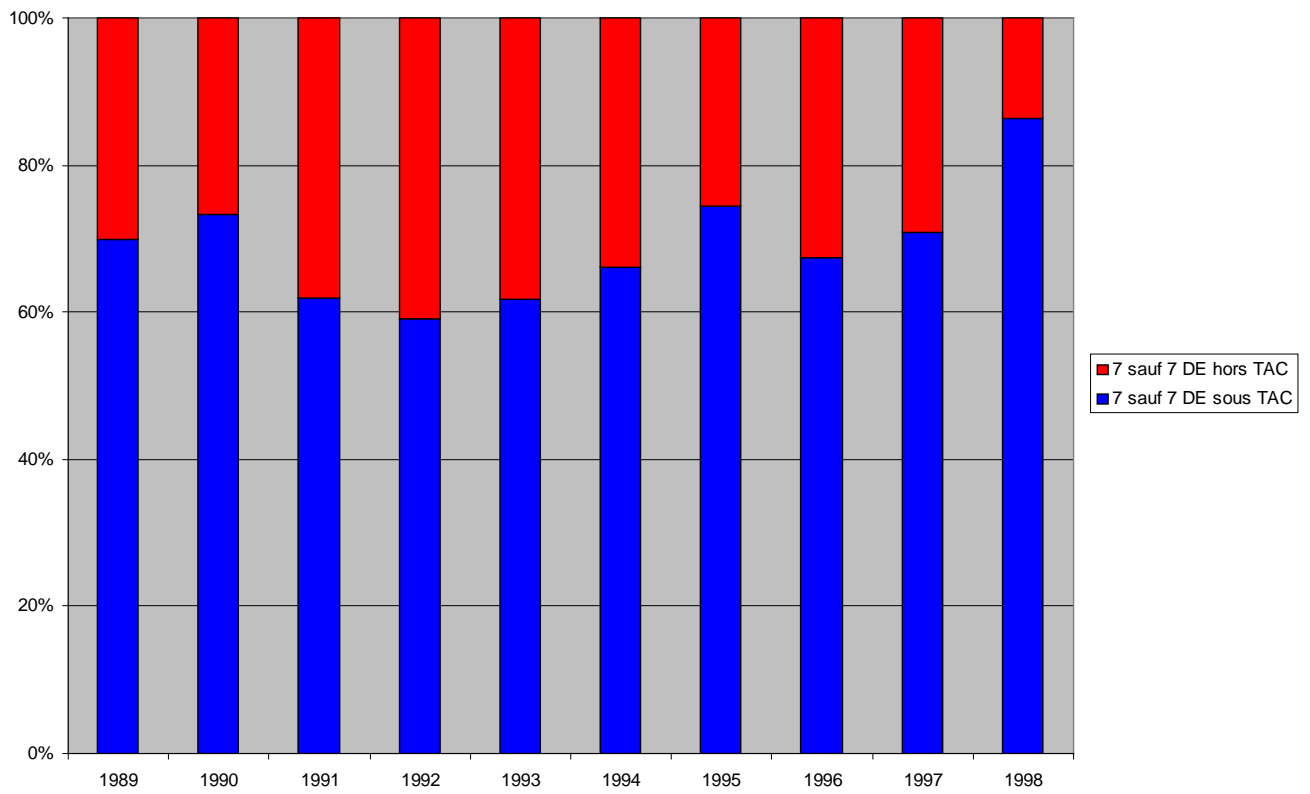


Figure 3 : Proportions des débarquements français sous TAC et hors TAC, zone VII sauf Manche (VIIde).

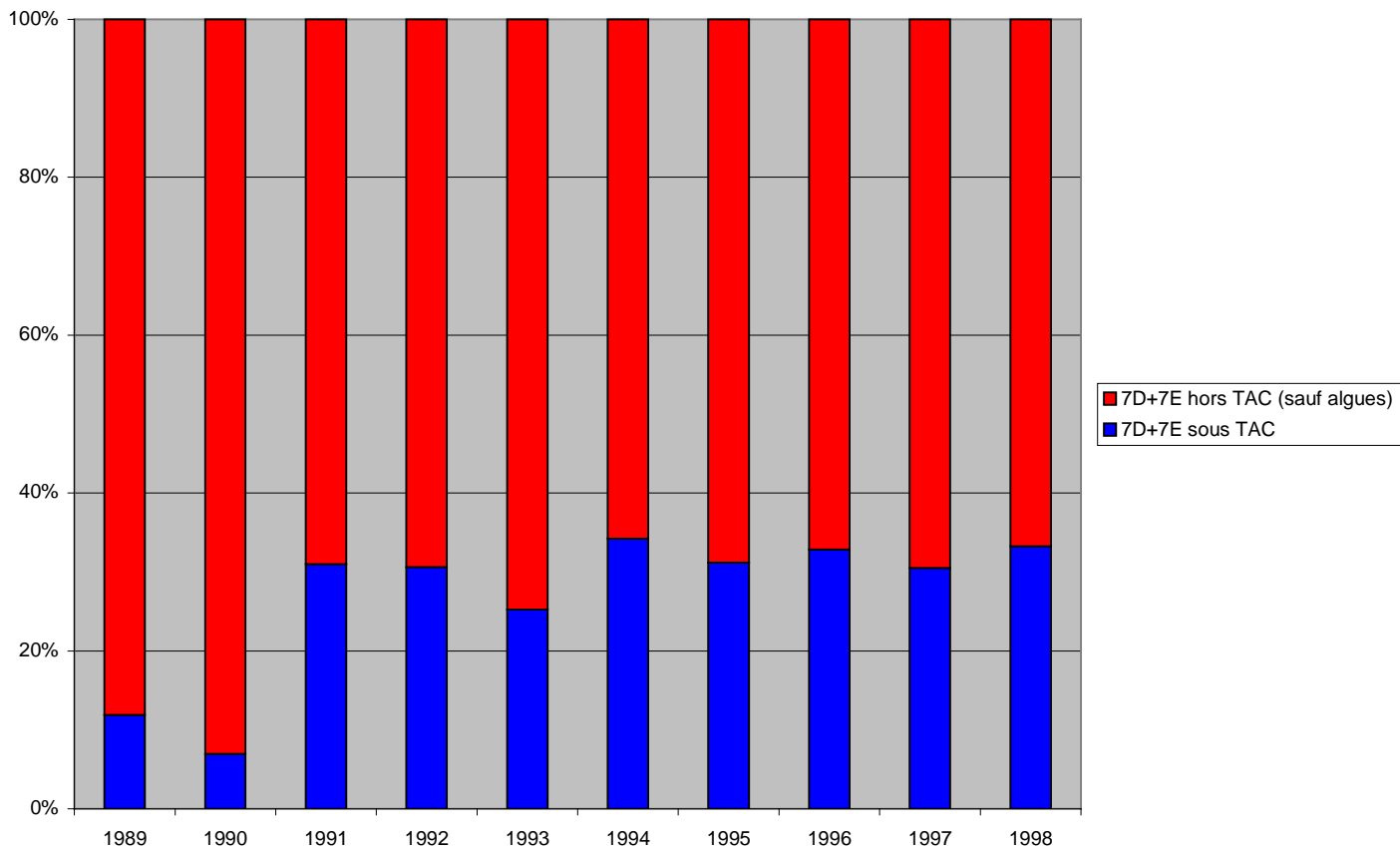


Figure 4 : Proportions des débarquements sous TAC et hors TAC – zone VIId, hors algues.

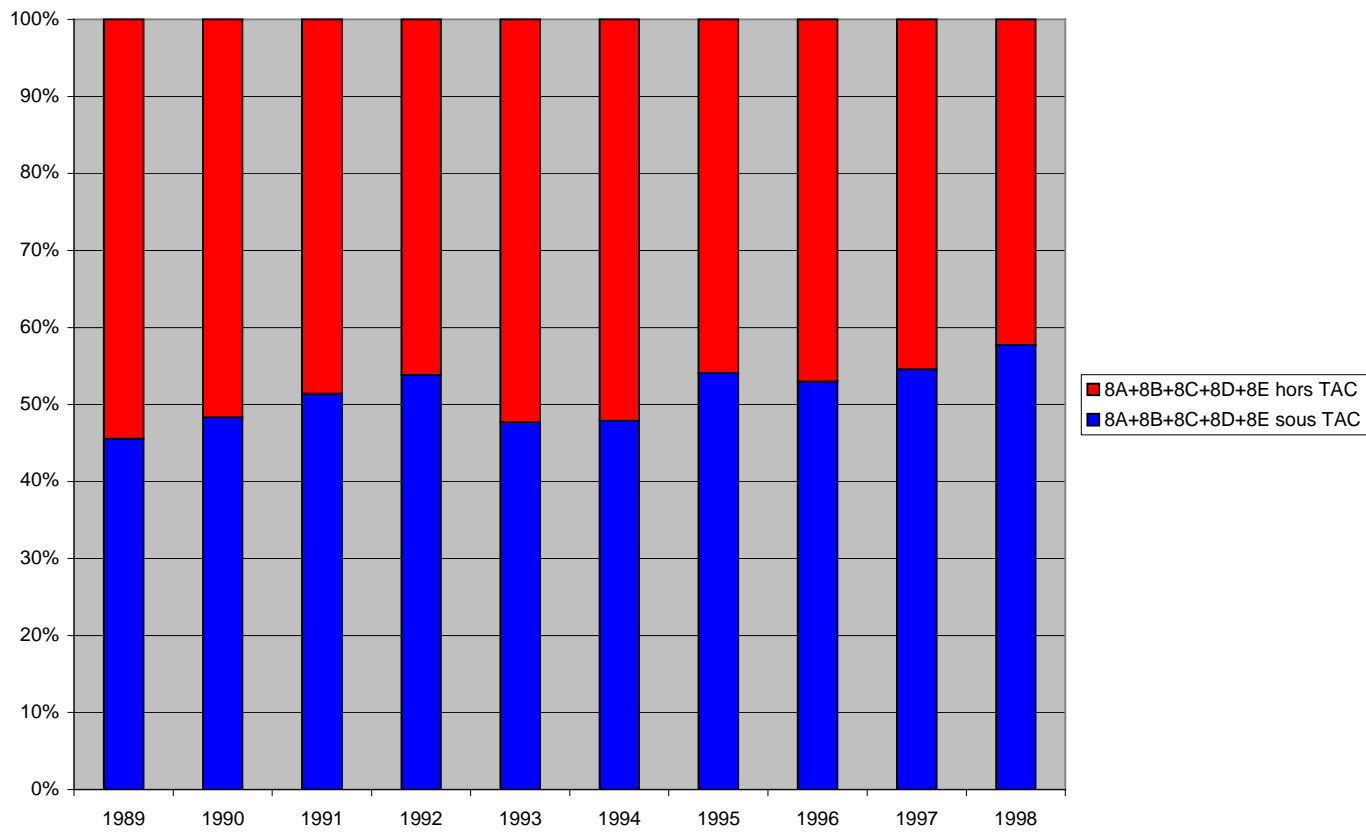


Figure 5 : Proportions des débarquements sous TAC et hors TAC – zone VIII.

1. L'araignée (*Maja brachydactyla*) du nord golfe de Gascogne-Manche ouest (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)

Daniel Latrouite

1.1. Considérations biogéographiques

1.1.1. Distribution géographique du stock

L'araignée de mer est répartie en Atlantique nord de l'Irlande à la Guinée, dans le sud de la mer du Nord, en Méditerranée occidentale et en Méditerranée orientale jusqu'à Chypre. On la trouve de 0 à 120 m mais elle est rarement abondante au delà de 70 m.

Une étude taxonomique récente fondée sur des caractères morphologiques et biométriques (Neumann, 1998) distingue la population Atlantique (*Maja brachydactyla*) de la population méditerranéenne (*Maja squinado*). L'ensemble était auparavant groupé sous le seul nom de *M. squinado*.

Les principaux stocks se situent en Manche occidentale et plus particulièrement le long de la côte française.

Sur la base des résultats des marquages on peut conclure à l'indépendance (mais pas à l'isolement génétique) des populations situées de part et d'autre de la Manche occidentale et scinder le côté français en deux unités d'exploitation relativement indépendantes, situées de part et d'autre d'une ligne Saint Malo les Roches Douvres :

- un stock oriental alimenté par les nourriceries de l'ouest Cotentin,
- un stock occidental alimenté par la nourricerie de la baie de Saint-Brieuc et les nourriceries secondaires situées plus à l'ouest.

Bien que des échanges migratoires orientés nord - sud s'effectuent à la pointe de Bretagne, on peut considérer que la population de Bretagne sud - Vendée constitue une troisième unité d'exploitation. Il n'existe pas de données de marquage pour la Manche orientale mais il est vraisemblable qu'elle constitue une autre unité d'exploitation particulière.

1.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

L'essentiel de la fraction exploitable d'araignées se situe à l'intérieur des 12 milles mais le stock oriental de Manche ouest est exploité conjointement par les flottilles françaises (Basse Normandie et Bretagne) et anglo-normandes. La principale interaction se situe dans la "baie de Granville" et concerne les flottilles française et de Jersey. La gestion des pêcheries de ce secteur est prise en compte dans le cadre du Comité Consultatif Conjoint de la baie de Granville constitué de professionnels, de l'administration et de scientifiques représentant les Etats et/ou Régions de Jersey, France, Basse Normandie et Bretagne.

1.2. Données biologiques

1.2.1. Description du cycle de vie

L'araignée de mer est présente sur tous les types de fonds avec une prédilection pour les fonds meubles à certaines périodes de son cycle vital.

A l'issue de l'accouplement, en fin d'hiver, les spermatozoïdes sont stockés dans une spermathèque ; ils pourront féconder les ovocytes de plusieurs pontes. La première ponte annuelle a lieu entre mars et juin. En Bretagne sud et à l'entrée de la Manche, une seconde ponte peut intervenir vers le début de l'été. Le nombre d'œufs est compris entre 50 000 à 500 000 selon la taille de la femelle. Les œufs, fixés aux soies des pléopodes, se développent pendant deux à trois mois ; les éclosions ont lieu de juin à octobre.

Les larves ont une vie pélagique de deux à trois semaines à l'issue de laquelle, après une métamorphose, la vie benthique débute à la taille de deux millimètres environ.

Les juvéniles se développent dans des nourriceries bien individualisées, dans des baies ou des estuaires à fond sablo-vaseux, par des profondeurs de 0 à -20 m. En Manche les plus importantes sont la baie de Saint-Brieuc et

la côte ouest du Cotentin. La fin de la vie juvénile est marquée par une mue terminale par laquelle l'animal devient adulte et atteint sa taille définitive. Elle a lieu sur les nourriceries entre juillet et octobre.

Les nouveaux adultes font en automne une migration "de descente" qui les amène sur des zones d'hivernage de profondeur supérieure à 50 mètres. A ce déplacement côte-large s'ajoute en Manche un mouvement vers l'ouest. A partir du mois d'avril la migration "de remontée" ramène les araignées à proximité des côtes où elles resteront durant le printemps et l'été.

L'araignée se nourrit d'organismes fixés ou peu mobiles et les proies sont variables selon les disponibilités du milieu : bivalves, gastéropodes, échinodermes, crustacés et algues.

1.2.2. Paramètres biologiques

1.2.2.1. Relation taille poids

Les relations taille poids diffèrent sensiblement entre immatures et adultes en raison d'une allométrie lors de la mue terminale. Les paramètres par sexe sont les suivants :

Auteur	Type de mesure	Etat	Sexe	a	b
Le Foll <i>et al</i> , 1993	Longueur de la carapace (Lc)	Immature	M	$0,462.10^{-3}$	2,880
			F	$1,02.10^{-3}$	2,698
	Largeur de la carapace (lc)	Adulte	M	$0,00517.10^{-3}$	3,382
			F	$0,316.10^{-3}$	2,996

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour l'araignée selon Le Foll *et al*, 1993 ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et Lc dimension de la carapace en mm).

1.2.2.2. Croissance

Comme pour les autres crustacés la croissance se fait par des mues successives mais, à la différence de la plupart des autres espèces, elle ne s'effectue pas pendant toute la vie et ne concerne que la phase juvénile. L'augmentation de taille à chaque mue est de l'ordre de 25 à 40% en longueur, soit une multiplication du poids par un facteur compris entre 1,8 et 2,7. A l'issue de la mue terminale l'animal devient adulte et atteint sa taille définitive. On peut avancer le schéma moyen suivant : un animal né en septembre fera en moyenne 8 cm et 150 g un an plus tard après treize mues et 14 cm soit 800 g à deux ans après deux mues supplémentaires. La variabilité autour de ce schéma moyen est toutefois très forte puisque des adultes de même âge peuvent mesurer de 8,5 à 20 cm et peser de 250 à 3 000 grammes. Cette dispersion des tailles résulte vraisemblablement de l'étalement du début de la vie benthique (juillet à octobre) donc du nombre de mues effectuées avant le premier hiver. La longévité de l'araignée de mer est de l'ordre de 7 à 8 ans (juvénile pendant 2 ans et adulte pendant 5 à 6 ans).

1.2.2.3. Reproduction

La capacité de se reproduire est acquise avec le passage de l'état immature à l'état adulte réalisé lors de la mue terminale. La gamme de taille correspondante est très large (cf. supra).

1.2.2.4. Recrutement

La variabilité inter annuelle du recrutement a été étudiée lors de campagnes d'évaluation directe de la population d'araignées du golfe normando-breton (1988-1996) : l'abondance des nouveaux adultes varie d'un facteur 3 ou 4 d'une année à l'autre. Parallèlement, la composition en taille des recrues montre des variations dues, probablement, aux conditions d'environnement rencontrées pendant les deux ans de la phase de croissance.

1.2.2.5. Mortalité naturelle

Le taux de mortalité naturelle n'est pas connu mais la valeur moyenne $M = 0,3$ peut être avancée en raison du non renouvellement du squelette tégumentaire, facteur de vieillissement chez les adultes (plus de mues). Il est plausible que ce taux soit plus élevé chez les mâles que chez les femelles dans la mesure où les vieilles femelles sont toujours plus abondantes que les vieux mâles.

1.3. Les pêcheries

1.3.1. Les pêcheries françaises

Depuis 1993 la possession d'une licence dite "licences de pêche aux crustacés" est obligatoire pour exploiter les crabes, homards et langoustes (délibération 18/93 du CNPMMEM). Pour l'année 2000 le nombre de demandeurs de licence pour la Manche et l'Atlantique était de 869, dont près de 80 % pour les Régions Basse Normandie et Bretagne. Le tableau ci-dessous indique le nombre de licences délivrées annuellement par les différents Comité régionaux des pêches.

Comité régional	1997	1998	1999	2000
Nord-Pas de Calais-Picardie	19	43	43	43
Haute Normandie	69	10	58	59
Basse Normandie	250	242	220	220
Bretagne	561	545	509	480
Pays de Loire	190	65	39	37
Poitou -Charente	57	28	30	30
Total Manche-Atlantique	1146	933	899	869

Tableau 2 : Nombre de licences de pêche aux grands crustacés délivrées annuellement (source : CNPMMEM)

Pour la flottille de Manche une ventilation par métier peut être approchée sur la base d'un recensement réalisé par Ifremer en 1990-1991 (un bateau peut ressortir de plusieurs métiers dans la mesure où il utilise plusieurs engins, simultanément ou en séquence) :

- ❑ Le caseyage côtier qui s'exerce principalement en Basse Normandie et en Bretagne ; selon les zones, l'araignée peut être une espèce cible ou une prise accessoire ; environ 580 unités de 4 à 16 m pratiquent ce métier ;
- ❑ Les filets fixes à araignée utilisés par environ 125 navires de 5 à 18 m au nord de la Bretagne ;
- ❑ Les filets fixes à grand maillage : environ 180 navires exploitent la baudroie, le turbot, les raies et la langouste surtout en Manche ouest ; l'araignée constitue, avec le tourteau et divers poissons, une prise accessoire ;
- ❑ Le caseyage hauturier pour lequel, en hiver, l'araignée est une espèce accessoire (le tourteau est l'espèce cible) pour quelques unités d'une flottille de 25 bateaux travaillant en Manche ;
- ❑ Les filets fixes côtiers à sole de Manche orientale : pratiquée dans les eaux côtières, cette activité est très répandue particulièrement au printemps et en été (environ 340 unités de pêche) ; le turbot et l'araignée, ainsi que divers poissons plats et la seiche constituent les principales espèces accessoires.

A côté de la pêche professionnelle, une importante activité de pêche récréative est dévolue à l'araignée au printemps et en été lorsqu'elle est à la côte. Bien que les effectifs soient mal connus on peut estimer à plus de 30 000 le nombre de plongeurs en apnée (droit de capture, 5 araignées par jour) et à plus de 100 000 le nombre des bateaux de plaisance (droit à deux casiers et 50 mètres de filet trémail).

1.3.2. Les pêcheries étrangères

Outre la France, les pays producteurs sont le Royaume Uni avec des débarquements annuels de 1 000 à 2 000 t, les Iles anglo-normandes 500 à 1 000 t, l'Irlande 200 à 400 t, l'Espagne 100 à 200 t, le Portugal 50 à 100 t et la Croatie moins de 100 t. La pêche sur la côte atlantique marocaine tend actuellement à se développer.

Une enquête conduite par les scientifiques britanniques sur leurs flottilles de Manche en 1990-1991 recensait les effectifs suivants par métier (un bateau peut ressortir de plusieurs métiers dans la mesure où il utilise plusieurs engins, simultanément ou en séquence) :

- ❑ Les filets fixes côtiers à araignées pratiqué autour des îles Anglo-normandes par moins d'une dizaine de navires de longueur comprise entre 7 et 17 m, notamment au printemps et à l'automne ;
- ❑ Le caseyage hauturier britannique, dont l'espèce cible est le tourteau, le homard et l'araignée étant des captures accessoires ; une grande partie de son effort (environ 25 navires de 10 à 21 m) s'exerce dans quelques zones spécifiquement réservées au caseyage et localisées dans la partie centrale de la Manche ;

- ❑ Les filets fixes britanniques à grand maillage, qui exploitent les raies, l'aiguillat et la baudroie et pour lesquels les grands crustacés constituent une prise accessoire ; plus de 50 unités actives le long des côtes britanniques dans la sous division VIII d ainsi qu'autour de la Cornouaille ;
- ❑ Le caseyage côtier britannique qui s'exerce tout le long de la côte sud de la Grande Bretagne ; environ 250 unités permanentes de 3,5 à plus de 10 mètres et un nombre inconnu d'unités à temps partiel ;
- ❑ Le caseyage hauturier des îles anglo-normandes, qui cible tourteau et homard ; 25 navires de 11 à 21 m exploitent une zone située au Nord du Cotentin.

1.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

1.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

La France est le principal pays producteur d'araignées avec une production annuelle moyenne estimée à 5 000 tonnes environ (la moyenne calculée pour la période 1989-1998 à partir des états A1 est de 3 102 tonnes). La ventilation de la production officielle (états A1, 1989-1998) aboutit à 20 tonnes enregistrées dans les QAM de Manche est, 2 499 tonnes pour ceux de la Manche ouest, 317 tonnes pour la Bretagne Sud et 291 tonnes pour le Sud Gascogne.

QAM	tonnes	QAM	tonnes	QAM	tonnes
Dunkerque	1	Morlaix	404	Noirmoutier	54
Boulogne	3	Brest	235	Les Sables d'Olonne	46
Fécamp	0	Douarnenez	22	Yeu	43
Dieppe	1	Audierne	83	La Rochelle	12
Caen	9	Le Guilvinec	52	Marennes	17
Cherbourg	270	Concarneau	69	Bordeaux	2
Saint Malo	445	Lorient	65	Arcachon	1
Saint Brieu	410	Auray-Vannes	26	Bayonne	2
Paimpol	741	Saint Nazaire	114		

Tableau 3 : Débarquements français d'araignée par Quartier maritime selon les statistiques officielles.

La production de chaque bassin est très sous estimée mais la hiérarchie rapportée est conforme à la réalité : le littoral de la Manche ouest et en particulier la zone située à l'est d'une ligne La Hague-Morlaix contient les zones les plus productives, les principaux ports de débarquement étant Paimpol et Saint-Malo (très sous estimé) et, à un moindre degré, Cherbourg (très sous estimé), Saint-Brieuc, Morlaix et à Brest.

En l'absence de données précises, on peut estimer qu'en Manche occidentale les contributions des caseyeurs et des fileyeurs aux débarquements sont globalement équivalentes. A l'échelle locale (QAM), la part des fileyeurs est prépondérante à Saint-Malo et Paimpol et celle des caseyeurs à Cherbourg et Brest.

L'activité et les débarquements ont une saisonnalité marquée avec des maxima en mai-juin, à un moindre degré en novembre-décembre, et des minima d'août à octobre et en février-mars.

1.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Selon l'engin, l'unité d'effort de pêche est le nombre de casiers ou la longueur (km) de filets relevés par unité de temps. L'une et l'autre sont entachées de biais de nature à les déconnecter de leur impact réel en terme de mortalité sur le stock : les pêches au casier sont généralement pluri spécifiques (araignée, tourteau, et homard) et la part de ciblage sur chaque espèce est difficile à connaître ; pour le filet l'incidence du temps d'immersion et de la saturation éventuelle sont difficilement quantifiables. La mesure d'effort reste donc proche de la notion d'effort nominal mais la méconnaissance chronique de l'activité réellement déployée annuellement par les flottilles côtières, souvent polyvalentes, ne permet pas de le quantifier et d'en suivre l'évolution (la mise en place du suivi d'activité des flottilles et la généralisation des fiches de pêche hebdomadaires sont de nature, si elles sont effectives, à améliorer cette situation).

1.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Comme indiqué ci-dessus, l'effort de pêche ne pouvant être réellement quantifié, les rendements par métier ne sont pas disponibles.

1.3.4. Structure démographique des captures

Bien qu'il n'y ait pas de marques "mémorisées" sur les pièces calcifiées en raison du mode de croissance par mues, la particularité de la mue terminale permet de distinguer visuellement trois groupes d'âge : les immatures (deux premières années de la vie), les "nouveaux adultes" (moins d'un an après la mue terminale), et les "vieux" adultes (près d'un an et plus après la mue terminale).

Une estimation des débarquements en Manche ouest pour l'année 1986 faisait état de 350 à 400 tonnes d'immatures sur un total débarqué de 4 000 tonnes. La proportion de 10% environ d'immatures dans les débarquements n'a vraisemblablement pas évolué depuis cette période. Le reste des débarquements est composé presque exclusivement des "nouveaux adultes".

1.3.4.1. Structure des débarquements

La taille moyenne des captures diminue au cours de la saison de pêche (octobre à août) ; cette dérive vers les petites tailles qui s'observe sur pratiquement tous les secteurs et quel que soit l'engin de pêche et le sexe, résulte d'une sélection active (rejet des individus de moins de 12 cm) et passive (les engins favorisent la capture des animaux de grande taille). La rigueur du tri, qui pour partie détermine la composition en taille des débarquements, est susceptible de variations en fonction de la demande du marché : les individus de moins de 13 cm peuvent être rejetés lorsque la demande est faible et, inversement, ceux de moins de 12 cm peuvent être débarqués lorsqu'elle est forte. Le non respect de la taille minimale au débarquement est assez courant en mai et juin dans le cadre des pêches ciblées d'immatures (« moussettes »).

Le reliquat de la cohorte des "nouveaux adultes" ayant survécu à une saison de pêche est estimé à 20-25%, il est composé pour l'essentiel des individus de taille inférieure à la taille légale.

1.3.4.2. Rejets

Les rejets sont constitués d'individus n'atteignant pas la taille minimale au débarquement (12 cm) et pour une petite partie d'individus de faible valeur commerciale (pattes manquantes, épibiontes abondants). Globalement le taux de rejet augmente en cours de saison de pêche en raison de la dérive progressive des tailles vers les petits individus et il est toujours plus élevé au casier qu'au filet.

Dans le cas des pêcheries aux arts dormants, la mortalité sur les rejets est vraisemblablement très faible.

La principale cause de mortalités sur les rejets résulte des captures accidentelles des chalutiers travaillant de mi-août à début octobre sur les nourriceries (ou leurs prolongements) d'araignées en baie de Saint-Brieuc et sur la côte ouest du Cotentin. Elles atteignent annuellement plusieurs centaines de tonnes et concernent essentiellement les individus qui viennent de faire leur mue terminale (nouveaux adultes pour l'essentiel). En novembre le dragage à la coquille Saint Jacques induit une mortalité complémentaire non chiffrée mais également importante.

1.3.5. Sélectivité des engins de pêche

La sélectivité du casier et du filet, seuls engins de pêche autorisés pour la pêche ciblée de l'araignée, ne pose pas de problème particulier dans la mesure où les individus rejetés ont une très forte probabilité de survie. Par ailleurs les zones riches en immatures se trouvent sur des sondes inférieures à 10 mètres (par rapport au zéro des cartes) et sont peu pratiquées par les caseyeurs et fileyeurs professionnels, exception faite, localement, d'une pêche au casier dirigée vers les immatures (en principe de taille supérieur à 12 cm) de mai à juillet.

Sous cette réserve la composition en taille des captures indique que les mâles capturés dans les casiers sont plus gros que dans la population de référence (choix des zones de pêche et/ou compétition pour l'accès au casier), qu'il n'y a pas de différence significative pour les femelles, et que les filets capturent des mâles et des femelles plus gros que dans la population de référence (choix des zones de pêche et/ou plus grande mobilité des grands individus que des petits). Par ailleurs les individus capturés avec les filets à maillage 320 mm sont significativement plus grands que ceux capturés avec les mailles 220 ou 240 mm (pas de différence significative entre les mailles 220 et 240 mm).

1.3.6. Les compétitions entre métiers

Tous les métiers générant des mortalités sur les araignées sont interactifs pour la ressource ; c'est le cas pour les caseyeurs et fileyeurs, qui ciblent l'espèce, mais aussi pour le chalutage (et à un moindre degré le dragage des coquilles Saint Jacques) dont les captures accidentelles causent une importante mortalité additionnelle. Ces métiers sont également en interaction pour l'espace. L'efficacité linéaire d'une série de filets est supérieure à celle

d'une filière de casiers de longueur équivalente et dans la pratique les zones de fileyage et de caseyage sont généralement distinctes, le premier s'exerçant plutôt au "large" et le second plus près de la côte.

1.4. L'état de la ressource

1.4.1. Evolution de l'abondance

Sur le long terme l'abondance moyenne de la fraction exploitée des stocks semble marquée par des alternances non nécessairement cycliques. Le stock de Bretagne sud - Vendée semble avoir décliné à la fin des années 70 et augmenterait depuis le milieu des années 90. En Manche il aurait diminué dans les années 80 (diminution des rendements et des débarquements). La réalité de ces fluctuations ne peut toutefois être affirmée en l'absence de données fiables. Si elles étaient avérées il resterait difficile de faire la part entre un déterminisme environnemental (températures hivernales, espèces prédatrices) et l'incidence, en terme de mortalités induites, du développement du filet à sole dans le golfe de Gascogne ou du chalutage sur les nourriceries d'araignée dans le golfe normando-breton.

1.4.2. Evolution du taux d'exploitation

L'exploitation ciblée de l'araignée a débuté au milieu des années cinquante ; il s'agissait alors d'une pêche de printemps et d'été exercée au casier et au filet. Les décennies suivantes ont été marquées par une forte intensification de l'effort de pêche (nouvelles flottilles, accroissement du nombre de casiers et des longueurs de filets). En Manche ouest, depuis le début des années 80 et la découverte progressive de toutes les zones d'hivernage, l'araignée est pêchée sur l'intégralité de sa zone de répartition.

Cette pêcherie d'où proviennent environ 80% des apports nationaux est totalement dépendante du recrutement annuel pêché presque intégralement dès la première saison d'exploitation. Il n'existe aucune possibilité d'accroître l'effort de pêche (sa réduction est recommandée).

Il n'existe pas de données pour les autres pêcheries mais les taux d'exploitation y sont probablement moins élevés.

1.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les captures annuelles sont constituées à plus de 80% par les individus de la seule génération des "nouveaux adultes". Outre cette forte dépendance des captures à une génération unique, l'essentiel des prélèvements s'exerce avant le début des éclosions. A l'appauvrissement numérique du stock de reproducteurs s'ajoute donc le fait que la grande majorité des adultes qui donnent effectivement naissance à des petites araignées n'a pas la taille légale de 120 mm. Ces individus ne l'atteindront d'ailleurs pas puisqu'ils ne grandissent plus. Outre que le nombre d'œufs portés par une femelle est proportionnel à sa taille, les conséquences génétiques d'une reproduction assurée presque exclusivement par les plus petits des reproducteurs (les "hors tailles") sur la taille moyenne des recrues pose question. Une diminution de la mortalité par pêche (réduction de l'effort de pêche global ou limitation des apports) aurait pour effet bénéfique de réduire la variabilité interannuelle des débarquements et de conforter quantitativement et qualitativement le stock reproducteur.

D'autre part, d'août à octobre en Manche ouest, le chalutage de fond sur les nourriceries d'araignées se traduit par la capture incidente et la destruction d'importantes quantités (plusieurs centaines de tonnes) d'araignées en mue ou venant de muer. Un aménagement spatio-temporel de l'activité de chalutage en zone côtière aurait également un effet bénéfique sur les ressources et les flottilles qui les exploitent.

1.4.4. Potentiels de production

L'araignée ne grandissant plus après la mue terminale qui marque le passage de l'état immature à celui d'adulte, le rendement par recrue ne peut s'accroître dès lors que l'état adulte est atteint (en contrepartie il diminue sous l'effet de la mortalité naturelle). Un accroissement de la biomasse adulte pourrait être obtenu par la protection totale des immatures, quelle que soit leur taille (une fraction d'entre eux a une taille supérieure à la taille minimale au débarquement). En Manche ouest une telle disposition accroîtrait la biomasse d'adultes de 500 tonnes environ mais sa mise en œuvre se heurterait à la difficulté (relative) à distinguer avec une totale fiabilité les mâles immatures des adultes immatures (c'est simple pour les femelles) et aux faits qu'existent localement des pêches dirigées vers les immatures dont le prix de vente est supérieur à celui des adultes et que le bénéfice serait partiellement dissipé avant même la saison de pêche par la mortalité induite par le chalutage côtier. Celle-ci est estimée à plusieurs centaines de tonnes annuellement, éventuellement un millier de tonnes les années de fort

recrutement, de la mi août à la fin octobre, en baie de Saint Brieuc et sur la côte ouest du Cotentin. Une interdiction spatio-temporelle de cette activité accroîtrait d'autant le potentiel de production.

La pratique consistant à utiliser les araignées pour boîter les casiers à bulots, courante sur la côte ouest du Cotentin (production annuelle de bulots supérieure à 10 000 tonnes), est également la cause de destructions importantes.

1.5. Les mesures de gestion

1.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Les mesures de gestion actuellement en vigueur comportent des mesures techniques (taille minimale au débarquement, interdiction de débarquer des "crabes clairs", interdiction de débarquer les pinces séparément du corps, type de casier, fermeture annuelle) et des mesures de contrôle de l'effort (licences de pêche, PPS, limitation du nombre de casiers).

- ❑ *Taille minimale au débarquement (TMD)* : conformément à la réglementation européenne, elle est de 12 cm de longueur de carapace mesurée entre perpendiculaires de l'espace entre les épines rostrales à l'arrière de la carapace.
- ❑ *Interdiction de débarquer des crabes "clairs"* : le débarquement des crabes "clairs" ou "blancs" (mue récente) est interdit par décision interprofessionnelle en raison du risque accru de dommage lors de manipulations et de leur intérêt très réduit pour le consommateur. La justification de cette disposition que l'on trouve dans la réglementation de plusieurs pays ne fait aucun doute, mais son contrôle et son opposabilité pénale sont limités par le fait qu'il est difficile de quantifier l'état "clair" ou "blanc" d'une araignée dès lors que son exosquelette a durci après la mue.
- ❑ *Pincés* : le débarquement de pinces détachées du corps est interdit par décision interprofessionnelle.
- ❑ *Engins de pêche* : les seuls engins autorisés pour pêcher l'araignée sont les casiers et les filets (cf. licence). La capture avec des engins traînants n'est autorisée qu'à titre accessoire, à la hauteur maximale de 10% du volume des captures détenues à bord. Le casier à parloir est interdit sur l'ensemble du littoral français, exception faite de la zone comprise entre les méridiens 2° et 2°30' et d'une petite partie du littoral bas-normand. En tout état de cause son usage apporte peu d'avantage pour la pêche de l'araignée.
- ❑ *Fermeture saisonnière de la pêche* : le principe d'une fermeture de la pêche des araignées en Manche et en Bretagne sud est en place depuis 1985 pour réduire la mise sur le marché d'araignées de mauvaise qualité commerciale ("nouveaux adultes" ayant mué récemment). Cette disposition contribue également à réduire le taux d'exploitation. Dans la pratique la fixation des dates de début et de fin de fermeture constitue chroniquement un sujet de fortes polémiques entre professionnels dont le degré de dépendance et les activités de substitution diffèrent d'un secteur à l'autre. Actuellement un agrément semble se dessiner en Manche ouest pour une fermeture automatique du 1^{er} septembre au 15 octobre.
- ❑ *Licence de pêche et PPS* : au plan national, le droit de pratiquer la pêche professionnelle des gros crustacés (araignée, tourteau, homard, langoustes) est assujéti à la possession d'une licence délivrée sur une base annuelle par les Comités Régionaux des Pêches. Au plan européen la pêche de l'araignée et du tourteau dans les eaux communautaires est assujéti à l'obtention d'un permis de pêche spécial (PPS) qui s'inscrit dans une limitation de la puissance globale autorisée par pays et par zone. La licence de pêche ayant valeur de PPS ne peut être délivrée qu'aux seuls navires pratiquant la pêche du tourteau et de l'araignée de mer au casier et/ou au filet.
- ❑ *Limitation du nombre de casiers par bateau* : en complément aux licences et PPS, le nombre de casiers par bateau est encadré (depuis 1997) pour limiter le développement de l'effort de pêche. Il est lié au nombre d'hommes embarqués et sur la plupart des pêcheries le droit est de 200 casiers par homme avec un maximum à 1 000 par bateau. Des marques d'identification numérotées doivent être apposées sur chaque casier.

1.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les principales pêcheries d'araignées, situées en Manche ouest, sont caractérisées par un taux de mortalité par pêche très élevé qui génère une dépendance quasi totale du recrutement annuel. Une diminution du taux de

mortalité paraît nécessaire pour réduire la variabilité inter annuelle des débarquements (reports de captures) et conforter la biomasse féconde.

En baie de Granville une augmentation de la taille minimale au débarquement des mâles (de 12 à 13 cm) a été suggérée par les professionnels dans le cadre du Comité Conjoint de Gestion (proposition de Jersey qui semble recevoir l'agrément d'une majorité de professionnels bas normands et bretons). Les raisons initiales sont essentiellement commerciales mais cette mesure si elle était adoptée aurait également des effets positifs sur le stock.

Le chalutage sur les nourriceries en baie de Saint-Brieuc et sur la côte ouest du Cotentin cause annuellement, pendant les mois d'août à octobre, la destruction d'importantes quantités d'araignées sans valorisation du produit. Une étude du coût social résultant (Boncoeur *et al*, 2000) fondée sur une destruction annuelle de 1 200 tonnes a montré que les rejets dus à cette activité étaient à l'origine, pour les caseyeurs-fileyeurs, d'un déficit de capture proche de 40% en poids et d'un manque à gagner de 22% (8,6 millions de francs) de leur recette et que la perte de surplus pour les consommateurs était supérieure à 6 millions de francs. Cette perte moyenne de l'ordre de 14 à 15 millions de francs est à opposer à la marge sur coût variable dégagée par le chalutage de fond estimée à 9 millions de francs pour les chalutiers-dragueurs et à 3 millions de francs pour les chalutiers purs. L'interdiction localisée et saisonnière du chalutage, socialement justifiée, constitue pour le stock d'araignée la mesure de gestion la plus efficace.

1.6. Références bibliographiques

- Anon, 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, et relations avec ceux des régions voisines. IFREMER-MAFF. RI.DRV 93.028, 256 p.
- Anon, 1993. Report of the study group on Majid crabs. ICES, Shellfish Committee. C.M. 1993/K:3, 18 p.
- Anon, 1996. Report of the Study Group on the Biology and Life History of Majid Crabs. ICES, Shellfish Committee. C.M. 1996/K : 1, 18p.
- Anon, 2001. Report of the study group on the biology and life history of crabs. ICES CM 2001/G : 04 Ref E, 36 p.
- Berthou P., J. Boncoeur, J.L. Prat, D. Latrouite, B. Le Gallic, S. Fifas and O. Curtil, 1998. Les pêcheries du golfe normand-breton, options d'aménagement. Rapport de deuxième année au titre du contrat MAPA Ref Ifremer n°95/121688, mars 1998, 47 p.
- Berthou P., Y. Morizur, D. Latrouite, M. Jézéquel, P. Lespagnol, P. Danel, (1996). Cadre physique et aspects halieutiques *in* Description des pêcheries du golfe normand-breton et analyse du problème d'aménagement. Contrat MAPA réf. Ifremer n°95/1212433, 8-79.
- Boncoeur J., S. Fifas et B. Le Gallic, 2000. Un modèle bioéconomique d'évaluation du coût social des rejets au sein d'une pêcherie complexe. *Economie et Prévision*, n°143-144, 2000-2/3, 185-199.
- Camus P., 1983. Résultats d'une opération de marquage d'araignée de mer (*Maja squinado*, Herbst) adulte en baie d'Audierne (Bretagne Sud). ICES, Shellfish Committee. C.M. 1983/K:29 11 p.
- Danel P. , D. Latrouite, P. Lespagnol et M. Jezequel, (1996). Variation spatio-temporelle de la ressource transitant par la bande côtière bretonne : présentation des états A1 1989-1994 pour les principales espèces. Document 96.01 du laboratoire RH côtier de Brest, 43 p.
- Dintheer C., M. Lemoine, D. Latrouite, P. Berthou, J.P. Delpech, Y. Morizur et A. Tétard, 1995. Les grands métiers de Manche : réflexions et propositions pour la conservation de la ressource et la gestion des pêcheries. *La Pêche maritime* n°1388 septembre-octobre 1995, 181-195.
- Kergariou G., 1984. L'araignée de mer, biologie et exploitation. *La Pêche maritime* n°1279 : 575-583.

- Latrouite D., coordinateur, (1998). Les crustacés in "Algues et invertébrés marins des pêches françaises", Delachaux et Niestlé, p 178-238.
- Latrouite D. et D. Le Foll, 1989. Données sur les migrations des crabes tourteau *Cancer pagurus* et araignée de mer *Maja squinado*. *Océanis*, **15**, 2, 133-142.
- Latrouite D., 1993. Araignées de mer: recommandations pour une meilleure gestion du stock. *Equinoxe* n°37, 21-25.
- Le Foll, D. 1993. Biologie et exploitation de l'araignée de mer *Maja squinado* Herbst en Manche Ouest. Thèse de l'Université de Bretagne Occidentale. Ifremer RI.DRV 93.030 RH/Brest, 517 p
- Le Foll D., D. Latrouite, P. Noël, 1993. Relations biométriques chez l'araignée de mer *Maja squinado* : longueur de référence, distinction juvénile-adulte, taille-poids. ICES 1993, C.M. 1993/K : 22, 6 p + annexes.
- Le Foll D., D. Latrouite, E. Bricchet, J.L. Reyss and C. Lalou, 1989. Age determination of the spider crab *Maja squinado* and the european lobster *Homarus gammarus* by $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ chronology : possible extension to other crustaceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 720-724.
- Martin J., 1983. Période d'éclosion des larves d'araignée en baie d'Audierne (Bretagne sud) en 1979 et 1980. ICES, Shellfish Committee, C.M. 1983/K : 30, 10 p.
- Martin J., 1985. Abondance et distribution des larves d'araignée en Manche en 1983. ICES, Shellfish Committee, C.M. 1985/K : 24, 11 p.
- Martin J., 1993. Période d'éclosion des larves d'araignée de mer *Maja squinado* Herbst en Manche et température de l'eau au printemps. ICES, Shellfish Committee, C.M. 1993/K : 50, 8 p.
- Martin J., 1996. Hatching period of the larvae of spider crab *Maja squinado* Herbst in the English Channel according to seawater temperature.
- Meyer C.G., 1993. The biology and fishery of the spider crab (*Maja squinado*) around Jersey (Channel Islands). Plymouth, Univ. Plymouth, 116 p.
- Morizur Y., P. Berthou, D. Latrouite et G. Véron, 1992. Les pêches artisanales de la Manche Occidentale. IFREMER ed., 175 p.
- Mtimet M., 1991. Analyse approfondie des données des campagnes à la mer sur l'araignée (*Maja squinado*) dans le Golfe Normano-Breton. Mémoire de fin d'études ENSAR, 82p.
- Neumann V., 1996. Comparative investigations of the systematics and taxonomy of European *Maja* species (Decapoda, Brachyura, Majidae). *Crustaceana* **69**: 821-852.
- Reyss J.L., S. Schmidt, D. Latrouite, S. Floris, 1996. Age determination of crustaceans carapaces using $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ measurements by ultra low level gamma spectrometry. *Appl. Radiat. Isot.* **47**, 9/10, 1049-1053.
- Tétard A., Boon M. Bennett D., Berthou P., Bossy S., Casey J., De Clerck R., Delpéch J.P., Dintheer C., Giret M., Large P., Latrouite D., Lemoine M., Millner R., Morizur Y., Ozanne S., Palmer D., Pawson M., Pickett G. et Vince M. (1995). Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337 p.

2. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)

Yvon Morizur

2.1. Considérations biogéographiques

Des synthèses des connaissances biogéographiques et biologiques sur le bar ont été faites notamment par Barnabé (1980) et Quéro (1984). L'aire totale de distribution du bar commun (*Dicentrarchus labrax*) en Atlantique Nord s'étend de 30°N (côte du Maroc) à 60° N (mer d'Irlande, mer du Nord et Baltique).

2.1.1. Distribution géographique du stock

Au Nord de 48 °N, le bar commun se rencontre dans l'ensemble des eaux de la Manche, du Sud de la mer du Nord, du plateau Celtique, de la mer d'Irlande, mais les limites du ou des stocks ne sont pas connues précisément.

Un rapport Ifremer et MAFF (1993) suggérait la présence de deux stocks importants de bar en Manche : le premier (stock Est) se déplacerait entre la Manche et le Sud de la mer du Nord (divisions VIIde et IVc), le second migrerait le long de la côte Ouest du Royaume Uni et dans les eaux de la Cornouaille.

Reprenant les résultats de marquages, Pickett et Pawson (1994) ont résumé les schémas migratoires du bar autour de l'Angleterre et du pays de Galles (figure1). Ils suggèrent que l'existence de stocks totalement indépendants les uns des autres sur les côtes anglaises de la Manche, du Sud de la mer du Nord et de la mer d'Irlande est peu probable ; cependant, même si les populations ne peuvent pas être distinguées, il semble exister des schémas de mouvements et de migrations au niveau local qui pourraient conduire à distinguer trois « unités de stocks » sur les côtes anglaises (Pickett *et al*, 1995) :

- Le « stock » Sud Est occuperait la mer du Nord (division IVc) et la Manche (division VIIId) ;
- Le « stock » Sud Ouest se localise en Manche Ouest (division VIIe) et inclurait les prises réalisées au large, dans la division VIIIh ;
- Le « stock » Ouest : mer Celtique (divisions VIIfg) et mer d'Irlande (division VIIa).

Par ailleurs, selon les résultats d'analyses spatio-temporelles des CPUE des chalutiers français (Masski, 1998), il est possible que des échanges existent entre les populations de bar du Nord du golfe de Gascogne et celles de Manche.

On notera que les éventuelles relations entre les populations de bar des côtes françaises et britanniques ne sont pas connues. Toutefois des résultats provisoires montrent que des adultes marqués par le Cefas et Ifremer en Manche occidentale lors de la reproduction en mars 2000 ont été recapturés le long des côtes de la Cornouaille (3 recaptures) mais aussi en Manche plus orientale (1 recapture). Il semble donc que les adultes qui se concentrent en Manche occidentale pour la reproduction se retrouvent ensuite de part et d'autre de la Manche. En hiver, la Manche occidentale constituerait donc une zone de reproduction pour plusieurs unités de populations encore mal définies mais qui pourraient constituer un seul stock d'un point de vue gestion des pêches.

Les opérations de marquages en cours sur les frayères devraient à terme permettre une approche quantitative de ces mouvements migratoires et de mieux définir les unités de stock. Des analyses génétiques conduites par Ifremer sont également en cours sur les adultes pêchés sur les frayères et devraient apporter un éclairage complémentaire.

2.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le bar occupe l'ensemble des eaux de la Manche. Les géniteurs se concentrent au moment du frai dans certaines zones généralement en dehors des 12 milles français et anglais. Quelques regroupements sont également décelés dans la zone des 12 milles. Les juvéniles sont concentrés dans les 12 milles et pour les âges inférieurs à 2 ans dans les eaux très côtières et dans les estuaires.

2.2. Données biologiques

2.2.1. Description du cycle de vie

Les alevins fréquentent les eaux côtières et saumâtres (estuaires). Les juvéniles demeurent en zone très côtière les deux premières années des eaux un peu plus profondes. Les nourriceries des côtes du Royaume Uni sont bien connues. Il en a été identifié sur les côtes françaises de Manche occidentale et de Manche orientale. La littérature atteste de la forte abondance de juvéniles de bar en baie du Mont-Saint-Michel (Legendre, 1984), en Rance (Le Mao, 1985), en baie de Morlaix (Chevalier, 1980). Le Mao rapporte que les groupes d'âge 0 et 1 dominent dans les eaux peu profondes au voisinage des vasières de la Rance ; les groupes d'âge 2, 3 et 4 sont abondants dans les secteurs plus profonds de l'estuaire mais les quittent durant les mois les plus froids. En Manche orientale, des nourriceries de bars ont été également mises en évidence en estuaire de Seine et en baie de Somme (Morin *et al.*, 1999). En estuaire de Seine, de fortes concentrations de bars de moins d'un an ont été localisées à proximité du pont de Normandie. Les observations réalisées sur ce site ont montré que les individus présents en zone intertidale avaient une taille inférieure à celle du secteur subtidal. En baie de Somme, une série pluriannuelle d'observations (de 1989 à 1997) montre que les années 1995-96 présentaient les densités les plus élevées.

A la maturité sexuelle (âge 5-6 ans), le bar devenu adulte se déplace en hiver vers les zones de reproduction situées plus au large. Selon Masski (1998) l'une de ces zones occupe la partie centrale de la Manche Ouest au niveau des rectangles statistiques 28E5-6 et une autre semblerait exister dans la division VIII à l'intérieur des rectangles 30-31E4, ce qui rejoint les observations antérieures sur la répartition des œufs sur cette zone (Jennings et Pawson, 1992). Les géniteurs se concentrent en pleine eau près de la surface à une profondeur ne dépassant guère 30-40 mètres. Il semble également exister des zones de pontes très près des côtes. Après le frai dont la période est centrée sur février-mars, les géniteurs se dispersent vers des zones d'alimentation.

Les œufs émis donnent naissance à des larves au bout d'une dizaine de jours. La phase larvaire dure environ 50 jours (Pickett et Pawson, 1994). La dispersion s'effectue principalement par les courants.

2.2.2. Paramètres biologiques

2.2.2.1. Relation taille poids

Plusieurs relations ont été établies sexes confondus : Dorel (1986) pour l'ensemble de la Manche à partir de 498 poissons, Pickett et Pawson, (1994) pour la Manche Ouest et le canal de Bristol, Masski (1998) pour la Manche Ouest. Les résultats sont résumés dans le tableau ci-dessous et sur la figure 2.

Auteurs	Zone	a	b
Dorel, 1986	VIIde	0,01244	2,953
Pickett et Pawson, 1994	VIIef	0,01296	2,969
Masski, 1998	VIIe	0,00517	3,18

Tableau 1 : Paramètres des relations entre taille et poids établies par différents auteurs pour le bar de Manche ($W = aL^b$, avec W poids vif en gr et L longueur totale en cm).

2.2.2.2. Croissance

La détermination de l'âge est relativement aisée à partir des écailles malgré quelques difficultés pour lire parfois le premier anneau (Kennedy et Fitzmaurice, 1972). Une différence de croissance existe entre mâles et femelles : à âge égal, les femelles sont plus grandes que les mâles (Pickett et Pawson, 1994). Néanmoins, la plupart des courbes de croissance sont établies sexes confondus car il est difficile de les différencier en dehors de la saison de ponte.

Plusieurs courbes de croissance ont été établies pour la Manche Ouest. La plus récente (Bosseur, 1991) est issue de 336 animaux compris entre 2 et 16 ans en provenance des captures commerciales. D'autres courbes de croissance ont été publiées par des auteurs anglais notamment Sabriye (*in* Pickett et Pawson, 1994) à partir de 135 individus du secteur de Plymouth. Les paramètres du modèle de Von Bertalanffy obtenus par ces auteurs sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	L_{∞} (cm)	K (an ⁻¹)	t_0 (années)
Bosseur(1991)	110,44	0,059	-2,89
Sabriye (1983)	71	0,14	?

Tableau 2 : Paramètres de croissance du bar commun en Manche selon divers auteurs.

Les différences dans les expressions mathématiques de ces courbes pourraient provenir du fait que Bosseur (1991) a effectué ses calculs en utilisant des données individuelles tandis que Sabriye a réalisé un ajustement sur les tailles moyennes aux âges. De plus une différence sensible existe dans les tailles pour les jeunes classes d'âge, probablement induite par des sélectivités différentes des engins utilisés pour la capture des individus retenus dans les études.

2.2.2.3. Reproduction

Il existe une seule saison de ponte centrée sur les mois février à mars. Une femelle pond entre 250 000 et 500 000 œufs par kg de poids vif. L'âge de première maturité se situe pour les femelles à 6 ans à une taille moyenne de 42 cm. Les mâles atteignent leur maturité sexuelle à 4 ans correspondant à une taille moyenne de 34 cm. Ces résultats reposent sur les observations de nombreux auteurs rapportées par Pickett et Pawson (1994). Les ogives de maturité n'ont cependant pas été établies de manière précise.

2.2.2.4. Recrutement

Quelques informations existent sur le recrutement le long des côtes anglaises de la Manche (Pickett et Pawson, 1994). Elles fournissent l'abondance des groupes d'âge 2 à 5 ans à partir de campagnes de chalutages effectuées sur certaines nourriceries de la côte Sud anglaise (secteur de Solent, fig. 3). La série montre que le recrutement varie selon les années d'un facteur de l'ordre de 1 à 50. Les classes 1979, 1983, 1989 et 1995 paraissent particulièrement abondantes. La bonne cohorte 1989 s'est traduite par de fortes captures au chalut pélagique en 1996. Celle de 1995 pourrait se manifester par de bons rendements pour ces chalutiers dès 2001 pour peu que l'hiver soit suffisamment rigoureux pour favoriser les concentrations en Manche occidentale (Pickett, *comm. pers.*).

Aucune série récente d'indices de recrutement n'est disponible pour les nourriceries de bar des côtes françaises de la Manche.

Selon Pawson (1992), les facteurs déterminants du succès du recrutement sont d'ordre climatique : la température hivernale des eaux côtières influe sur la survie des individus du groupe 0, les hivers froids provoquant une mortalité larvaire importante.

2.2.2.5. Mortalité naturelle

Une mortalité naturelle pour la phase exploitée de 0,1 ou de 0,2 est généralement admise pour cette espèce. Une valeur de 0,1 est suggérée par Pickett et Pawson (1994).

2.3. Les pêcheries

2.3.1. Les pêcheries françaises

2.3.1.1. Les débarquements

Selon les chiffres fournis par le système national des statistiques de pêche (tableau ci-dessous), la production française de bar a fortement augmenté, passant de moins de 150 t/an en 1989-90 à près de 1 500 t en 1996. Actuellement, la plus grosse partie des débarquements français provient de la Manche Ouest.

Années	Manche Est (VIIId)	Manche Ouest (VIIe)	Total Manche (VIIde)
1989	90	64	154
1990	57	75	132
1991	123	178	301
1992	103	201	304
1993	235	249	484
1994	221	165	386
1995	264	270	534
1996	464	1 023	1 487
1997	244	772	1 016

Tableau 3 : Débarquements (tonnes) de bar commun des navires de pêche professionnelle français par zone en Manche de 1989 à 1997 (Source : CAAM).

Ces débarquements sont très vraisemblablement sous estimés, une partie des ventes de bar hors criée n'étant pas prise en compte par le système des statistiques de pêche. Par ailleurs et même si cela n'est pas spécifique au bar, aucune information n'est disponible sur les prises de la pêche de loisir.

2.3.1.2. Les métiers pratiqués

Le bar commun est une cible saisonnière pour certains métiers (chalutiers). D'autres recherchent cette espèce (palangriers, ligneurs, fileyeurs) tout au long de l'année. Un total de 288 navires immatriculés dans les quartiers de Manche a été recensé en 1996 comme ciblant le bar de manière plus ou moins saisonnière dont 170 issus des ports de Manche Ouest. Certains chalutiers pélagiques immatriculés dans les ports du golfe de Gascogne exploitent cette espèce dans les divisions VIIef.

Enfin il convient de souligner qu'une pêche récréative est dirigée sur cette espèce mais aucune donnée ne permet de quantifier ses prises de bar. Ifremer avec l'aide des fédérations concernées a mis en place, début 2000, un flux déclaratif visant à mieux cerner ces activités mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

2.3.2. Les pêcheries étrangères

Le Royaume Uni est le principal pays étranger exploitant le bar. Selon les chiffres officiels les captures anglaises en Manche étaient de l'ordre de 300 tonnes en 1995 (Dunn *et al.*, 1996). Depuis 1997, huit grosses unités ciblent cette espèce au chalut pélagique. Leurs débarquements, en provenance de la division VIIe, étaient estimés à 240 tonnes en 1999 et 42 tonnes seulement en 2000 du fait de l'instauration d'une limitation des captures (Pickett, *comm. pers.*).

Comme le note Pickett et Eaton (1995), le type de commercialisation du bar et l'existence d'une pêche de loisir ciblant cette espèce font que les prises sont largement sous estimés. Ainsi, selon ces auteurs, les estimations de débarquements totaux de bar pour l'ensemble du Royaume Uni (pêche de loisir comprise) ont été de 1 045 t en 1987 et 1 491 t en 1993, chiffres très largement supérieurs aux données officielles (125 t en 1987 et 239 t en 1993).

En Irlande la pêche commerciale du bar est interdite de fait dans la zone des 12 milles.

2.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

Les informations ci-dessous ne concernent que les métiers français.

2.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les débarquements français par type de métier et par zone sont fournis dans le tableau ci-dessous. En Manche, le chalutage (essentiellement le chalutage pélagique) est le métier qui débarque le plus de bar (fig. 4), loin devant les filets, les lignes et les palangres. Ses débarquements sur la période 1989-1996 ont fortement augmenté aussi bien en Manche Est que Ouest ; en 1996, ils ont diminué tout en restant élevés par rapport au début des années 90 (fig. 5 et 6). En 1996 et 1997, les captures des chalutiers pélagiques proviennent en majorité de la Manche Ouest. La part du chalutage de fond côtier dans les apports est faible et était estimée à 60 tonnes en 1994 tandis

que celle du chalutage de fond hauturier représentait 260 tonnes pour l'ensemble Manche (Dunn *et al.*, 1996). La production des métiers autres que le chalutage est probablement sous-estimée du fait de l'absence de fiches de pêche pour les petits navires.

Années	Engins indéfinis	lignes et palangres	filets	chaluts	Total VIIde
Manche Est (VIIId)					
1989	0	1	8	80	90
1990	0	3	6	48	57
1991	3	3	10	107	123
1992	1	2	13	87	103
1993	1	2	12	220	235
1994	1	1	17	202	221
1995	30	3	19	212	264
1996	80	1	9	375	464
1997	1	18	2	223	244
Manche Ouest (VIIe)					
1989	2	22	18	22	64
1990	0	21	25	28	75
1991	1	26	15	136	178
1992	13	34	16	138	201
1993	4	30	17	198	249
1994	17	38	11	100	165
1995	11	46	14	199	270
1996	86	41	6	890	1023
1997	82	7	37	646	772
Total Manche (VIIde)					
1989	2	24	26	101	154
1990	1	24	31	77	132
1991	4	29	25	243	301
1992	14	35	29	226	304
1993	5	32	28	419	484
1994	17	39	27	302	386
1995	41	49	32	411	534
1996	166	42	15	1264	1487
1997	83	25	39	869	1016

Tableau 4 : Débarquements français de bar (tonnes) par zone et par métier en Manche (Source : CAAM).

Il faut rappeler que la pêche de loisir n'est pas prise en compte dans ces estimations.

2.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Aucune information n'a été publiée sur l'effort de pêche par métier pour les flottilles françaises.

Au Royaume Uni, les données disponibles pour la période 1985-1993 (Pickett et Eaton, 1995) montrent une très forte augmentation de l'effort de pêche depuis le début des années 1990, suite à une augmentation des navires recherchant le bar (notamment les ligneurs), mais aussi à un nombre moyens de marées par navire plus élevé.

2.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les rendements par métier ont été peu étudiés. Masski (1998) a analysé les CPUE de différents métiers français, mais, compte tenu des objectifs de son étude (localisation des frayères), et le fait que sa série chronologique soit courte (1989-1992), il est difficile d'utiliser les résultats dans une optique d'analyse de l'évolution des rendements ; de plus, l'étude porte sur la Manche et le Nord du golfe de Gascogne sans qu'il soit toujours possible de distinguer les deux zones dans l'exposé des résultats. Ce travail met cependant en évidence une forte saisonnalité des rendements des chalutiers pélagique (exprimés en kg/kW/jours de pêche), avec un maximum très marqué en février-mars. Pour les filets et les lignes, la saisonnalité des CPUE (exprimée en kg/jour de pêche) est moins marquée, avec cependant un maximum en décembre-janvier. Quelques carnets de pêche provenant de palangriers sont en cours d'analyse à l'Ifremer ; les résultats préliminaires indiquent une

diminution des CPUE au début des années 1980, mais ceci demande à être confirmé par l'analyse d'autres carnets.

2.3.4. Structure démographique des captures

2.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements français de bar n'ont pas fait l'objet d'un échantillonnage régulier. Des structures trimestrielles de débarquements par métier (chalutage côtier, chalutage du large, filets, lignes et palangres) ont été collectées en Manche Ouest au cours des années 1989-90 (Mesfioui, 1989). Des structures trimestrielles des prises ont été collectées en 1994-95 pour plusieurs métiers de Manche (Dunn *et al.*, 1996). Quelques observations ont été faites sur les captures des chalutiers pélagiques pour les années 1995 (Morizur *et al.*, 1997), 1996 (Masski, 1998), et sur celles des palangriers de la Pointe de Bretagne au cours des années 1994-95.

Les observations réalisées en 1996 par Masski sur les débarquements des chalutiers pélagiques et des chalutiers de fond pendant la période de reproduction montrent que leurs prises de bar sont constituées d'individus compris majoritairement entre 38 et 60 cm, 94% des individus ayant un âge compris entre 6 et 10 ans. Elles montrent également une variation dans la structure démographique au cours de la saison de reproduction, les jeunes adultes arrivant plus tardivement que les poissons âgés.

Les observations françaises disponibles sont donc assez disparates. Depuis début 2000, un programme d'échantillonnage des débarquements par métier a été mis en place.

2.3.4.2. Rejets

Des observations ponctuelles ont été réalisées sur certains métiers français pratiqués en Manche occidentale : chalutage de fond et fileyage (Morizur *et al.*, 1996), chalutage pélagique (Morizur *et al.*, 1977). Elles montrent que les rejets sont quasiment inexistantes et ne concernent pas l'espèce cible. Toutefois cette pêcherie pose problème du fait des captures accidentelles de mammifères marins.

Les observations réalisées par Ifremer à bord des chalutiers côtiers de Bretagne nord pour la période 1992-96 montre une forte proportion d'individus hors-taille dans les captures principalement dans le golfe normand-breton et dans une moindre part en baie de Morlaix. Ces poissons ne sont pas toujours rejetés.

Les rejets de bar susceptibles d'être générés par le métier des palangres sont probablement vivants du fait des durées d'immersion relativement courtes pour ces engins (quelques heures).

Enfin, aucune information n'est disponible sur d'éventuels rejets par la pêche de loisir.

2.3.5. Sélectivité des engins de pêche

La seule information sur la sélectivité est une étude anglaise (Pickett *et al.*, 1995) concernant le filet maillant. Elle montre que l'accord entre taille légale de commercialisation du bar (36 cm) et paramètres de la sélectivité du filet maillant (L_{50} de la partie ascendante de la courbe de sélectivité) est obtenu avec un maillage de 85 mm.

Aucune étude de la sélectivité des autres engins de pêche n'a été réalisée.

2.3.6. Les compétitions entre métiers

Comme dans le golfe de Gascogne, les pêcheries de bar sont de type séquentiel, avec compétition entre deux groupes d'utilisateurs exploitant la ressource à des stades différents du cycle de vie (adultes et juvéniles). Il existe aussi un antagonisme entre les composantes qui exploitent les adultes mais la contribution de chacun des métiers dans l'exploitation du bar n'a pas encore pu être établie. Le grand nombre de composantes intervenant dans ces pêcheries (flottes françaises et anglaises, professionnelles et de loisirs, utilisant des engins variés...), le manque de données sur l'importance et la structure démographique de leurs captures ne permet pas d'avoir une vision objective des différents types de compétitions pour la ressource et de leur intensité réelle.

Ces compétitions génèrent des conflits entre groupes d'utilisateurs, principalement entre palangriers, ligneurs et pêche récréative d'une part, chalutage pélagique d'autre part. Ces conflits se sont cristallisés autour de l'exploitation par les chalutiers pélagiques de femelles oeuvées, et une partie de la profession et des plaisanciers aussi bien britannique que française souhaite l'interdiction de la pêche du bar au moment du frai. Ils sont plus

marqués sur cette zone que dans le golfe de Gascogne, en partie parce que la ressource est aussi convoitée par une pêche sportive importante, notamment au Royaume Uni.

Les connaissances actuelles trop limitées sur les schémas migratoires (voire inexistantes sur les côtes françaises), sur l'identification et l'état des stocks, sur les activités des différents usagers ne permettent pas de quantifier les interactions entre les métiers sur cette ressource. Au moins en France, le chalutage pélagique occupent une place prépondérante dans l'exploitation des adultes et il est possible que, compte tenu du volume de leurs captures, une limitation de leur prise aurait un impact positif sur les rendements des autres métiers exploitant les adultes.

2.4. L'état de la ressource

2.4.1. Evolution de l'abondance

Aucun série d'indices d'abondance dérivé des données de pêche commerciale n'est disponible pour le bar de Manche. Par ailleurs, les captures de cette espèce réalisées pendant les campagnes océanographiques françaises (Channel GroundFish Survey) sont trop disparates pour pouvoir être utilisées à cet effet.

2.4.2. Evolution du taux d'exploitation

On ne dispose d'aucune évolution du taux d'exploitation. Celui-ci a probablement augmenté au début des années 1980 avec l'apparition du chalutage pélagique.

2.4.3. Etat actuel de l'exploitation

On ne dispose d'aucune analyse permettant de statuer fermement sur le niveau actuel de l'exploitation. Il semble, selon quelques essais d'analyse, que la mortalité par pêche était de l'ordre de 0,33 pour la phase adulte en fin des années 80 (Mesfioui, 1990). Le taux d'exploitation (F/Z) ainsi obtenu était de 0,4 ou 0,7 selon la valeur retenue pour la mortalité naturelle (0,2 ou 0,1).

A titre indicatif, quelques informations peuvent être fournies sur l'état du « stock » pour les côtes Sud Est du Royaume Uni (Pickett et Eaton, 1995). Les courbes de rendement par recrue établies sur des données correspondant à la période 1990-1993 indiquent que le bar serait légèrement surexploité et qu'une réduction de la mortalité par pêche de l'ordre de 20% permettrait de maximiser les débarquements (les gains par rapport à la situation actuel seraient cependant faibles). Pour la période 1985-1992, les débarquements par unité d'effort (LPUE, en kg/jour de pêche) montre une tendance à la baisse, puis une augmentation en 1993. Une estimation du stock par méthode analytique pour la même période suggère que la biomasse des reproducteurs aurait augmenté à partir de 1990 et que la mortalité par pêche serait restée constante.

2.4.4. Potentiels de production

Aucune information ne peut être avancée sur la production maximale à autoriser.

2.5. Les mesures de gestion

2.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La taille minimale de débarquement a été fixée à 36 cm par la réglementation européenne depuis 1990. Elle est inférieure à la taille moyenne de première maturité des femelles qui est de 42 cm.

Pour la pêche du bar, la réglementation européenne fixe à compter du 1/1/2000 à 100 mm le maillage minimal des engins traînants et à 90 mm celui des engins fixes. Aucune réglementation n'existe pour les palangres ou les lignes.

Pour des raisons économiques, une limitation des débarquements a été mise en place en 1996 pour tous les chalutiers pélagiques débarquant dans les ports des façades Manche et Atlantique du 1 janvier au 30 avril 1996 (2 tonnes hebdomadaires par navires). Cette mesure a ensuite été reconduite chaque année, les quantités ayant été portées à 5 tonnes hebdomadaires par navire. (Arrêté annuel, le dernier datant du 19 novembre 1999 portant extension de règles de discipline aux non adhérents des Organisations de Producteurs).

2.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les données qui permettraient de réaliser une évaluation des stocks et des pêcheries ne sont pas disponibles, anciennes ou parcellaires. Les données de débarquements sont incomplètes (ventes hors criée, prises de la pêche plaisancière inconnues...), l'effort de pêche ne peut être calculé que pour certains métiers, et les quelques échantillonnages réalisés ne permettent pas de connaître la composition en taille des captures totales ; de même, certaines informations biologiques de base sont manquantes, et notamment les délimitations du ou des stocks, les voies migratoires, la localisation précise des frayères et des nourriceries etc. Un effort de recherche est actuellement fait par l'Ifremer en coopération avec le MAAF (mise en place d'un plan d'échantillonnage des débarquements, marquages ...), mais comme pour le bar du golfe de Gascogne, une évaluation de l'état du ou des stocks n'est pas à portée de main à court terme. Il faut cependant noter que l'Union Européenne a questionné le Conseil International pour l'Exploration de la Mer sur l'état des ressources en bar, et un groupe de travail a été créé pour aborder cette question. La mise en commun de l'ensemble des données existant sur les différents stocks devrait permettre de faire progresser nos connaissances.

Au plan de la conservation de la ressource, la réglementation vise deux objectifs : diminuer les captures de juvéniles, encadrer l'effort de pêche.

Du strict point de vue biologique, la taille minimale de commercialisation devrait correspondre à la taille à première maturité sexuelle (au minimum). La taille à première maturité sexuelle du bar se situant aux environs de 42 cm, la réglementation actuelle (taille minimale de 36 cm) autorise la capture et la commercialisation de bars juvéniles.

Pour être efficace au plan de la conservation des ressources, il doit également y avoir adéquation entre taille minimale et sélectivité des engins de pêche : les caractéristiques de ceux-ci doivent être telles qu'ils ne capturent pas ou peu d'individus en dessous de la taille légale. Les données sur la sélectivité des filets montrent qu'il y a accord entre la taille légale actuelle (36 cm) et le maillage minimal des filets (90 mm), mais qu'un passage à une taille légale de 42 cm nécessiterait une augmentation du maillage minimal des filets aux environs de 100 mm. Les paramètres de sélectivité des chaluts n'étant disponibles, aucune conclusion ne peut être avancée pour cet engin.

Il est à souligner que d'une part le marché est de plus en plus approvisionné par des bars d'aquaculture, que d'autre part sa taille légale de commercialisation en Méditerranée est plus petite (23 cm). Sauf à connaître l'origine exacte des apports, le contrôle du respect des tailles légales de commercialisation est donc complexe.

Bien qu'aucune donnée ne permette de les chiffrer, les juvéniles, et plus particulièrement les individus de moins de 36 cm semblent surtout capturés par le chalutage très côtier et une partie de la pêche plaisancière (probablement plutôt une partie de celle pratiquée à pied).

Si elle était réellement appliquée, l'interdiction du chalutage dans la bande des 3 milles serait très probablement de nature à fortement limiter les captures de juvéniles faites par les professionnels. L'interdiction de captures de bar de moins de 36 cm par les plaisanciers, ou l'obligation de les relâcher, est une affaire d'information du public et de contrôle.

Au Royaume Uni il a été défini 34 nourriceries de bar sur lesquelles la pêche dirigée du bar est interdite, et toute capture accessoire de bar doit être remise à la mer ; cette réglementation s'applique aussi bien aux professionnels qu'aux pêcheurs amateurs embarqués (MAFF, 1990). Selon Pickett et Pawson (1994) ces zones ont été définies sur la base de leur contribution probable au recrutement total du stock d'adultes, des bénéfices que pourraient tirer les pêcheries locales de bar d'une protection des juvéniles, mais aussi sur des considérations plus pratiques (zones où les juvéniles sont particulièrement vulnérables, possibilités de contrôle...). D'après Pickett et Eaton (1995), cette réglementation a amené une baisse de l'effort de pêche dans certains secteurs, même si la pêche à partir du bord est toujours pratiquée sur la majorité des nourriceries.

Le contrôle de l'effort de pêche pourrait se faire par l'instauration de licences ou Permis de Pêche Spéciaux pour les métiers ciblant le bar (chalutiers pélagiques, ligneurs, fileyeurs...). Une mention particulière doit être faite pour le chalutage pélagique qui exploite les concentrations de reproducteurs au moment du frai. Si, contrairement à une idée très largement répandue, la pêche des reproducteurs n'est pas en soi contraire à une saine gestion des stocks, les captures doivent néanmoins rester à des niveaux qui ne risquent pas de remettre en cause le renouvellement des stocks (maintien d'une biomasse de reproducteurs en dessus d'une limite seuil). Le chalutage pélagique n'est pas le seul métier à exploiter les reproducteurs, mais il en représente néanmoins une très large partie des captures françaises. Compte tenu de la forte capturabilité du bar à l'époque du frai, les

rendements de ces navires sont très élevés et la mortalité par pêche qu'ils génèrent en quelques mois pourrait être plus élevée que celle des autres métiers exploitant les adultes. Par ailleurs, la part qu'ils représentent dans les captures fait penser que, en cas de surexploitation de la ressource, une augmentation de leur effort de pêche aurait un impact fort sur les rendements des autres métiers exploitant les adultes (compétition directe pour la ressource). Il faut toutefois signaler que les éléments qui permettraient de tester ces interactions ainsi que différents scénarios de gestion n'existent pas actuellement.

L'instauration de Totaux Admissibles de Captures (TAC) pose le problème de la délimitation des stocks et des aires de gestion. Cet aspect devrait être un des premiers abordés par le groupe de travail du CIEM sur le bar. Des évaluations analytiques de ces stocks ne sont pas possibles, faute de données scientifiques suffisantes. La fixation de TAC conservatoires (ou TAC de précaution) basés sur des moyennes des captures annuelles sur une période de référence est envisageable dans son principe, mais se heurterait au manque de données exhaustives pour en définir le niveau ; ceci n'est cependant pas rédhibitoire dans la mesure où la révision du niveau d'un TAC conservatoire est possible sous certaines conditions.

Si la fixation de TAC ne paraît pas poser de problème majeur dans son principe, les pêcheries étant internationales leur partage en quotas nationaux serait probablement beaucoup plus problématique. En effet, au moins au Royaume Uni, il a été clairement démontré que les statistiques officielles sous-estiment très largement les captures de bar (cf. section 2.3.2.), aussi bien celles de pêcheurs professionnels que celles des plaisanciers et il pourrait en être de même en France. Les bases pour l'établissement d'une clé de répartition risquent donc d'être extrêmement floues.

Dans le cadre d'une régulation de la pêcherie par un système de TAC et quotas, il faudrait également s'interroger sur l'opportunité de procéder à une répartition des quotas nationaux par métier (au moins pour ceux qui ciblent le bar) : la pêcherie pélagique qui est la plus efficace a lieu en début d'année et est en mesure d'épuiser très rapidement un éventuel TAC, sauf à maintenir les actuelles limitations de capture par navires et à limiter l'accès à la pêcherie (licences avec *numerus clausus*...). Une telle répartition des quotas poserait le problème de la sous-représentation probable de certains métiers dans les statistiques, et de la non-prise en compte des captures de la pêche de loisir. Or, les études réalisées au Royaume Uni montrent que la contribution de cette dernière aux apports totaux est importante (environ 40% en 1987 et 1993, Pickett et Eaton, 1995) ; ce type de chiffres n'est pas disponible pour la France, mais il est clair que cette composante ne peut être négligée.

Enfin, même si en théorie, et sauf pour les plaisanciers, les moyens de suivi des débarquements existent (journaux de pêche, données criées, déclarations de vente hors criée), en pratique, et en référence au taux actuel de retour de ce type de documents, ce suivi pourrait s'avérer assez difficile à réaliser. A contrario, on peut aussi espérer que la nécessité de faire reconnaître ses droits amènerait chacune des composantes de la pêcherie, y compris les plaisanciers, à mieux déclarer ses captures.

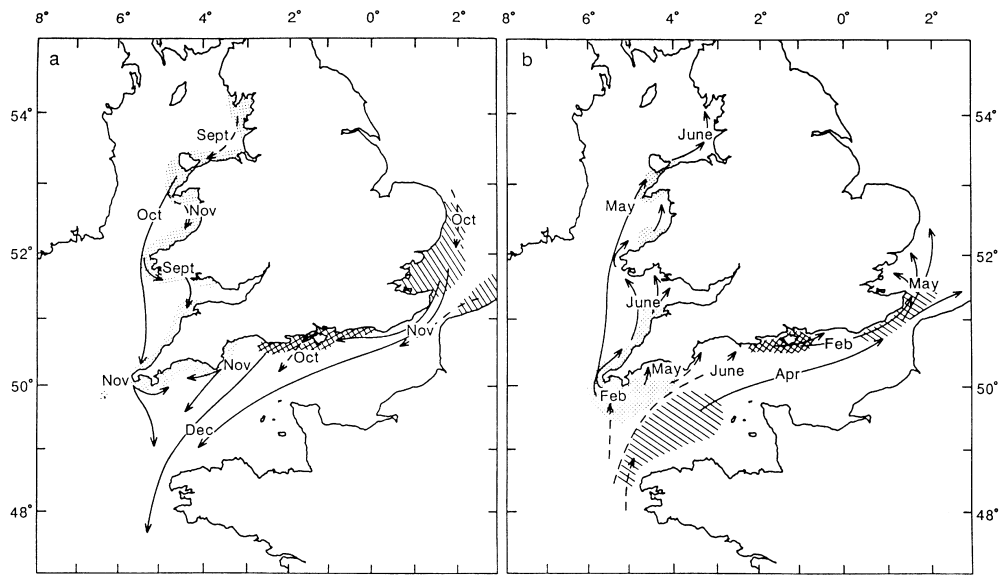
D'autres moyens de limitation de l'effort de pêche ou de la mortalité par pêche pourraient être envisageables (par exemple fermetures saisonnières et ou spatiales de zones de pêche...), mais les données manquent pour en mesurer l'impact réel.

La présence d'une composante pêche de loisir parmi les usagers pose le problème de l'utilisation de la ressource en bar. Ainsi, ni la France ni le Royaume Uni ne semblent donner une priorité à la pêche professionnelle ou à la pêche de loisir, alors que selon Pickett et Pawson (1994), les mesures prises pour réguler cette pêcherie dans la zone des 12 milles de l'Irlande en font une activité réservée à la pêche de plaisance à la ligne (interdiction de pêche à partir d'un bateau, de l'utilisation de filets, taille minimale de 40 cm, capture limitée à deux bars par jour, interdiction de vente du bar sauf importations...). Il est clair qu'en France comme au Royaume Uni, les Associations de pêche de loisir sont très actives sur la question de l'utilisation de cette ressource et qu'elles constituent certainement une des composantes qu'il faudra prendre en compte dans le cadre de l'élaboration d'une réglementation.

Comme pour le bar du golfe de Gascogne, les bases scientifiques permettant d'aider les gestionnaires pour la prise de décisions restent assez vagues, et dans ces conditions, la mise en place de mesures visant à limiter l'expansion des pêcheries se justifie dans le cadre d'une approche de précaution. On peut cependant espérer que la mise en place par le CIEM d'un groupe de travail international sur le bar pour répondre aux questions de l'Union Européenne permettra de faire progresser rapidement les connaissances. Enfin, compte tenu de la place qu'occupe le bar dans la pêche de plaisance, il serait très certainement souhaitable d'associer celle-ci à la définition des mesures qui pourraient être prises.

2.6. Références bibliographiques

- Barnabé G., 1980. Exposé synoptique des données biologiques sur le loup ou bar *Dicentrarchus labrax* (Linné, 1758). FAOFish. Synopsis n° 126, 70 p
- Bosseur V., 1991. Techniques d'âge. rapp. stage licence de biologie des organismes et des populations, UBO/Ifremer-Brest.
- Chevalier C., 1980. Contribution à l'étude de la croissance des juvéniles de *Dicentrarchus labrax* L. en Bretagne nord. *ICES, C.M. 1980/L: 35*.
- Dunn M.R., S.I. Rogers, Y. Morizur, A. Tétard, B. Aublet, P. Le Niliot et D. Miossec, 1996. Biological sampling of non-quota species. Final report for EC study contract C934CO18.
- IFREMER et MAFF, 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. Rapp. int. Ifremer Direction des Ressources Vivantes, RIDRV 93-028, 256 p.
- Jennings S. et M.G. Pawson, 1992. The origin and recruitment of bass, *Dicentrarchus labrax*, larvae to nursery areas. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **72** : 1999-212.
- Kennedy M. et P. Fitzmaurice, 1968. The biology of the bass *Dicentrarchus labrax* in Irish waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **52** : 557-597.
- Legendre C., 1984. La pêche artisanale sur le domaine intertidal de la baie du Mont Saint-Michel. Rapport Museum d'Histoire Naturelle, Paris, 115 p
- Le Mao P., 1985. Peuplements piscicole et teuthologique du bassin maritime de la Rance : impact de l'aménagement marémoteur. Th. docteur-ingénieur, ENSA Rennes- Univ. Rennes 1, section agronomie.
- MAFF, 1990. Bass – Nursery areas and other conservation measures. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, MAFF publications, London ,15 p
- Masski H., 1998. Identification des frayères et étude des structures de population du turbot *Psetta maxima* L. et du bar *Dicentrarchus labrax* L. en Manche ouest et dans les zones avoisinantes, UBO, Th. Océano. Biol., 135 p + annexes.
- Mesfioui A., 1990. Analyse de la composition de captures de lieu jaune *Pollachius pollachius* et de bar commun *Dicentrarchus labrax* en Manche ouest. Mém.DEA, UBO/Ifremer-Brest, 28 p.
- Morin J.,P. Riou, C. Bessineton, C. Védieu, M. Lemoine, S. Simon, O. Le Pape, 1999. Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Rapp. scient. Techn. Ifremer/DRV/RH/RST/99-05, 74 p.
- Morizur Y., S. Pouvreau et A. Guénolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, 127 p.
- Morizur Y., N.Tregenza, H. Heessen, S. Berrow and S. Pouvreau, 1997. By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries. DGXIV-étude bioéco/93/017, 124p + annexes.
- Pawson M.G., D.F. Kelley et G.D. Pickett, 1987. The distribution and migration of bass, *Dicentrarchus labrax* L., in waters around England and Wales as shown by tagging. *J. mar.Biol. Ass. U.K.*, **67** : 183-217.
- Pawson M. G. et G. D. Pickett, 1987. The bass (*Dicentrarchus labrax*) and management of its fishery in England and Wales. Lab. Leafl., MAFF Direct. Fish.Res., Lowestoft, (59) : 37 p.
- Pawson M. G., 1992. Climatic influences on the spawning success, growth, and recruitment of bass (*Dicentrarchus labrax* L.) in British waters. *ICES mar. Sci. Symp.*, n° 195 : 388-392.
- Pickett G.D. et M.G. Pawson, 1994. Sea bass biology, exploitation and conservation. Chapman et Hall, Fish and Fisheries series 12, 337 p.
- Pickett G.D., D.R. Eaton., S. Cunningham., M.R. Dunn., S.D. Potten and D. Whitmarsh, 1995. An appraisal of the UK bass fishery and its management. Lab. Leafl., MAFF Direct. Fish.Res., Lowestoft, (75) : 47 p.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grandier Ed., Paris, 394 p.
- Reis E.G. et M.G. Pawson, 1992. Determination of gill-net selectivity for bass (*Dicentrarchus labrax* L.) using commercial catch data. *Fisheries Research*, **13** : 173-187.



Automne

Printemps

Figure 1 : Schéma des voies de migrations des bars adultes au voisinage de la Grande-Bretagne (*in* Pickett et Pawson, 1994)

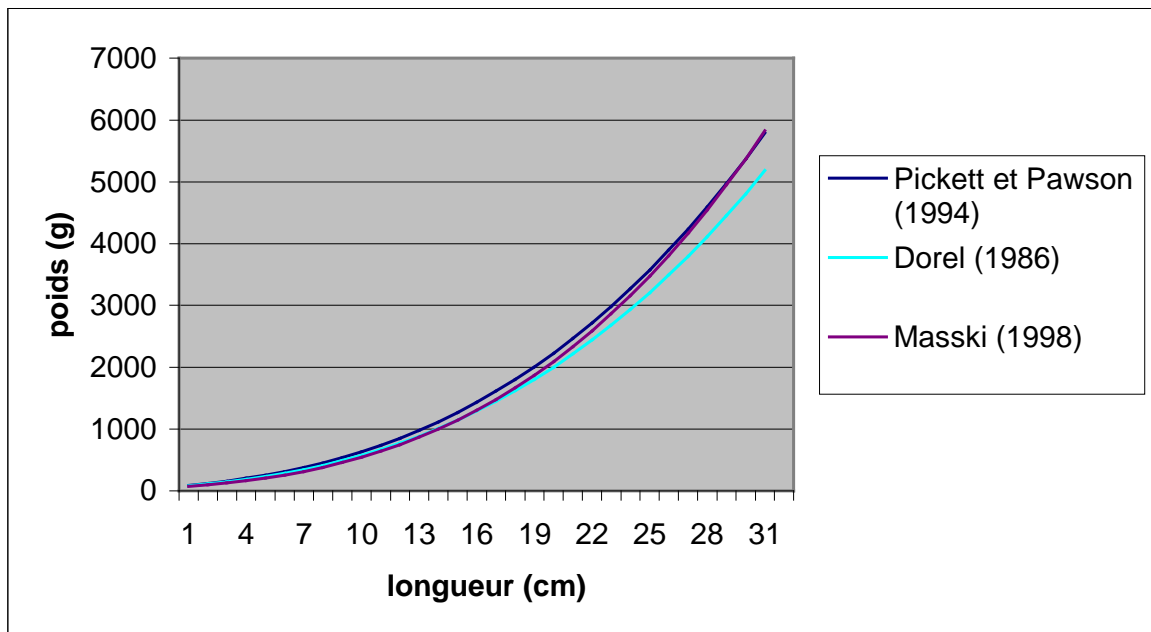


Figure 2 : Relations taille poids pour le bar de manche selon divers auteurs

Recrutement du bar en Manche

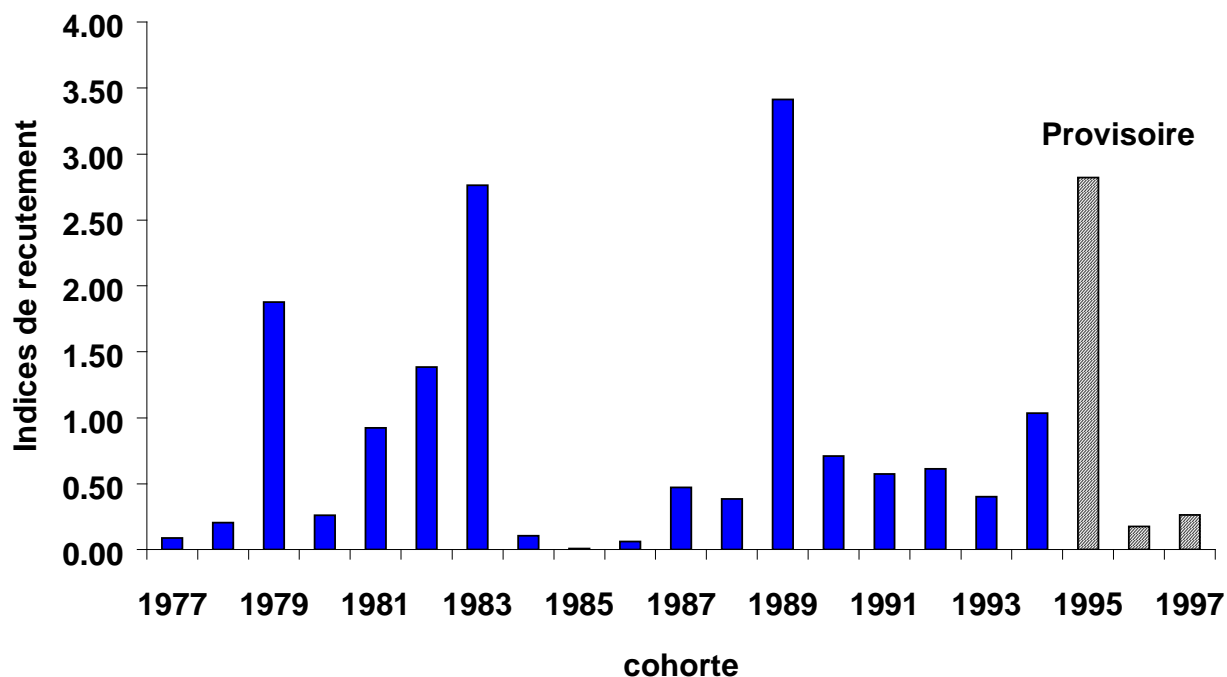


Figure 3 : Indices de recrutement du bar commun en Manche à partir de chalutages expérimentaux en Solent (Pickett, *et al.*, 1994) ; série mise à jour par le CEFAS.

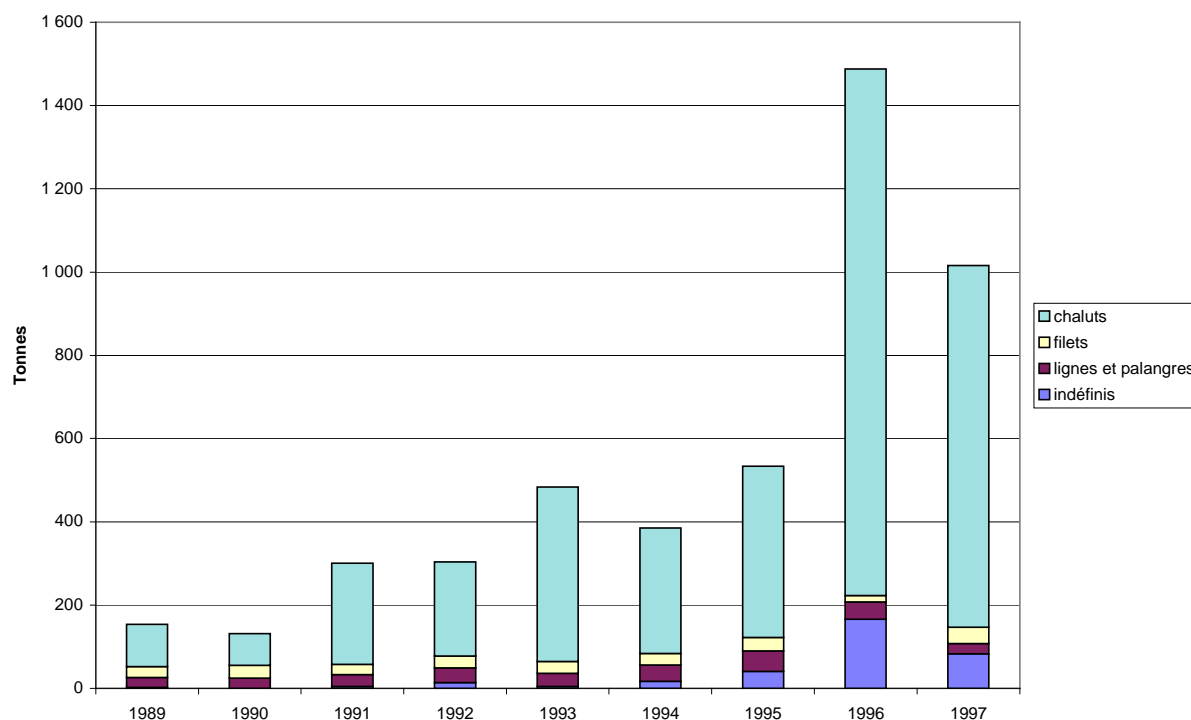


Figure 4 Evolution des débarquements français de bar de Manche par métier de 1989 à 1997 (divisions VIIde)

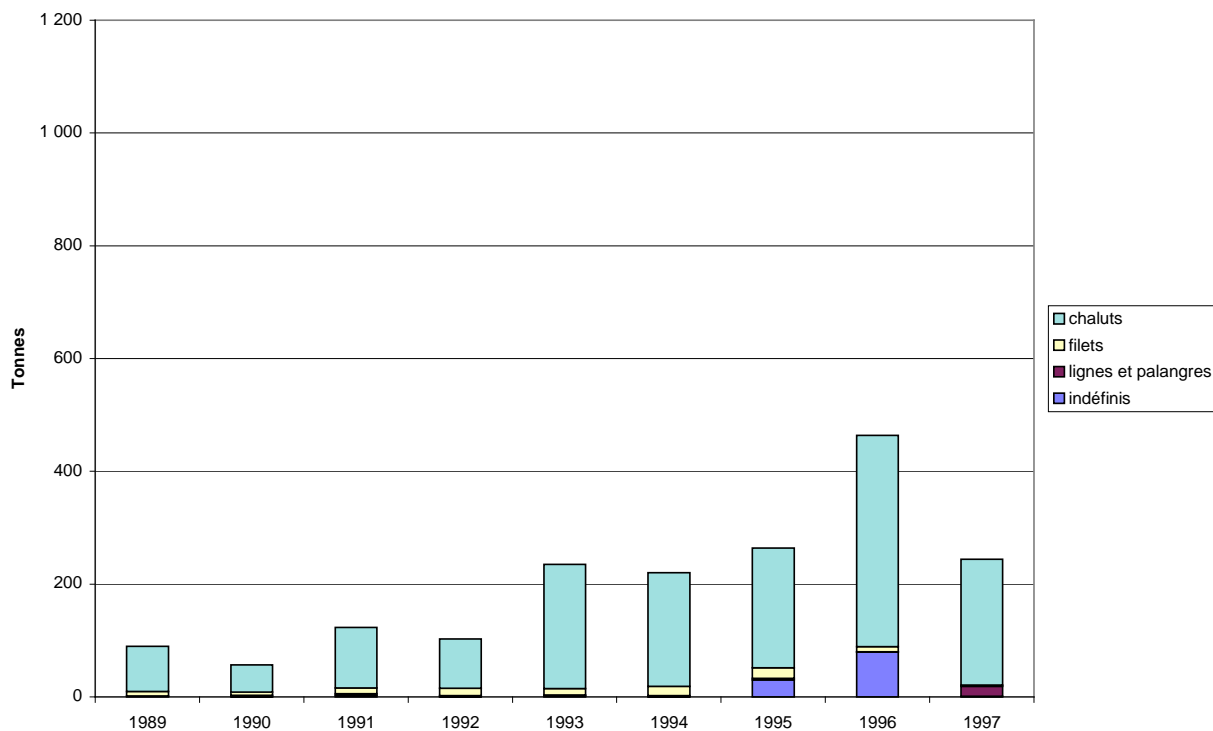


Figure 5 : Evolution des débarquements français de bar de Manche est par métier de 1989 à 1997 (division VIIId)

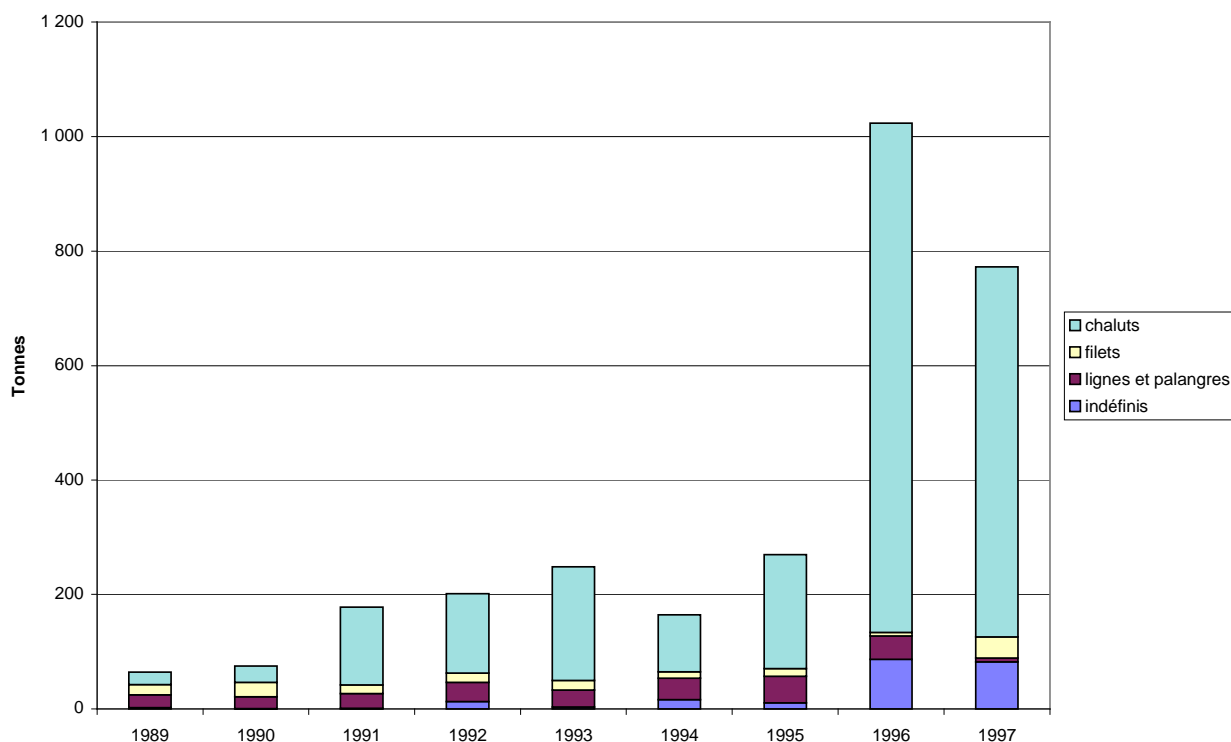


Figure 6 : Evolution des débarquements français de bar de Manche ouest par métier de 1989 à 1997 (division VIIe)

3. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

Yvon Morizur

3.1. Considérations biogéographiques

Des synthèses des connaissances biogéographiques et biologiques sur le bar ont été faites notamment par Barnabé (1980) et Quéro (1984). L'aire totale de distribution du bar commun (*Dicentrarchus labrax*) en Atlantique Nord s'étend de 30°N (côte du Maroc) à 60° N (mer d'Irlande, mer du Nord et Baltique). Elle recouvre partiellement celle du bar tacheté (*D. punctatus*) que l'on trouve du Sénégal au Sud du golfe de Gascogne. Le bar tacheté est une espèce plus côtière que le bar commun et n'est capturé que dans le Sud de l'île d'Yeu.

3.1.1. Distribution géographique du stock

Le bar commun est présent dans l'ensemble du golfe de Gascogne, depuis la zone très côtière jusqu'aux accores du plateau continental. L'analyse des captures commerciales (Gallet et Cazaubon, 1998) et des données provenant des campagnes à la mer (Quéro *et al*, 1989) montrent cependant que les principales concentrations se localisent plutôt sur des fonds de moins de 100m. L'existence d'un stock bien individualisé dans cette zone n'est pas prouvée, et il pourrait exister des échanges entre les populations du Nord du Golfe et de la Manche (Pickett et Pawson, 1994 ; Masski, 1998), mais aucune information permet aujourd'hui de les mettre en évidence et *a fortiori* de les quantifier. Aucune donnée n'est disponible quant à des échanges entre les plateaux continentaux français et espagnols.

3.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock est inclus dans la zone des 200 milles français. Les adultes se rencontrent sur l'ensemble de l'aire de distribution. Les juvéniles sont concentrés dans la bande des 12 milles et, pour les âges inférieurs à 2 ans, dans les eaux très côtières et les estuaires. Des concentrations de géniteurs se forment au moment du frai en dehors de la zone des 12 milles, mais la reproduction semble également avoir lieu près des côtes.

3.2. Données biologiques

Les informations biologiques disponibles pour le bar du golfe de Gascogne restent très parcellaires et reposent le plus souvent sur des données obtenues lors d'études ponctuelles. Parmi les plus importantes on peut citer celles de Lam Hoai (1970) pour la région des Sables d'Olonne, de Stequert (1972) pour Arcachon et de Bertignac (1987) dont la thèse sur les pêcheries de bar du Morbras a fait l'objet d'un article de vulgarisation (Bertignac, 1988).

3.2.1. Description du cycle de vie

Les alevins fréquentent les eaux côtières et saumâtres (estuaires). Ainsi, Elie et Marchand (1983) ont observé en été des larves très en amont dans l'estuaire de la Loire, dans des eaux de salinité inférieure à 5 ‰ ; en hiver, les juvéniles du groupe 0+ migrent vers l'aval de l'estuaire. Les juvéniles demeurent en zone très côtière les deux premières années. Guérault *et al* (1996) ont confirmé que les baies et estuaires du golfe de Gascogne abritaient des nurseries de cette espèce. Par la suite ces juvéniles fréquentent des eaux plus profondes de la zone côtière, et ne reviennent dans les estuaires qu'en été (Elie et Marchand, 1983). A la maturité sexuelle, le bar devenu adulte se déplace en hiver vers les zones de reproduction situées plus au large. L'une de ces zones est localisée au large des côtes vendéennes (rectangle statistique 21E6, Masski, 1998). Selon les observations non publiées faites pendant les campagnes de l'Ifremer (campagnes RESSGASC) une autre frayère semble exister au large de l'île d'Oléron. Il semble également exister des frayères très côtières, à des profondeurs inférieures à 10 m (Quéro, 1984). Les géniteurs se concentrent en pleine eau près de la surface à une profondeur ne dépassant guère 30-40 mètres. Après le frai ils se dispersent vers des zones d'alimentation. Les œufs pélagiques donnent naissance à des larves au bout d'une dizaine de jours. La phase larvaire dure environ 50 jours. La dispersion s'effectue principalement par les courants.

Les larves et les juvéniles de bar se nourrissent essentiellement de petits crustacés planctoniques et de larves de crustacés. Adultes, ils consomment surtout des crustacés et des poissons.

3.2.2. Paramètres biologiques

3.2.2.1. Relation taille poids

Des relations ont été établies sexes confondus par Lam Hoai (1970), à partir de débarquements commerciaux aux Sables d'Olonne, par Stequert (1972) dans la région d'Arcachon et plus récemment par Dorel (1986) pour l'ensemble du golfe de Gascogne. Les paramètres sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	a	b
Lam Hoai (1970)	Sables d'Olonne	0,01183	3,04
Stequert (1972)	Arcachon	0,01098	3,04
Dorel (1986)	VIIIab	0,01214	2,957

Tableau 1 : Paramètres des relations entre taille et poids établies par différents auteurs pour le bar du golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en gr et L longueur totale en cm).

Les différences entre ces relations proviennent probablement du fait que celle établie par Dorel porte sur des gammes de tailles et de poids plus étendues que les deux autres.

3.2.2.2. Croissance

La détermination de l'âge est relativement aisée à partir des écailles malgré quelques difficultés pour parfois lire le premier anneau. Une différence de croissance existe entre mâles et femelles : à âge égal, les femelles sont plus grandes que les mâles. Néanmoins, la plupart des études de croissance sont faites sexes confondus car il est difficile de différencier mâles et femelles en dehors de la saison de ponte. Les courbes de croissance les plus récentes ont été établies par Bertignac (1987) sur des animaux d'âge compris entre 2 et 20 ans dans le Morbras. Selon cet auteur, la croissance du bar dans ce secteur est comparable à celle établie dans d'autres régions du golfe de Gascogne, notamment aux Sables d'Olonne par Lam Hoai (1970).

Sexes	L_{∞} (cm)	K (an^{-1})	t_0 (années)
Femelles	82,59	0,137	-0,033
Mâles	71,77	0,161	-0,079
Femelles + Mâles	80,36	0,130	-0,073

Tableau 2 : Paramètres de croissance du bar commun dans le Morbras (d'après Bertignac, 1987).

3.2.2.3. Reproduction

Selon les analyses menées dans les régions d'Arcachon (Stequert, 1972) et des Sables d'Olonne (Lam Hoai, 1970), il y a une seule saison de ponte centrée sur les mois de janvier à mars. Une femelle pond entre 250 000 et 500 000 œufs par kg de poids vif. L'âge de première maturité des femelles est de 6 ans pour une taille moyenne de 42 cm. Les mâles atteignent leur maturité sexuelle à 4 ans correspondant à une taille moyenne 35 cm. Les ogives de maturité n'ont pas été établies de manière précise par ces auteurs.

3.2.2.4. Recrutement

Aucune information n'existe sur le recrutement du bar dans le golfe de Gascogne. Celles en provenance des secteurs de la Manche indiquent qu'il peut varier selon les années dans un rapport de 1 à 50. Les facteurs climatiques y influent sur le succès du renouvellement des populations : la température hivernale des eaux côtières conditionne la survie des alevins, les hivers froids provoquant une mortalité importante (Pawson, 1992). Il est toutefois possible que les variations inter-annuelles du recrutement soient moins importantes dans le golfe de Gascogne, zone plus tempérée que la Manche, mais les données disponibles ne permettent pas de l'affirmer.

3.2.2.5. Mortalité naturelle

Bertignac (1987) a estimé, à partir de données récoltées dans le Morbras, la mortalité naturelle du bar à $M = 0,2$. Il considère « raisonnable » d'admettre un coefficient compris entre 0,1 et 0,2 pour la phase exploitée pour cette espèce dans le golfe de Gascogne. Ceci est en accord avec la valeur de 0,1 suggérée par Pickett et Pawson (1994) pour la Manche.

3.3. Les pêcheries

3.3.1. Les pêcheries françaises

3.3.1.1. Les débarquements

Le tableau ci-dessous fournit les débarquements de bar commun enregistrés sur la base de données du CAAM pour la période 1989–1997. Ces chiffres doivent être analysés avec prudence dans la mesure où une partie des ventes hors criées n'apparaît pas dans la base, et qu'il est possible (probable ?) que ces ventes soient importantes. Par ailleurs, et bien que cela ne soit pas spécifique au bar, il faut également signaler que cette base de données ne prend pas en compte les prises de la pêche plaisancière.

Années	Nord Gascogne (VIIIa)	Sud Gascogne (VIIIb)	Total Gascogne (VIIIab)
1989	767	956	1723
1990	889	586	1475
1991	305	106	411
1992	319	428	747
1993	335	247	582
1994	529	312	841
1995	696	304	1000
1996	901	507	1408
1997	915	296	1211

Tableau 3 : Débarquements (tonnes) de bar commun des navires de pêche professionnelle français par zone de pêche dans le golfe de Gascogne de 1989 à 1997 (Source : CAAM).

Selon ces chiffres, il existe de fortes fluctuations interannuelles des captures avec des productions minimales dans les années 1991-93 (400 à 750 t/an) et maximale en 1989-90 (1 700 t en 1989) puis 1996 (1 400 t) et 1997 (1 200 t). La production totale pour l'ensemble du Golfe a ainsi varié d'un facteur 4 au cours de cette période.

Les contributions des secteurs Nord et Sud Golfe sont très variables d'une année sur l'autre même si les débarquements en provenance de la division VIIIa ont tendance à être les plus importants.

Dans le golfe de Gascogne, les principaux ports de débarquement du bar sont La Turballe, Lorient et l'Île d'Yeu (Gallet et Cazaubon, 1998).

Le bar tacheté apparaît également dans les débarquements, mais il ne semble pas y avoir mélange des deux espèces sous les criées. Les pourcentages maximaux de cette espèce dans les prises totales de bar (15 à 22 % en 1996 selon les criées) ont été observés sous les criées du secteur Royan-Arcachon (Morizur et Danel, *comm. pers.*) ; compte tenu de la distribution de l'espèce, les captures de bar tacheté pourraient cependant être plus élevées en zone très côtière.

3.3.1.2. Les métiers pratiqués

Le bar fait l'objet d'une exploitation par de nombreux métiers (chalutiers, palangriers, ligne de traîne, fileyeurs, bolinche...). Il est également activement recherché par les pêcheurs plaisanciers, embarqués (lignes, filets...), à pied ou en plongée (chasse sous-marine).

Les chalutiers pélagiques en bœufs et certains fileyeurs le recherchent au début de l'année pendant la période de frai. D'autres métiers (palangriers, ligneurs, fileyeurs...) recherchent cette espèce tout au long de l'année. Pour l'année 1996, 683 navires immatriculés dans le golfe de Gascogne ont été recensés comme ciblant le bar de manière plus ou moins saisonnières dont 109 dans le seul quartier de Noirmoutier (données CAAM/Ifremer, non publiées). Certains navires (chalutiers pélagiques) du Golfe exploitent cette espèce en Manche. Le bar commun est une capture accessoire non négligeable pour les nombreux fileyeurs à sole du Golfe ainsi que pour le chalutage de fond.

Une pêche récréative voire sportive est dirigée sur cette espèce, mais très d'informations sont disponibles. Dans le quartier maritime de Concarneau, selon Lesnoff (1989) le bar est capturé par les navires de plaisance à la palangre, à la ligne de traîne ou au filet, mais les quantités pêchées sont faibles (de l'ordre de 20 à 30 t/an). Une étude réalisée dans les Pertuis charentais sur la pêche de plaisance (Thimel, 1992) montre que 70 % des navires de plaisance ayant une activité de pêche en font leur cible prioritaire. Pour tenter de mieux cerner ces activités, l'Ifremer avec l'aide des fédérations de pêche concernées a mis en place début 2000 un flux déclaratif, mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

3.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'existe aucune pêcherie étrangère dirigée sur le bar dans le golfe de Gascogne. Les navires espagnols ne le pêchent pour ainsi dire pas dans ce secteur. Selon un rapport de l'AZTI (Puente Pico, 1993), la pêche artisanale basque (palangres principalement) débarquait environ 40 tonnes de « lubina » dans les années 1991-92.

3.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

3.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

On rappellera ici que les données sur les débarquements de bar commun sont très incomplètes (commercialisation directe, non prise en compte des prises des plaisanciers...).

Années	Nord Gascogne (Villla)				
	Engins indéfinis	lignes et palangres	filets	chaluts	Total Villla
1989	4	287	286	191	767
1990	4	291	346	247	889
1991	3	72	29	202	305
1992	2	134	39	145	319
1993	21	134	65	116	335
1994	35	211	182	102	529
1995	20	295	209	172	696
1996	27	431	205	237	901
1997	41	181	353	340	915
Sud Gascogne (Villlb)					
1989	0	116	280	560	956
1990	0	60	244	281	586
1991	0	0	0	106	106
1992	0	55	98	275	428
1993	0	43	106	97	247
1994	1	49	152	110	312
1995	7	101	111	86	304
1996	4	66	156	281	507
1997	2	87	70	137	296
Total Gascogne (Villlab)					
1989	4	403	565	750	1 723
1990	5	352	590	529	1 475
1991	3	72	29	308	411
1992	2	189	138	420	748
1993	21	177	171	213	582
1994	36	260	334	212	841
1995	27	395	320	258	1 000
1996	31	497	361	518	1 408
1997	43	268	423	477	1 211

Tableau 4 : Débarquements français de bar (tonnes) par zone et par métier dans le golfe de Gascogne (Source : CAAM).

Le chalutage (essentiellement le chalutage pélagique), les filets, les lignes et palangres sont les métiers qui débarquent le plus de bar (fig. 2). Leur importance respective est différente selon les zones : alors qu'au Nord du Golfe, filets, lignes et palangres dominant (fig. 3), au Sud ce sont les chalutiers qui en général capturent le plus de bar, à l'exception des années 1992 à 1995 (fig. 4).

Au cours de la période 1984-1997, les débarquements de bar en provenance du Golfe des chalutiers pélagiques ont varié d'un facteur supérieur à 3, avec un maximum en 1987 (près de 700 t) et un minimum en 1994-1995 (à peine plus de 100 t/an).

3.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'effort de pêche déployé par l'ensemble des chalutiers pélagiques dans le golfe de Gascogne a été suivi entre 1984 et 1993 (Collet et Mison *in* Morizur *et al.*, 1996). L'effort calculé, exprimé en heures de chalutage*puissance du navire, ne différencie pas les différentes pêcheries (bar, poissons bleus,...) ce qui ne permet pas de cerner l'évolution de la pêcherie de bar.

Aucune information n'a été publiée sur l'effort des autres métiers du fait de l'absence de données de qualité relatives à la petite pêche.

3.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les rendements par métier n'ont pas été étudiés. Il devrait être possible de tenter une analyse pour le chalutage pélagique, même si cela se heurte à un problème de définition de l'effort de pêche (temps passé à la recherche du poisson mal connu).

La palangre est également un métier pour lequel il devrait être possible de suivre les rendements. Quelques carnets de pêche sont en cours d'analyse à l'Ifremer, mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

3.3.4. Structure démographique des captures

3.3.4.1. Structure des débarquements

Le bar n'a pas fait l'objet dans le passé d'un suivi régulier et aucune donnée récente n'est disponible sur la structure des débarquements pour le golfe de Gascogne. Dans le cadre d'un contrat européen, Ifremer développe depuis le début de l'année 2000 un échantillonnage par métier pour obtenir les structures démographiques, mais les données ne sont pas encore disponibles.

Selon Bertignac (1987) en 1985-86 dans le Morbras la palangre et le chalutage pélagique exploitaient des groupes d'âge identiques (fig. 5), constitués principalement d'individus matures (plus de 6 ans) ; leurs captures étaient composées d'un nombre élevé de groupes d'âge ; les autres métiers exploitaient surtout de jeunes individus (moins de 6 ans) et leurs prises contenaient peu de groupes d'âge. Même si elles donnent quelques indications, il est difficile de savoir si ces informations sont encore d'actualité et si elles peuvent être extrapolées à l'ensemble du Golfe.

Des observations ponctuelles ont également été faites sur les structures en taille en taille des captures des chalutiers pélagiques (années 1995) dans la zone Manche Ouest – Nord Gascogne (fig. 6). Elles montrent que la majorité des bars capturés ont une taille comprise entre 40 et 70 cm.

3.3.4.2. Rejets

Les rejets de bar ne sont pas probablement importants pour les pêcheries chalutières du large. Des observations ont été réalisées sur le chalutage pélagique, pêcherie dirigée sur les adultes, par Morizur *et al.* (1996) : les rejets sont quasiment inexistantes et ne concernent pas l'espèce cible ; il semble cependant exister des captures accidentelles de mammifères marins.

Des observations anciennes faites dans les Pertuis charentais (Anon., 1978 ; de Haldat, 1978 ; Muyard, 1978) montrent qu'en zone très côtière, les captures de bar des chalutiers à poissons et à crevette grise sont constituées essentiellement de juvéniles de moins de 30 cm. Compte tenu de la distribution très côtière des nourriceries de bar et des activités de pêche qui se déroulent dans cette zone, on peut supposer que ces observations pourraient être étendues à d'autres zones.

Les rejets de bar des palangriers, s'ils existent, survivent probablement du fait des durées d'immersion relativement courtes des engins de pêche (quelques heures).

3.3.5. Sélectivité des engins de pêche

La seule information sur la sélectivité est une étude anglaise (Reis et Pawson , 1992) réalisée en Manche et concernant le filet maillant. Elle montre que l'accord entre taille légale de commercialisation du bar (36 cm) et paramètres de la sélectivité du filet maillant (L_{50} de la partie ascendante de la courbe de sélectivité) est obtenu avec un maillage de 85 mm.

Aucune étude sur la sélectivité des chaluts vis à vis du bar n'a été réalisée.

3.3.6. Les compétitions entre métiers

La pêcherie de bar est donc de type séquentiel, avec compétition entre deux groupes de métiers (chalutiers pélagiques et palangriers d'une part, autres métiers d'autre part) exploitant la ressource à des stades différents de son cycle de vie (adultes et juvéniles). Il existe aussi un antagonisme entre les chalutiers pélagiques et les palangriers autour de cette ressource, et les travaux de Bertignac montraient que, compte tenu du taux d'exploitation, toute augmentation d'effort de l'une des composantes risquait de faire chuter à terme les captures et les rendements de l'autre. Il serait cependant hasardeux d'extrapoler ces résultats à l'ensemble du golfe de Gascogne : d'une part l'état du stock et son niveau d'exploitation ne sont pas connus, d'autre part la contribution de chacun des métiers dans l'exploitation du bar y est différente.

Les compétitions sur cette espèce génèrent des conflits, principalement entre les palangriers et la pêche récréative d'une part et le chalutage pélagique d'autre part. Ces conflits se sont cristallisés autour de l'exploitation par les chalutiers pélagiques de femelles oeuvées, et une partie de la profession et des plaisanciers souhaite l'interdiction de la pêche du bar au moment du frai.

3.4. L'état de la ressource

3.4.1. Evolution de l'abondance

Aucun indice d'abondance à partir des données commerciales n'est actuellement disponible pour le bar dans le golfe de Gascogne. Par ailleurs, les résultats des campagnes océanographiques réalisées par l'Ifremer dans le golfe de Gascogne (EVHOE, RESSGASC) ne permettent pas d'obtenir d'indices d'abondance fiables pour cette espèce (captures faibles et très irrégulières).

3.4.2. Evolution du taux d'exploitation

L'évolution du taux d'exploitation du bar dans le golfe de Gascogne n'est pas connue et on ne dispose que d'informations ponctuelles et géographiquement limitées. Bertignac (1987) a extrapolé les observations sur le Morbras à l'ensemble du golfe de Gascogne. Les résultats indiquent qu'à cette époque le taux d'exploitation moyen (F/Z) était de l'ordre de 0,5 à 0,8 selon le coefficient instantané de mortalité naturelle retenu (0,2 ou 0,1). La courbe de rendement par recrue indiquait un stock pleinement exploité (pour $M = 0,2$), voire surexploité (pour $M = 0,1$). Toutefois il convient de considérer ces résultats avec la plus grande prudence car l'hypothèse sous-jacente de similitude entre pêcheries du Morbras et pêcheries de l'ensemble du Golfe est loin d'être vérifiée.

3.4.3. Etat actuel de l'exploitation

On ne dispose pas d'étude récente permettant de définir l'état actuel du stock et des pêcheries.

3.4.4. Potentiels de production

Aucune information ne peut être avancée sur les potentialités de production, d'autant plus que même le niveau actuel des captures reste largement inconnu, et en tout cas sous estimé.

3.5. Les mesures de gestion

3.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La taille minimale de débarquement a été fixée à 36 cm par règlement communautaire depuis 1990. Cette taille est inférieure à celle de première maturité des femelles (42 cm).

Pour la pêche du bar, la réglementation européenne fixe à 70 mm le maillage minimal des chaluts et à 80 mm celui des filets à compter du 1/1/2000. Aucune réglementation n'existe pour les palangres ou les lignes.

Pour des raisons économiques, une limitation des débarquements a été mise en place en 1996 pour tous les chalutiers pélagiques débarquant dans les ports des façades Manche et Atlantique du 1 janvier au 30 avril 1996 (2 tonnes hebdomadaires par navires). Cette mesure a ensuite été reconduite chaque année, les quantités ayant été portées à 5 tonnes hebdomadaires par navire. (Arrêté annuel, le dernier datant du 19 novembre 1999 portant extension de règles de discipline aux non adhérents des Organisations de Producteurs).

3.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les conditions de l'exploitation du bar font que les pêcheries sont très difficiles à suivre. Les données qui permettraient de réaliser une évaluation des stocks et des pêcheries et *a fortiori* d'en assurer un suivi ne sont pas disponibles ou sont anciennes (plus de 10 ans). En particulier, la connaissance des débarquements est incomplète (ventes hors criées, prises de la pêche plaisancière...), l'effort de pêche n'est disponible que pour une partie des métiers ; de même, seuls quelques échantillonnages des débarquements des différents métiers ont pu être réalisés dans le passé et ne sont pas extrapolables à l'ensemble des prises ; enfin, même certaines informations biologiques de base sont manquantes (délimitation de stocks, migrations, localisation précise des frayères...). Bien qu'un effort soit fait actuellement par l'Ifremer (mise en place d'un échantillonnage des débarquements sous criées), il est clair qu'une évaluation de l'état du stock n'est pas à portée de main à court terme.

Classiquement, les mesures de gestion devraient permettre de répondre à deux objectifs en terme de conservation de la ressources : la limitation des captures de juvéniles, l'encadrement de l'effort de pêche.

Du strict point de vue biologique, la taille minimale de commercialisation devrait correspondre à la taille à première maturité sexuelle (au minimum). La taille à première maturité sexuelle du bar se situant aux environs de 42 cm, la réglementation actuelle (taille minimale de 36 cm) autorise la capture et la commercialisation de bars juvéniles.

Pour être efficace au plan de la conservation des ressources, il doit également y avoir adéquation entre taille minimale et sélectivité des engins de pêche : les caractéristiques de ceux ci doivent être telles qu'ils ne capturent pas ou peu d'individus en dessous de la taille légale. Si les données sur la sélectivité des filets disponibles pour la Manche sont appliquées dans le golfe de Gascogne il apparaît qu'il n'y a accord entre la taille légale actuelle (36 cm) et le maillage minimal des filets autorisés pour la pêche du bar (80 mm). Pour établir une correspondance entre taille légale actuelle et sélectivité, le maillage devrait être de 90 mm. Par ailleurs, un passage à une taille légale de 42 cm (taille à première maturité sexuelle) nécessiterait une augmentation du maillage minimal des filets aux environs de 100 mm. Les paramètres de sélectivité des chaluts n'étant disponibles, aucune conclusion ne peut être avancée pour cet engin.

Il est à souligné que d'une part le marché est de plus en plus approvisionné par des bars d'aquaculture, que d'autre part sa taille légale de commercialisation en Méditerranée est plus petite (23 cm). Sauf à connaître l'origine exacte des apports, le contrôle du respect des tailles légales de commercialisation est donc complexe.

Les captures de juvéniles, et plus particulièrement d'individus de moins de 36 cm (taille minimale de débarquement), semble essentiellement le fait du chalutage très côtier et d'une partie de la pêche plaisancière (probablement plutôt celle pratiquée du bord). Mais ainsi que déjà souligné, les données qui permettraient de quantifier ces captures ne sont pas disponibles.

Si elle était réellement appliquée, l'interdiction du chalutage dans les 3 milles serait très probablement de nature à fortement limiter les captures de juvéniles faites par les professionnels. L'interdiction de captures de bar de moins de 36 cm par les plaisanciers, ou l'obligation de les relâcher, est une affaire d'information du public et de contrôle. A noter qu'au Royaume-Uni (MAFF, 1990) 34 zones de nourriceries de bar sont protégées tout ou partie de l'année de toute activité de pêche embarquée.

Le contrôle de l'effort de pêche pourrait se faire par l'instauration de licences ou Permis de Pêche Spéciaux pour les métiers ciblant le bar (chalutiers pélagiques, ligneurs, fileyeurs...). Une mention particulière doit être faite pour le chalutage pélagique qui exploite les concentrations de reproducteurs au moment du frai. Si, contrairement à une idée très largement répandue, la pêche des reproducteurs n'est pas en soi contraire à une saine gestion des stocks, les captures doivent néanmoins rester à des niveaux qui ne risquent pas de remettre en cause le renouvellement des stocks (maintien d'une biomasse de reproducteurs en dessus d'une limite seuil). Le chalutage pélagique n'est pas le seul métier à exploiter les reproducteurs, mais il en représente néanmoins une large partie des captures. Compte tenu de la forte capturabilité du bar à l'époque du frai, les rendements de ces navires sont très élevés et la mortalité par pêche qu'ils génèrent en quelques mois pourrait être plus élevée que

celle des autres métiers exploitant les adultes. Par ailleurs, la part qu'ils représentent dans les captures fait penser que, en cas de surexploitation de la ressource, une augmentation de leur effort de pêche aurait un impact fort sur les rendements des autres usagers exploitant les adultes (compétition directe pour la ressource). Il faut toutefois signaler que les éléments qui permettraient de tester ces interactions ainsi que différents scénarios de gestion n'existent pas actuellement.

L'instauration d'un Total Admissible de Capture (TAC) analytique sur ce stock n'est pas possible, faute de données scientifiques. La fixation d'un TAC conservatoire (ou TAC de précaution) basé sur la moyenne des captures annuelles sur une période de référence est envisageable dans son principe, mais se heurterait au manque de données exhaustives pour en définir le niveau; ceci n'est cependant pas rédhibitoire, puisque la réglementation européenne prévoit qu'un TAC conservatoire est révisable sous certaines conditions.

La pêche étant à peu de chose près totalement française, le problème du partage du TAC en quotas nationaux ne devrait pas poser de sérieuses difficultés. Par contre, il faudrait s'interroger sur l'opportunité de procéder à une répartition du quota national par métier (au moins pour ceux qui ciblent le bar) : la pêche pélagique, la plus efficace a lieu en début d'année et serait en effet en mesure d'épuiser très rapidement un éventuel TAC, sauf à maintenir les actuelles limitations de capture par navires et à limiter l'accès à la pêche (licences avec *numerus clausus*...). Une telle répartition du TAC poserait le problème de la sous représentation probable de certains métiers dans les statistiques, voire même de l'absence des plaisanciers s'ils s'avéraient que leur contribution aux captures totales était significative. Enfin, même si en théorie, et sauf pour les plaisanciers, les moyens de suivi des débarquements existent (journaux de pêche, données criées, déclarations de vente hors criée), en pratique, et en référence au taux actuel de retour de ce type de documents, ce suivi pourrait s'avérer assez difficile à réaliser.

D'autres moyens de limitation de l'effort de pêche ou de la mortalité par pêche pourraient être envisageables (par exemple fermetures saisonnières et ou spatiales de zones de pêche), mais les données manquent pour en mesurer l'impact réel.

Les bases scientifiques permettant d'aider les gestionnaires pour la prise de décisions sont donc extrêmement vagues, et dans ces conditions, la mise en place de mesures visant à limiter l'expansion des pêcheries se justifie dans le cadre d'une approche de précaution. Enfin, compte tenu de la place qu'occupe le bar dans la pêche de plaisance, il serait très certainement souhaitable d'associer celle-ci à la définition des mesures qui pourraient être prises.

3.6. Références bibliographiques

- Anon., 1978. Observation sur la pêche des chalutiers côtiers de La Rochelle dans le secteur des Pertuis charentais (septembre - octobre 1977). Rapp. int. ISTPM La Rochelle, réf. 0127/LR.1 JD/CC, 13 p.
- Barnabé G., 1980. Exposé synoptique des données biologiques sur le loup ou bar *Dicentrarchus labrax* (Linné, 1758). *FAO Fish. Synopsis* n° 126, 70 pp
- Bertignac M., 1987. L'exploitation du bar (*Dicentrarchus labrax*) dans le Morbras (Bretagne Sud). *ENSA Rennes, Publications du Département Halieutique* n°7, 235 pp.
- Bertignac M., 1988. Le bar, effort de pêche en hausse... gare au stock. *Equinoxe* n° 19 : 21-28.
- De Haldat, C., 1978. La pêche à la crevette grise dans les Pertuis charentais par les bateaux du quartier maritime de La Rochelle. Rapp. de stage, ISTPM La Rochelle/ENSA Rennes, 18 pp + annexes
- Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique Nord - Est, Relations taille - poids. Rapport Ifremer-DRV.86.00-RH-Nantes.
- Elie P. et J. Marchand, 1983. Contribution à l'étude des ressources benthodémersales de l'estuaire de la Loire. Rapport Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire, tome IV, 128 pp
- Gallet F et E. Cazaubon, 1998. Le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) et son exploitation dans le Golfe de Gascogne en 1996. Observatoire des pêches et des cultures marines du golfe de Gascogne, volet Ressources Vivantes, 25 pp.
- Guéroult D., Dorel D. et Y. Desauvay, 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat Ifremer/MAPA, pagination variée.
- Lam Hoai T., 1970. Contribution à l'étude des bars de la région des Sables d'Olonne. *Trav. Fac. Sci. Rennes, Sér. Océanogr. Biol.*, 3 : 39- 68.
- Lesnoff M., 1989. La pêche de plaisance dans le Quartier maritime de Concarneau. Impact sur les stocks côtiers, impacts sur l'économie locale. *ENSA Rennes, Publications du Département Halieutique*, n° h.s, 72 pp + annexes.

- MAFF, 1990. Bass – Nursery areas and other conservation measures. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, MAFF publications, London, 15 p.
- Masski H., 1998. Identification des frayères et étude des structures de population du turbot *Psetta maxima* L. et du bar *Dicentrarchus labrax* L. En Manche ouest et dans les zones avoisinantes. Thèse Océanographie biologique, UBO, 135 pp + annexes.
- Morizur Y., Tregenza N., H. Heessen, S. Berrow et S. Pouvreau, 1996. By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries. DGXIV-étude bioéco/93/017, 124p + annexes.
- Muyard J. 1978. Le bar et sa pêche dans les pertuis charentais. Rapp. de D.A.A. en halieutique, ENSA Rennes/ISTPM La Rochelle : 18 p.
- Pawson M. G., 1992. Climatic influences on the spawning success, growth, and recruitment of bass (*Dicentrarchus labrax* L.) in British waters. *ICES mar. Sci. Symp.*, n° 195 : 388-392.
- Pickett G.D. et M.G. Pawson, 1994. Sea bass biology, exploitation and conservation. Chapman et Hall, *Fish and Fisheries series*, **12**, 337 p.
- Puente Pico E., 1993. La pesca artisanal en aguas costeras vascas. AZTI-SIO, Edition Service central des publications du pays basque, Vitoria-Gasteiz, 191 p.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grandier Ed., Paris, 394 p.
- Quéro J.C., Dardignac J.C. et J.J. Vayne. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer-Museum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Reis E.G. et M.G. Pawson, 1992. Determination of gill-net selectivity for bass (*Dicentrarchus labrax* L.) using commercial catch data. *Fisheries Research*, **13** : 173-187.
- Steuert B., 1972. Contribution à l'étude du bar *Dicentrarchus labrax* (L.) des réservoirs à poissons de la région d'Arcachon. Thèse de 3ème cycle, Faculté des Sciences de Bordeaux : 149 pp.
- Thimel A., 1992. La pêche de loisirs dans les Pertuis charentais. Etude en Environnement littoral, Rapp. d'étude, 33 p.

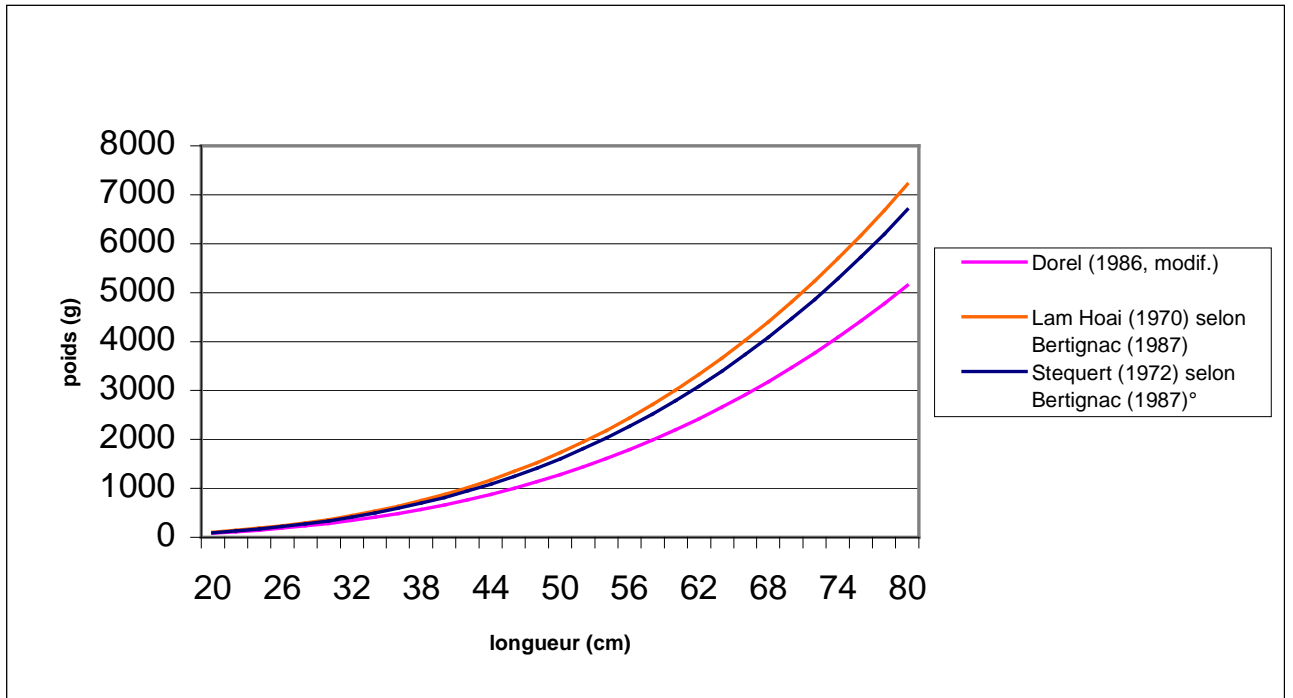


Figure 1 : Relations taille-poids pour le bar du golfe de Gascogne selon divers auteurs.

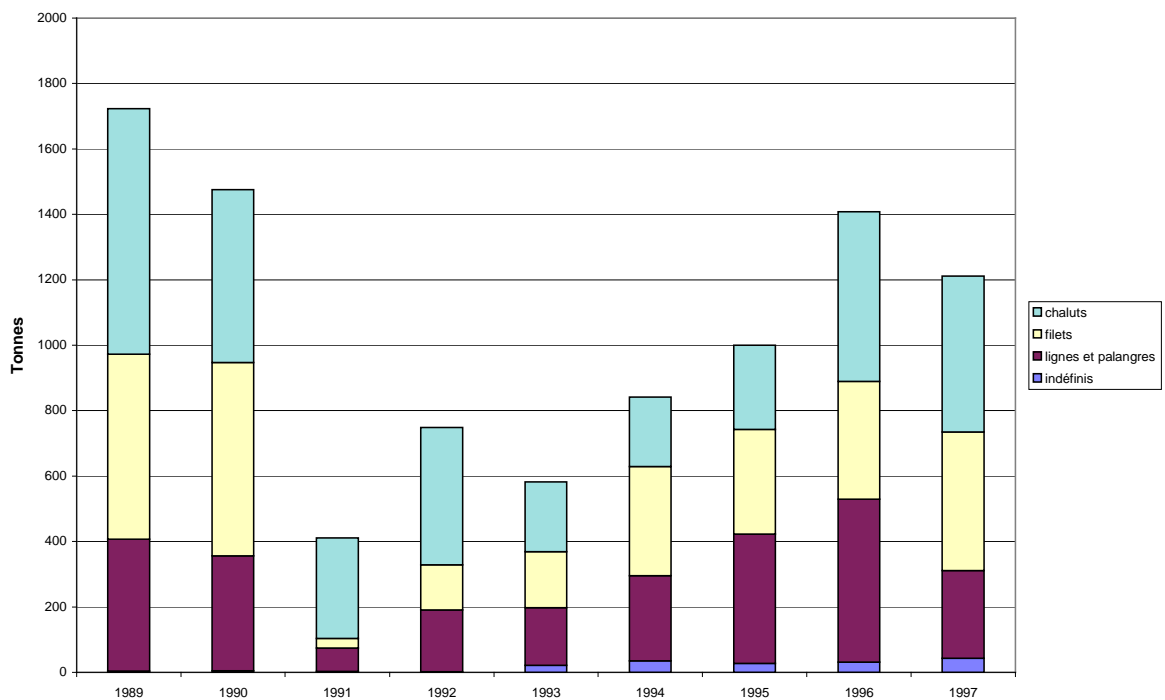


Figure 2 : Evolution des débarquements français de bar du golfe de Gascogne de 1989 à 1997 (divisions VIIab)

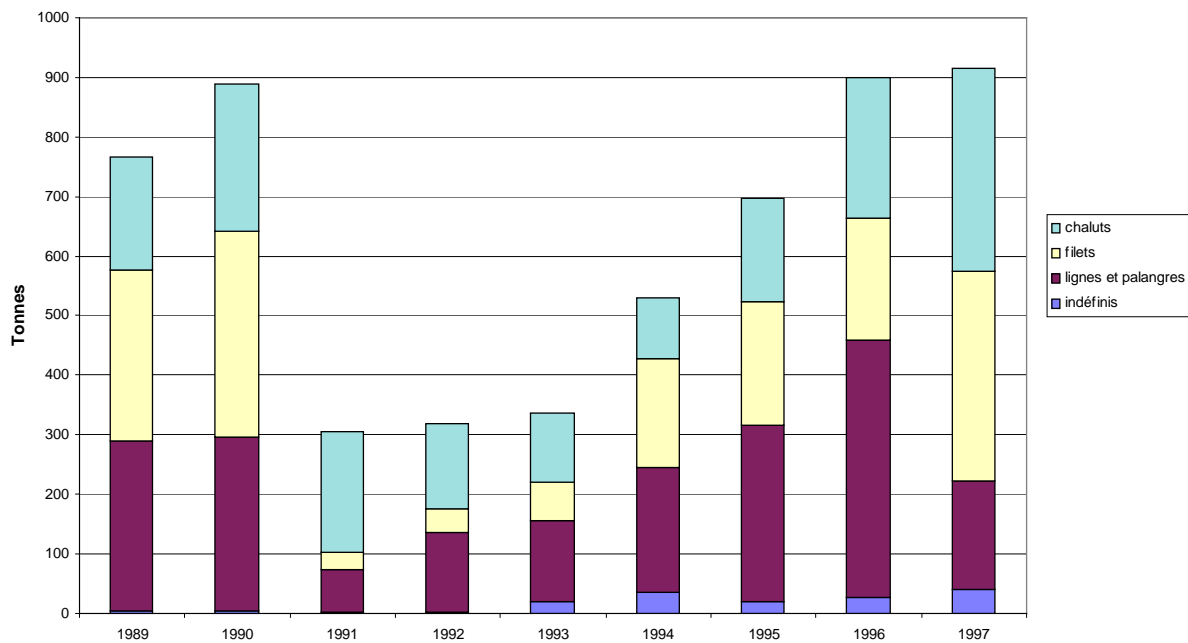


Figure 3 : Evolution des débarquements français de bar du nord du golfe de Gascogne par métier de 1989 à 1997 (division VIIIa)

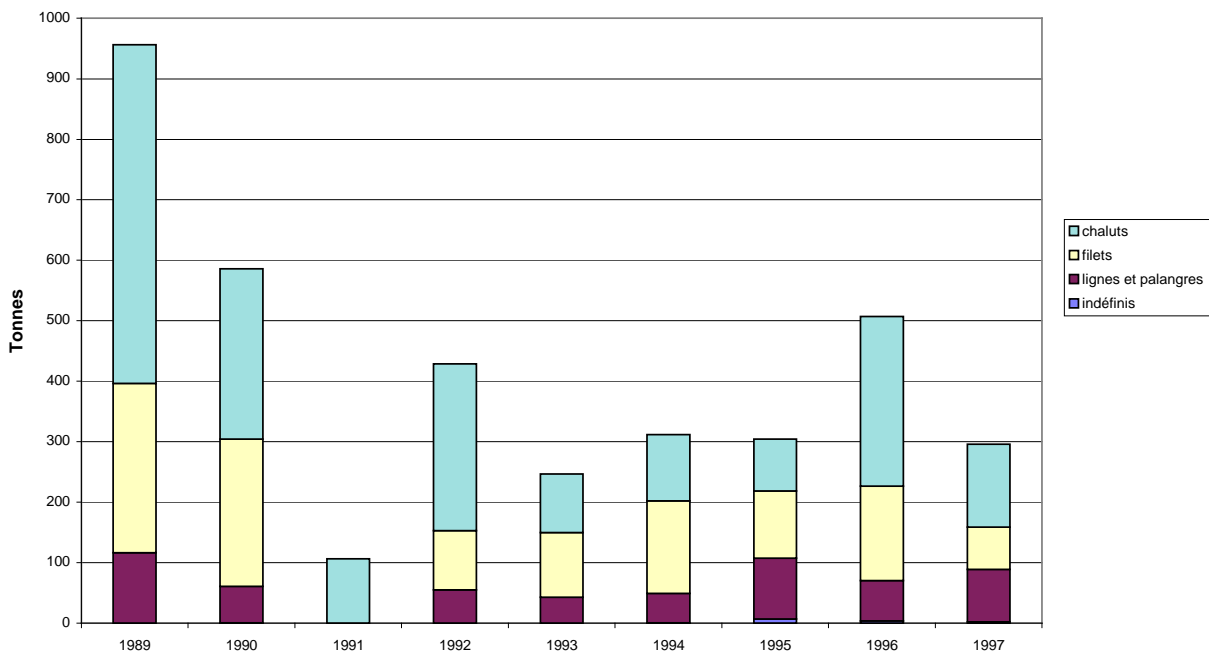


Figure 4 : Evolution des débarquements français de bar du sud du golfe de Gascogne par métier de 1989 à 1997 (division VIIIb)

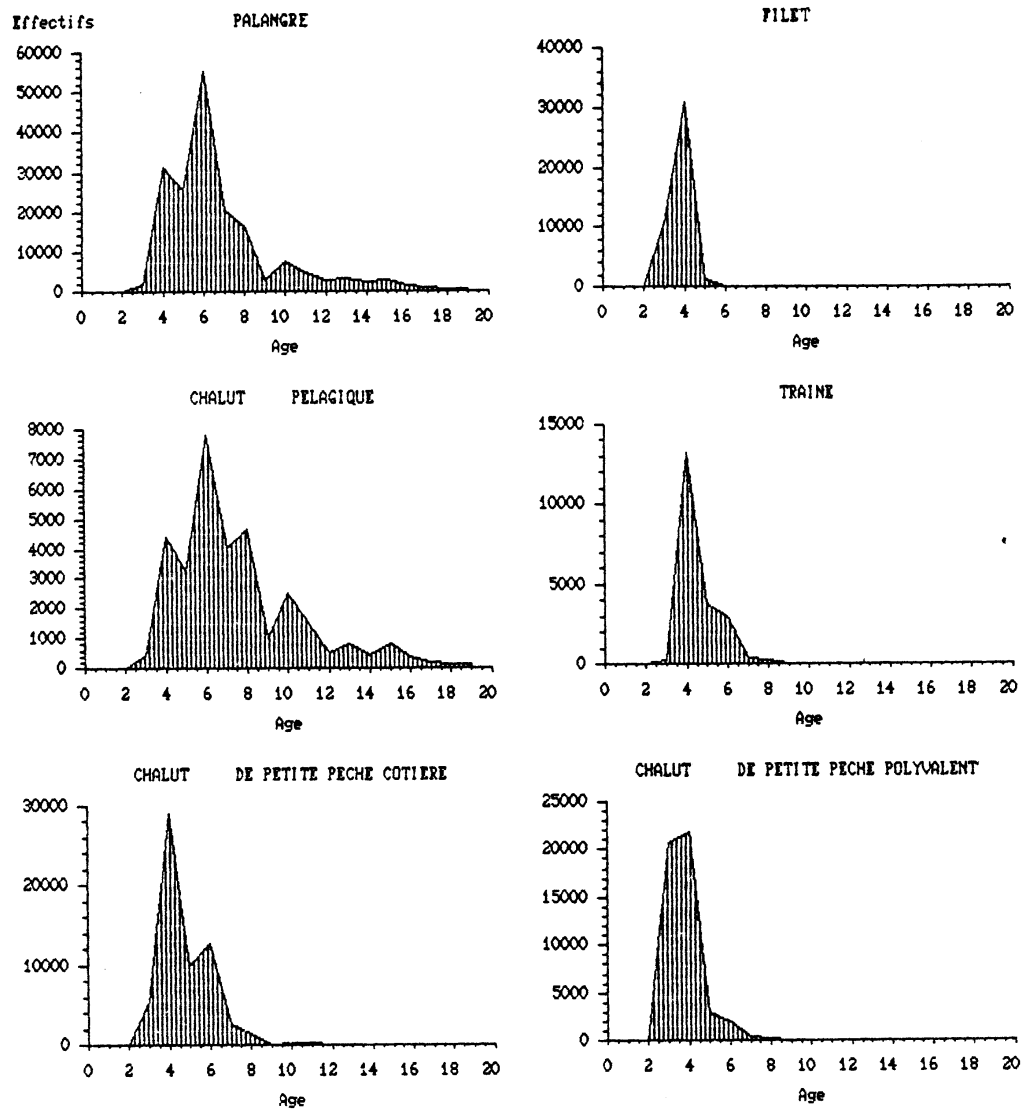


Figure 5 : Répartition en âge des captures de bar par métiers pour l'ensemble du Morbras entre mars 1985 et mars 1986 (in Bertignac, 1987)

PAGE: 4

[AF1]

PAGE: 5

[AF2]

4. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) de Manche (divisions VIId et VIIe du CIEM)

André Forest

4.1. Considérations biogéographiques

4.1.1. Distribution géographique du stock

La barbue se distribue le long des côtes de l'Atlantique est depuis le nord du Maroc jusqu'en Norvège (64°N) ; elle est présente en Méditerranée et dans la mer Noire (Quéro, 1984 ; Nielsen, 1986). C'est une espèce côtière qui se rencontre depuis l'estran jusqu'à des fonds de 75 m de profondeur (Wheeler, 1964). Barbue et turbot sont des espèces très proches qui peuvent s'hybrider en milieu naturel (Wheeler, 1964).

Des travaux ont montré une grande homogénéité génétique des populations de barbue dans les eaux européennes (Blanquer *et al.*, 1992), et aucune donnée ne permet de définir des unités de stocks. En Manche, deux zones de plus grande abondance sont mises en évidence par l'analyse des rendements des flottilles commerciales, l'une autour des îles anglo-normandes et le centre de la Manche, l'autre à l'ouest de la Cornouaille (Dunn, 1999). Il n'est cependant pas possible de conclure à l'existence de deux stocks séparés, et il sera considéré ici que les populations des divisions VIId et VIIe constituent un stock unique.

4.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Selon Wheeler (1964), la barbue est une espèce d'eau peu profonde, les juvéniles se localisant dans les eaux très côtières (jusqu'à l'estran) y compris dans les estuaires. Les informations provenant des pêcheries commerciales anglaises (Dunn, 1999) montrent que l'espèce se distribue sur la majorité des fonds de Manche. Le stock de barbue de Manche serait donc entièrement localisé dans les eaux communautaires et exploité par plusieurs pays membres, y compris dans leurs eaux territoriales respectives (France et Royaume Uni).

4.2. Données biologiques

4.2.1. Description du cycle de vie

Il existe extrêmement peu de données sur la biologie de la barbue et l'essentiel des informations qui suivent sont tirées de Dunn (1999).

La reproduction a lieu d'avril à juillet (Wheeler, 1964 ; Lahaye, 1972). En baie de Douarnenez Deniel (1981) la situe un peu plus tôt, au début du printemps (février à avril). Des femelles avec des ovaires mûrs sont présentes dans les captures anglaises au cours des deux premiers trimestres de l'année. A cette époque, les rendements des navires commerciaux sont plus élevés, notamment autour des îles anglo-normandes, mais aussi dans les eaux plus profondes de l'entrée ouest de la Manche et autour de la Cornouaille, zones qui pourraient correspondre à des frayères.

Aucune donnée n'est disponible sur la fécondité de la barbue en Manche. Selon Jones (1967, cité par Deniel), elle serait de 465 œufs/kg, ce qui est nettement plus faible que celle du turbot (1 078 œufs/kg). Les œufs flottent en surface, mais n'ont pas été identifiés lors des campagnes anglaises, pas plus que les larves.

Les nourriceries sont très côtières (y compris dans la zone de balancement des marées) mais leur localisation précise n'a pas été établie. Les jeunes poissons de l'année sont communs sur les plages britanniques d'août à septembre (Wheeler, 1969) ; des nourriceries ont été identifiées sur la côte anglaise de la Manche orientale (Rogers *et al.*, 1998). Sur les côtes françaises, la présence des groupes d'âges 0 et I dans la baie de Saint Brieuc sur les bords de côte a été mise en évidence (Le Déan et Moreau, 1980). En baie de Douarnenez les barbues métamorphosées arrivent en zone intertidale entre avril et mai mais n'y sont pas aussi nombreuses que les alevins de turbot. Elles y cohabitent avec des individus plus âgés (groupe d'âge I) ; la zone située entre le niveau des hautes mers et la profondeur de 15 m est surtout fréquentée par des immatures des groupes I et II, d'une taille inférieure à 30 cm. Les barbues de 4 ans se répartissent dans les zones plus profondes de la Baie où les individus d'une taille supérieure à 40 cm restent cependant rares (Deniel, 1981).

Les adultes se localisent en zone peu profonde et sont peu fréquents en dessous de 75 m de profondeur. Ils préfèrent les fonds de sable, mais aussi ceux de graviers ou la vase.

L'analyse de l'évolution saisonnière des rendements des flottilles commerciales anglaises ne permet pas de mettre en évidence de mouvement migratoire de grande ampleur. Bien que très partiels, les résultats de marquages de juvéniles réalisés en baie de Douarnenez tendent à confirmer que les déplacements restent limités.

Tandis que les larves consomment des crustacés planctoniques et des larves de mollusques, les adultes sont surtout piscivores, crevettes et encornets pouvant occasionnellement constituer des proies (Wheeler, 1969 ; Quéro, 1984).

4.2.2. Paramètres biologiques

4.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres des relations entre taille et poids ont été établis par plusieurs auteurs (Deniel, 1981 ; Dorel, 1986 ; Dunn, 1999) et sont fournis dans le tableau ci-dessous. Dunn fournit également ces relations sur une base trimestrielle.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Deniel, 1981	Baie de Douarnenez	Longueur totale	M	147	$8,536 \cdot 10^{-3}$	3,14096
			F	186	$8,615 \cdot 10^{-3}$	3,13910
Dorel, 1986	Manche est + ouest	Longueur totale	M + F	469	$10,09 \cdot 10^{-3}$	3,08995
Dunn, 1999	Manche est + ouest	Longueur totale	M	232	$20 \cdot 10^{-3}$	2,85
			F	235	$10 \cdot 10^{-3}$	3,09
			M + F	467	$10 \cdot 10^{-3}$	3,02

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la barbu en Manche ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon divers auteurs.

4.2.2.2. Croissance

Des courbes de croissance ont été établies par Deniel (1981) et Dunn (1999) pour chacun des sexes. A partir des données de Deniel, Mtimet (1993) a recalculé une courbe de croissance sexes confondus. Les paramètres de ces courbes sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	K(an ⁻¹)	t ₀ (années)
Deniel, 1981	Baie de Douarnenez	M	74,9	0,140	-0,068
		F	85,2	0,147	0,107
Mtimet, 1993	Baie de Douarnenez	M + F	82,325	0,142	-0,013
Dunn, 1999	Manche est + ouest	M	52,7	0,37	0,14
		F	63,6	0,33	-0,23

Tableau 2 : Paramètres de croissance de la barbu en Manche selon divers auteurs.

4.2.2.3. Reproduction

Dunn (1999) a établi des ogives de maturité sexuelle mais n'en donne pas tous les paramètres. La taille moyenne à première maturité (L_{50}) serait de 29 cm pour les mâles (ce qui correspond au groupe d'âge II) et de 39 cm pour les femelles (groupe d'âge III).

4.2.2.4. Recrutement

Il n'existe pas de donnée sur l'évolution du recrutement pour ce stock. Selon Dunn, l'âge de recrutement serait de 2 ans.

4.2.2.5. Mortalité naturelle

Différentes tentatives d'estimation de la mortalité naturelle ont été faites par Dunn (1999) qui, finalement, a retenu une valeur de $M = 0,2$.

4.3. Les pêcheries

4.3.1. Les pêcheries françaises

Comme le montre le tableau ci-dessous, la moitié des apports français de barbue de Manche provient des métiers du chalutage pour lesquels c'est une prise accessoire de bonne valeur marchande.

Année	Chalutage	Fileyage	Autres métiers	Total
1997	48 %	24 %	28 %	100 %
1998	50 %	23 %	28 %	100 %

Tableau 3 : Proportion des débarquements français de barbue en provenance de Manche par métier en 1997 et 1998 (source système statistique national).

Selon (Tétard *et al.*, 1995), la barbue ne constitue qu'une espèce accessoire pour les différents métiers français qui s'exercent dans la Manche. C'est en particulier le cas pour le chalutage à perche, mais surtout le dragage de la coquille Saint Jacques, les filets fixes à grandes mailles ciblant la baudroie, le turbot et les raies, et les filets à sole.

4.3.2. Les pêcheries étrangères

L'essentiel des données qui suivent est emprunté à Dunn (1999) et portent sur la période 1994/1995.

La majorité des débarquements britanniques sont réalisés par les chalutiers à perche dont l'espèce cible est la sole. Une part importante de ces chalutiers exploite la coquille Saint Jacques à la drague, et la barbue est alors une prise accessoire intéressante. Les chalutiers de fond, notamment ceux travaillant en Manche ouest, en débarquent également en petites quantités tout le long de l'année. Enfin, c'est une prise accessoire pour les fileyeurs, surtout en Manche est.

Les chalutiers de fond hauturiers basés dans les îles anglo-normandes recherchent cette espèce, parmi d'autres comme les raies, la plie, la sole, la baudroie et le turbot (Tétard *et al.*, 1995).

Enfin, toujours selon Tétard *et al.* (1995) la barbue est une des espèces recherchées par les chalutiers à perche belges qui ciblent cependant préférentiellement la sole.

4.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

4.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les débarquements totaux britanniques et français (fig. 1) ont fluctué entre 300 et 450 t/an au cours de la période 1980-1995, avec un minimum à la fin des années 80. La part française représente en moyenne 60 % du total.

L'évolution des débarquements français par métiers (fig. 2) montre une relative stabilité pour les chalutiers, tandis que les prises des fileyeurs tendent à augmenter. Les mises à terre auxquelles il n'est pas possible d'associer un engin de pêche augmentent depuis 1993, ce qui peut pour partie fausser cette analyse.

Selon Dunn (1999), pour la période 1994-95 environ 70 % des débarquements britanniques de barbue sont réalisés par les chalutiers à perche qui débarquent cette espèce toute l'année avec un maximum pendant l'automne et l'hiver. Bon nombre de ces chalutiers à perche exploite la coquille Saint Jacques une partie de l'année, la barbue constituant une des captures accessoires (4 % des débarquements britanniques totaux de barbue). Les chalutiers de fond à panneaux en Manche ouest (13 %) et est (6 %) ainsi que les fileyeurs (7 %) capturent également cette espèce.

4.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Les seules données disponibles concernent les flottilles de chalutier à perche britannique dont l'effort, selon Dunn (1999) aurait augmenté de plus de 50 % entre 1982 et 1996. On peut également noter que l'effort des chalutiers de fond français semble être resté relativement stable pendant la période 1990 à 1998 (cf. chapitre sur la dorade grise de Manche).

4.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Selon Dunn (1999), les rendements des chalutiers à perche britanniques étaient élevés au début des années 1980, puis ont chuté entre 1987 et 1989. Après 1991, ils ont globalement augmenté pour revenir au niveau du début des années 1980. Ces fluctuations pourraient correspondre à des recrutements plus ou moins abondant selon les années, mais ceci reste à démontrer.

Par ailleurs, selon Njifonjou (1992), les captures des fileyeurs à grandes mailles de la Pointe de Bretagne montre une forte saisonnalité, avec un maximum entre mars et avril, ce qui correspond à la période de reproduction.

Aucune autre série de données n'est disponible.

4.3.4. Structure démographique des captures

4.3.4.1. Structure des débarquements

En France, les apports de barbue ne font pas l'objet d'un programme d'échantillonnage régulier. Mtimet (1993) fourni la structure démographique des apports de 1991 pour les navires basés en Bretagne nord (fig. 3). Pour les chalutiers, le gros des individus mesurent entre 30 et 60 cm (taille modale aux environs de 40 cm), tandis que les prises des fileyeurs se situent surtout entre 45 et 65 cm (taille modale aux environs de 53 cm). Si on se réfère aux tailles à première reproduction données par Dunn (29 cm pour les mâles, 39 cm pour les femelles), les débarquements des chalutiers comprendraient donc une part importante de juvéniles.

Selon Dunn (1999, fig. 4), les compositions en taille des débarquements britanniques réalisés par les chalutiers à perche, les dragueurs et les chalutiers de fond à panneaux de Manche ouest sont très similaires, avec des individus compris entre 30 et 70 cm (taille modale aux environs de 45 cm) ; par contre, les chalutiers de fond travaillant dans l'est de la Manche capturent majoritairement des individus plus petits (25 à 60 cm, taille modale 30-34 cm) dont une partie serait des juvéniles.

Pour l'ensemble des débarquements britanniques (tous métiers confondus), ce sont les groupes d'âges 2 à 5 qui sont majoritairement représentés.

4.3.4.2. Rejets

En Manche occidentale, le seul métier français pour lequel des rejets de barbue ont été observés est le fileyage à grandes mailles (Morizur *et al.*, 1996). Ils sont relativement faibles (8 % en nombre) et sont liés à des problèmes de qualité du poisson.

Pour Dunn (1999), les rejets doivent être quasi nuls pour les principaux métiers britanniques exploitant la barbue. Seul le chalutage de fond côtier en Manche est débarque des petits individus de longueur inférieure à la taille légale de commercialisation en vigueur à l'époque de l'étude (30 cm), et la possibilité de capture et rejet de poissons encore plus petits existe, mais aucune donnée n'est disponible pour vérifier ce point.

4.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des engins de pêche utilisés pour la pêche de la barbue.

4.3.6. Les compétitions entre métiers

Aucune information n'est disponible sur d'éventuelles interactions entre métiers. Les structures démographiques des débarquements des différents métiers suggèrent une interaction entre le chalutage de fond à panneaux et les autres métiers (pêcheries séquentielles), mais les données sont insuffisantes pour la quantifier.

4.4. L'état de la ressource

4.4.1. Evolution de l'abondance

Les seules informations disponibles concernent les rendements des chalutiers à perche britanniques (Dunn, 1999) qui fluctuent sans tendance nette entre 1982 et 1995.

4.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Dunn (1999) utilise plusieurs méthodes pour tenter de décrire la dynamique du stock, mais la piètre qualité des données disponibles d'une part, et des séries chronologiques trop courtes d'autre part, ne lui ont pas permis d'obtenir des résultats cohérents.

4.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Une première étude menée en Manche occidentale (Mtimet, 1993), conclue, à partir d'une analyse de cohorte basée sur les longueurs, que la mortalité par pêche passerait de $F = 0,2$ pour les individus de 35 cm à $F = 0,5$ pour ceux de 60 cm. Le modèle est cependant très sensible aux valeurs de mortalité naturelle utilisées et ne permet pas de statuer définitivement sur l'état de l'exploitation (surexploitation ou taux d'exploitation correspondant au rendement maximal par recrue).

Par ailleurs, Dunn (1999) a estimé la mortalité totale pour les périodes avril 94-mars 95 d'une part et avril 95 – mars 96 d'autre part (méthode des courbes de prises) aux environs de $Z = 0,55$ (soit une mortalité par pêche $F = 0,35$ si on admet une mortalité naturelle $M = 0,2$). Une estimation grossière de la biomasse des reproducteurs la situe aux environs de 1 200 t en 1994-95.

Enfin, Ulrich (2000) a réalisé une analyse multi-espèces des pêcheries artisanales de la Manche ; selon ses résultats, le stock de barbue serait moyennement surexploité c'est à dire que la réduction d'effort pour maximiser les débarquements serait importante par rapport au bénéfice attendu (augmentation de la production de moins de 10 %). Compte tenu des hypothèses qui ont dû être retenues pour réaliser ce travail les résultats doivent cependant être considérés comme très préliminaires.

Ces quelques informations semblent indiquer que le taux d'exploitation du stock de barbue serait relativement élevé. Ces résultats doivent toutefois être considérés avec prudence et demande à être confirmés.

4.4.4. Potentiels de production

Selon Ulrich (2000), la production maximale soutenable serait de l'ordre de 400 t/an. Si les premiers éléments de la dynamique devaient se confirmer, cela supposerait que la production de barbue ne pourrait pas être augmentée au-delà du niveau actuel sans risque pour le stock.

4.5. Les mesures de gestion

4.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La barbue ne fait pas l'objet de mesures de gestion spécifiques : les captures ne sont pas limitées, et la taille minimale de 30 cm n'a pas été reprise dans le règlement 850/98 du Conseil sur les mesures techniques de protection des juvéniles ; pour la Manche, et plus généralement pour la Région 2, elle est citée par ce texte dans le groupe des espèces pour lequel le maillage minimal des chaluts est de 80 mm ; pour les engins fixes, le maillage minimal pour la capture de cette espèce est de 220 mm en région 2.

4.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

La barbue constitue surtout une prise accessoire. Les rares indices disponibles indiquent que, dans les conditions actuelles de l'exploitation, la mortalité par pêche développée correspondrait au rendement par recrue maximum ou serait supérieure. Tout au plus peut-on dire que le stock devrait bénéficier d'une réduction de l'effort global des flottilles rendue nécessaire par l'état de beaucoup d'autres ressources.

Les captures de juvéniles semblent élevées pour certains métiers, mais il n'est pas possible, faute de données suffisantes, d'en quantifier l'impact sur le stock et les débarquements des autres métiers. Compte tenu de sa relative rareté dans les captures et d'une taille de première maturité sexuelle élevée, la protection des juvéniles grâce à des maillages adaptés à cette espèce n'est guère envisageable. La stricte application du chalutage dans les trois milles et une limitation de la pêche aux filets en zones très côtières permettraient une protection accrue des juvéniles sur les nourriceries. La localisation géographique de celles-ci devrait cependant être mieux précisée.

Enfin, et sous réserve de vérification, la survie des rejets pourrait être relativement élevée, ce qui pourrait justifier l'instauration d'une taille légale de commercialisation correspondant à la longueur à première maturité sexuelle.

4.6. Références bibliographiques

- Blanquer A., J.P. Alayse, O. Berrada-Rkhami & P. Berrebi., 1992. Allozyme variation in turbot (*Psetta maxima*) and brill (*Scophthalmus rhombus*) (Osteichthyes, Pleuronectiformes, Scophthalmidae) throughout their range in Europe. *J. Fish Biol.* 41: 725-736.
- Deniel, C. 1981. Les poissons plats (Téléostéens, pleuronectiformes) en baie de Douarnenez. Reproduction, croissance et migrations des Bothidae, Scophthalmidae, Pleuronectidés et Soleidae. Th. Doc. Sciences nat. Univ. Bretagne Occi., 476 p.
- Dorel D., 1986. Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est. IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185p.
- Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. Th. doc. Philosophy: Univ. Portsmouth, 326 p.
- Lahaye J., 1972. Cycles sexuels de quelques poissons plats des côtes bretonnes. *rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 36 (2) : 191-207.
- Le Déan E & Y. Moreau, 1980. Nurseries littorales et frayères de la baie de Saint-Brieuc. Rapport d'étude 1981. Saint Brieuc, Comité d'expansion des Côtes du Nord, 39 p.
- Morizur Y., S. Pouvreau & A. Guérolé., 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, 127 p.
- Mtimet M., 1993. Analyse de la pêcherie de baudroie blanche (*Lophius piscatorius* L.) en Manche ouest. Etude préliminaire des ressources associées : le turbot (*Psetta maxima*, L.) et la barbue (*Scophthalmus rhombus*, L.). Mém. Ingénieur ISPA:, 215 p.
- Nielsen J.G., 1986. Scophthalmidae. In Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. (eds) P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese: UNESCO, 1287-1393.
- Njifonjou O.B., 1992. Evolution des productions des bateaux de la pointe de Bretagne : application aux filyeurs. Mém. DEA UBO-Ifremer, 32 p.
- Rodgers S.I., Millner R.S. et T.A. Mead, 1998. The distribution and abundance of young fish on the east and south coast of England (1981 to 1997). *Sci. Ser., Tech. Rep.*, CEFAS, Lowestoft, n° 108, 130 p.
- Tétard A., M. Boon, D. Bennett, P. Berthou, S. Bossy, J. Casey, R.D. Clerk, J.P. Delpéch, C. Dintheer, M. Giret, P. Large, D. Latrouite, M. Lemoine, R. Millner, Y. Morizur, S. Ozanne, D. Palmer, M. Pawson, G. Pickett et M. Vince., 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche. Approche des interactions techniques. Editions Ifremer, 336 p.
- Ulrich C., 2000.. Modélisation multi-flottilles et multi-métiers des pêcheries artisanales de la Manche, évaluation plurispécifique des stocks, étude des interactions techniques et intégration dans la modélisation bioéconomique. Thèse ENSA Rennes, 350 p
- Wheeler A., 1964. The fishes of the British Isles and North West Europe. Mac Millan Ed., 613 p.

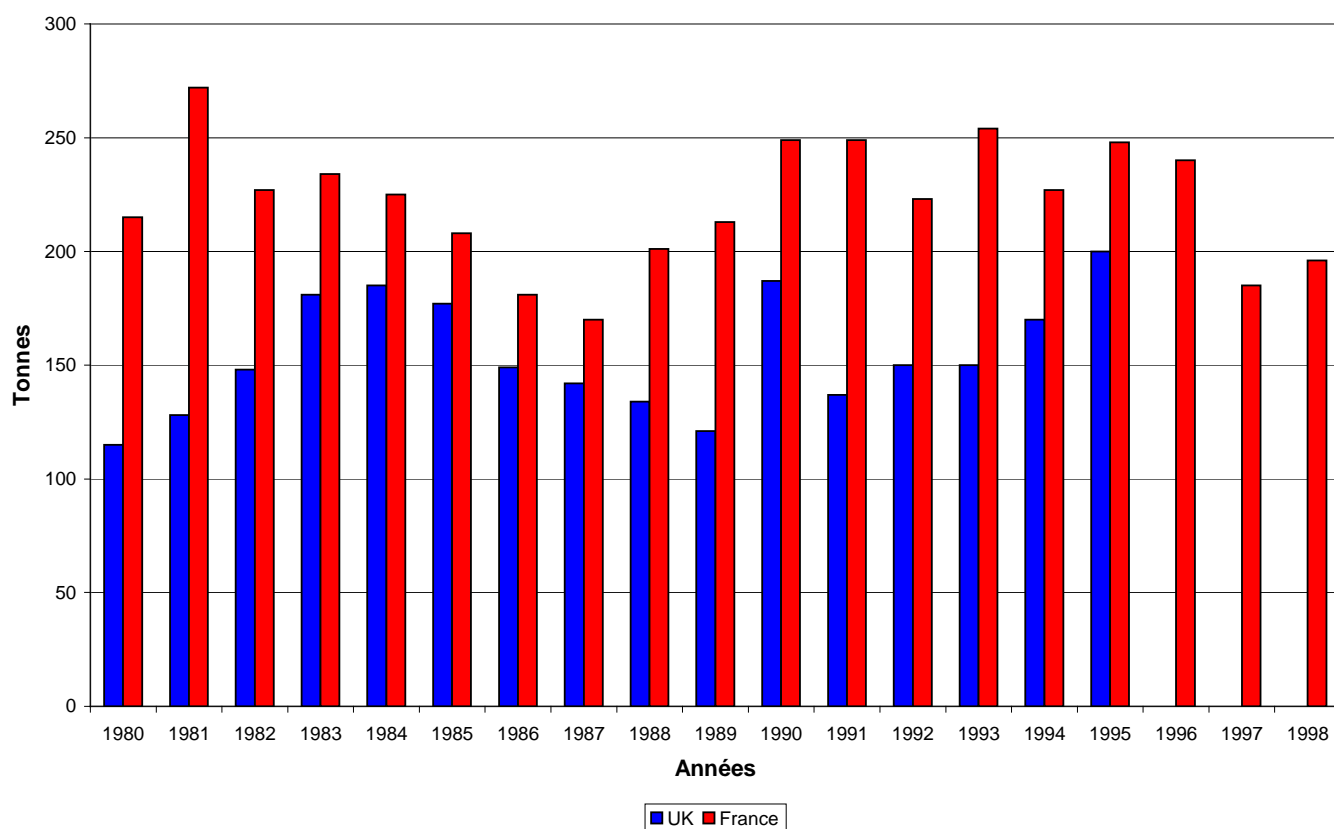


Figure 1 : Evolution des débarquements britanniques et français de barbu en provenance de Manche.

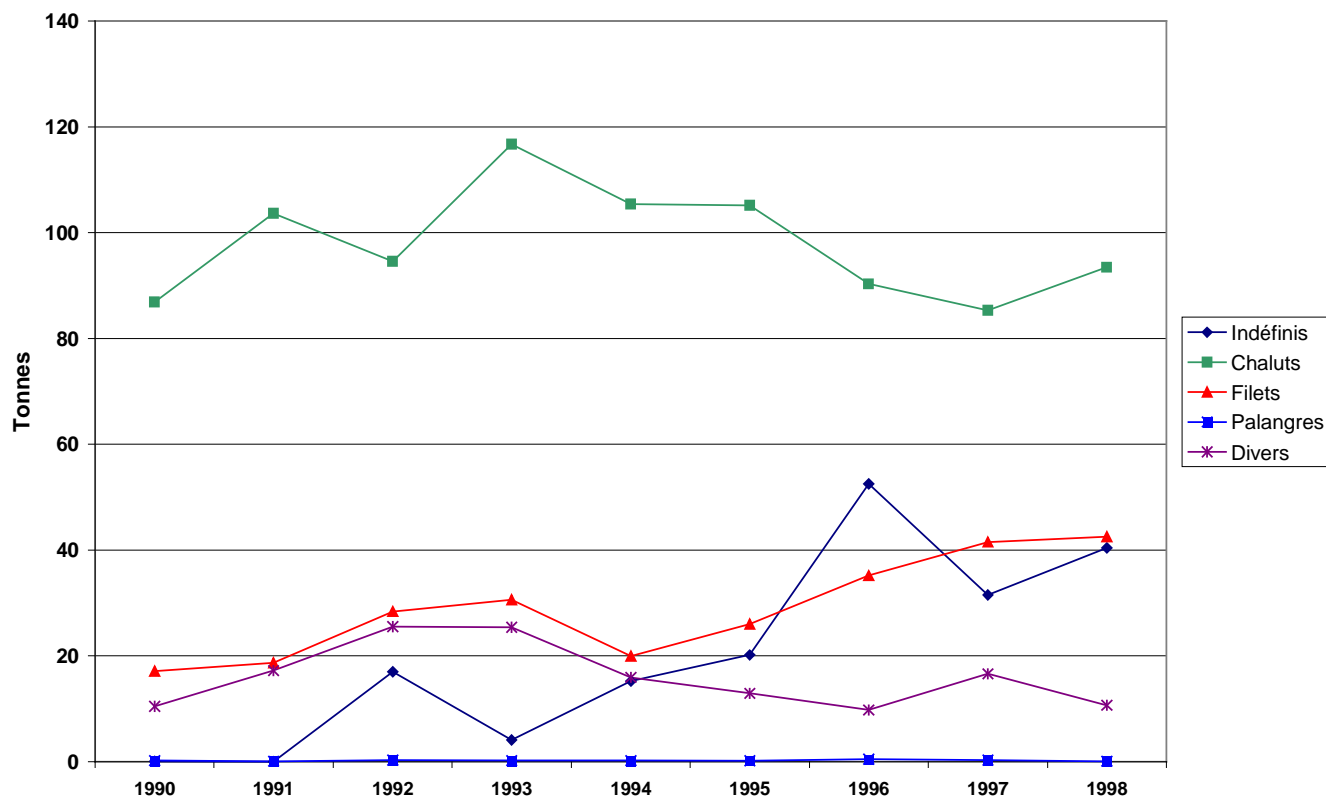


Figure 2 : Evolution des débarquements par métiers de barbu de Manche de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale)

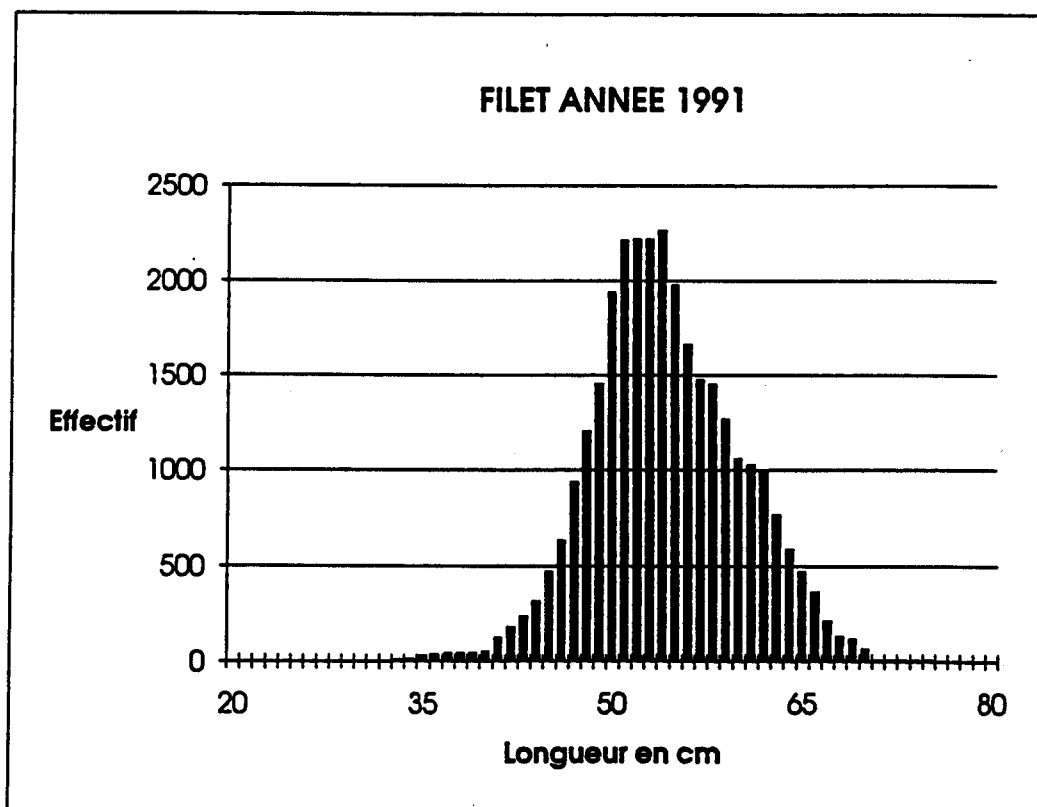
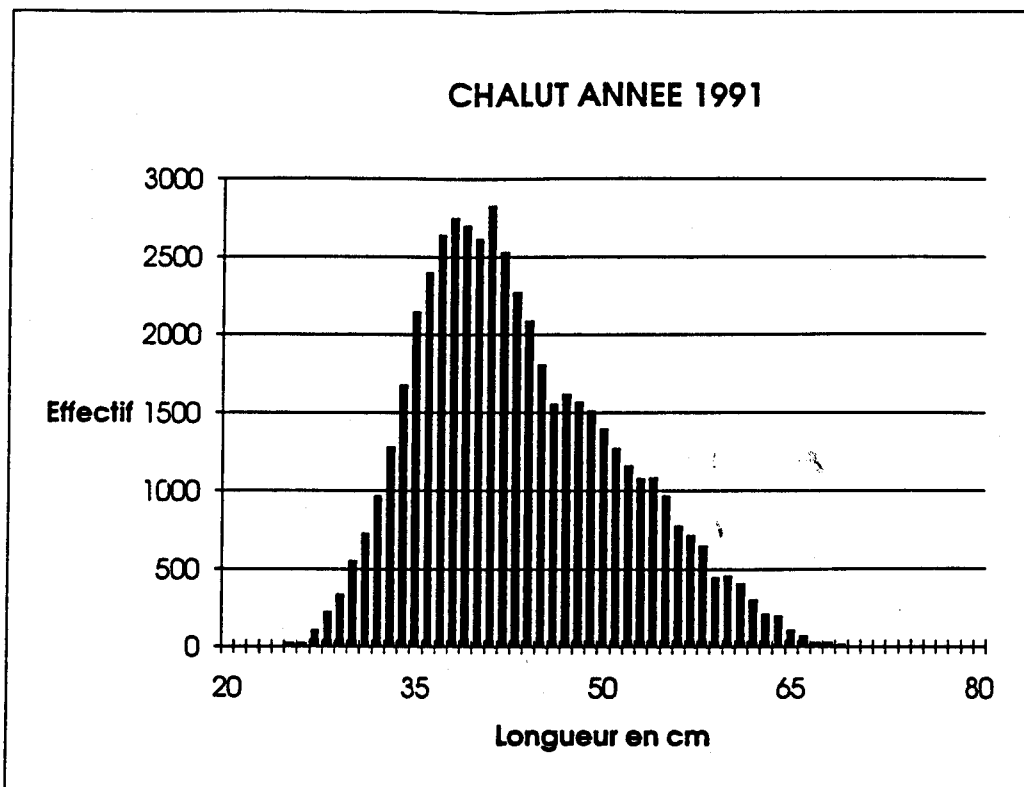


Figure 3 : Composition en taille des débarquements de barbue des chalutiers et des fileyeurs de Bretagne nord en 1991 (in Mtimet, 1993).

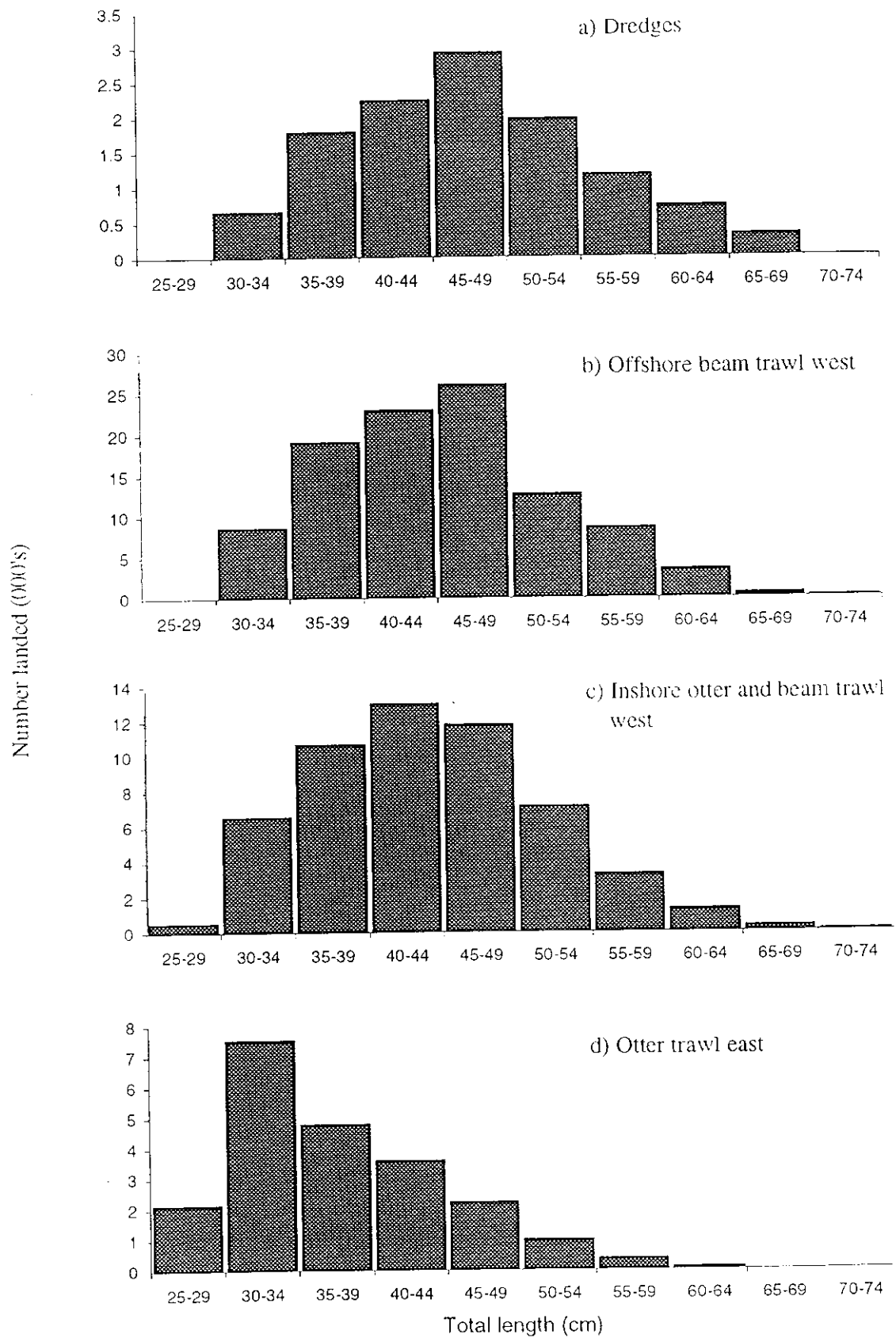


Figure 4 : Composition en taille des débarquements de barbue en provenance de Manche pour différents métiers britanniques (source : Dunn, 1999).

5. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

André Forest

5.1. Considérations biogéographiques

5.1.1. Distribution géographique du stock

La barbue se distribue le long des côtes de l'Atlantique est depuis le nord du Maroc jusqu'en Norvège (64°N) ; elle est présente en Méditerranée et dans la mer Noire (Quéro, 1984 ; Nielsen, 1986). C'est une espèce très proche du turbot avec lequel elle peut s'hybrider.

Au cours de campagnes océanographiques réalisées dans le golfe de Gascogne (Quéro *et al.*, 1989) la barbue a été trouvée en zone côtière entre l'estuaire de la Loire et la latitude d'Arcachon, ainsi qu'au large sur la Grande Vasière. Le nombre d'individus capturés reste toutefois faible.

Des travaux ont montré une grande homogénéité génétique des populations de barbue dans les eaux européennes (Blanquer *et al.*, 1992), mais aucune donnée ne permet de définir des unités de stocks. Il sera considéré ici que les barbues du golfe de Gascogne constituent un stock unique.

5.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Selon Quéro (1984), la barbue vit de la côte jusqu'à 200 m de profondeur ; elle est surtout présente dans les eaux côtières entre 0 et 70 m. Les juvéniles se localisent dans les eaux très côtières bordant les plages (jusqu'à l'estran). Si l'on considère que les populations de barbue du Golfe constituent un stock unique, celui-ci serait donc entièrement localisé dans la zone des 200 milles de la France, les nourriceries se trouvant dans la zone des trois milles. Son exploitation est partagée par les flottilles françaises et étrangères qui exploitent les ressources démersales et benthiques.

5.2. Données biologiques

5.2.1. Description du cycle de vie

Il existe extrêmement peu de données sur la biologie de la barbue dans ce secteur et l'essentiel de ce qui suit est emprunté à Quéro (1984).

La reproduction a lieu d'avril à juillet. La localisation des frayères n'est pas connue. Aucune donnée n'est disponible sur la fécondité de la barbue dans le golfe de Gascogne. Les œufs sont pélagiques.

Les nourriceries sont très côtières (y compris dans la zone de balancement des marées) mais leur cartographie précise n'a pas été établie. Guérault *et al.* (1996) en signale la présence dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine.

Les adultes se localisent en zone peu profonde (moins de 70 m), le plus souvent sur des fonds de sable, parfois sur les graviers ou la vase. Les juvéniles sont donc proches de la côte, les adultes un peu plus au large.

Tandis que les larves consomment des crustacés planctoniques et des larves de mollusques, les adultes se nourrissent surtout des poissons benthiques ou pélagiques.

5.2.2. Paramètres biologiques

5.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres des relations entre taille et poids (tableau ci dessous) ont été établis pour le golfe de Gascogne par Dorel (1986). La figure 1 fournit la courbe correspondante.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	162	$6,28 \cdot 10^{-3}$	3,22879

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la barbue en Manche ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

5.2.2.2. Croissance

Aucune courbe de croissance n'a été établie pour la barbue dans le golfe de Gascogne.

5.2.2.3. Reproduction

Selon Dorel (1986), les mâles acquièrent leur première maturité sexuelle vers 25 cm, les femelles vers 33-41 cm. Ces données proviennent en fait de la Baie de Douarnenez.

5.2.2.4. Recrutement

Il n'existe pas de donnée sur l'évolution du recrutement pour ce stock.

5.2.2.5. Mortalité naturelle

Aucune information n'est disponible. On peut seulement indiquer qu'une valeur $M = 0,2$ est retenue pour la barbue de Manche (Dunn, 1999).

5.3. Les pêcheries

5.3.1. Les pêcheries françaises

Comme le montre le tableau ci-dessous, les chalutiers et les fileyeurs contribuent pour environ 75 % aux apports français de barbue en provenance du golfe de Gascogne. Dans la majorité des cas, c'est une prise accessoire de bonne valeur marchande (notamment pour les fileyeurs à sole).

Année	Chaluts	Filets	Autres engins	Total
1997	33 %	47 %	20 %	100 %
1998	24 %	45 %	31 %	100 %

Tableau 2 : Proportion des débarquements français de barbue en provenance du golfe de Gascogne par métier en 1997 et 1998 (source système statistique national).

5.3.2. Les pêcheries étrangères

Aucune information n'est disponible ; on peut cependant supposer que la barbue constitue une prise accessoire pour les chalutiers à perche belges exploitant la sole.

5.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

5.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Seule la production des flottilles françaises est disponible (fig.2). Entre 1989 et 1998 elle montre une forte tendance à la baisse, passant de 207 t en 1989 à 88 t en 1998. Une part importante des prises (environ 60 %) provient de la partie nord du golfe de Gascogne (division VIIIa).

Les débarquements par métier (fig. 3) montrent également une nette tendance à la baisse. Ceux pour lesquels les engins de pêche ne sont pas définis augmentent dans les statistiques à partir de 1994, ce qui peut fausser au moins en partie l'analyse des évolutions par métier.

5.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Aucune donnée sur l'effort de pêche n'est disponible. On peut cependant indiquer que, bien que cela ne soit pas quantifié, celui des fileyeurs à sole a fortement augmenté depuis le milieu des années 80 ; parallèlement, la pression de pêche sur les captures accessoires de cette pêcherie, dont la barbue, a donc augmenté.

5.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Aucune donnée disponible.

5.3.4. Structure démographique des captures

Les débarquements de barbue ne font pas l'objet d'échantillonnage, et aucune donnée n'est disponible sur leur structure démographique. Compte tenu du faible volume des débarquements, la mise en place d'un plan d'échantillonnage se heurterait à des difficultés pratiques importantes.

5.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des engins utilisés pour la pêche de la barbue.

5.3.6. Les compétitions entre métiers

Aucune information n'est disponible sur d'éventuelles interactions entre métiers. Cependant il semble que les captures accessoires de barbue et de turbot de certains fileyeurs à sole exerçant leur activité très près de la côte pourraient être non négligeables. Il s'agirait d'individus de petite taille. On peut également remarquer que la diminution des débarquements de barbue (et de turbot) coïncide avec le développement de la pêche de la sole au filet. Il n'est cependant pas possible de confirmer l'existence de cette éventuelle interaction, encore moins de la quantifier.

5.4. L'état de la ressource

Aucun diagnostic sur l'état et l'évolution des ressources en barbue du golfe de Gascogne ne peut être avancé. On peut cependant remarquer que les débarquements ont tendance à diminuer au moins depuis 1990.

5.5. Les mesures de gestion

5.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La barbue ne fait pas l'objet de mesures de gestion spécifique : il n'y a pas de limitation de capture, et la taille minimale de 30 cm n'a pas été reprise dans le règlement 850/98 du Conseil sur les mesures techniques de protection des juvéniles ; en région 3 le maillage minimal des chaluts pour la capture de cette espèce est de 70 mm ; elle est citée parmi les espèces pour lesquelles le maillage minimal des engins fixes est de 60 mm.

5.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

L'état du stock n'est pas connu et tout au plus peut-on dire qu'il devrait bénéficier d'une réduction de l'effort de pêche global des flottilles rendu nécessaire par l'état de beaucoup d'autres ressources.

S'agissant d'une capture accessoire peu abondante et d'une espèce dont la taille à première maturité sexuelle est élevée, une réglementation particulière portant sur les maillages paraîtrait difficile à mettre en place. Il semble cependant que les captures de juvéniles pourraient être relativement abondantes dans certaines zones de pêche de la sole au filet. Une fermeture ou une limitation de la pêche sur les nourriceries pourraient être envisagées, mais les données sur leur localisation géographique sont incomplètes. La stricte application de l'interdiction du chalutage dans les trois milles, une limitation de la pêche aux filets en zones très côtières permettraient une protection accrue des nourriceries.

Par ailleurs, sous réserve de vérification, la survie des rejets pourrait être relativement élevée, ce qui pourrait justifier l'instauration d'une taille légale de commercialisation fixée au-delà de la taille à première maturité sexuelle.

Enfin, le maillage minimal des filets fixes pour la pêche de la barbue retenue par la réglementation européenne (60 mm) paraît peu cohérent compte tenu de la taille qu'atteint cette espèce. Il est de plus totalement différent de celui en vigueur en Manche (220 mm). Un maillage minimal de 100 mm, retenu pour la pêche de la sole, paraîtrait plus adapté.

5.6. Références bibliographiques

Blanquer A., Alayse J.P, Berrada-Rkhami O. Berrebi P., 1992. Allozyme variation in turbot (*Psetta maxima*) and brill (*Scophthalmus rhombus*) (Osteichthyes, Pleuronectiformes, Scophthalmidae) throughout their range in Europe. *J. Fish Biol.* **41**, 725-736.

- Dorel D., 1986. Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est. IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185 p.
- Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. Th. doc. Philosophy Univ. Portsmouth, 326 p
- Guérault D., Dorel D., Desaunay Y., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat IFREMER/MAPA 95-1-01-02, Pagination variée.
- Nielsen J.G., 1986. Scophthalmidae. *In* Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (eds), UNESCO, 1287-1393.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Granchet, ed., 394 p.
- Quéro J.C., Dardignac J., Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. IFREMER/Mus. nat. Hist. nat., 229 p.

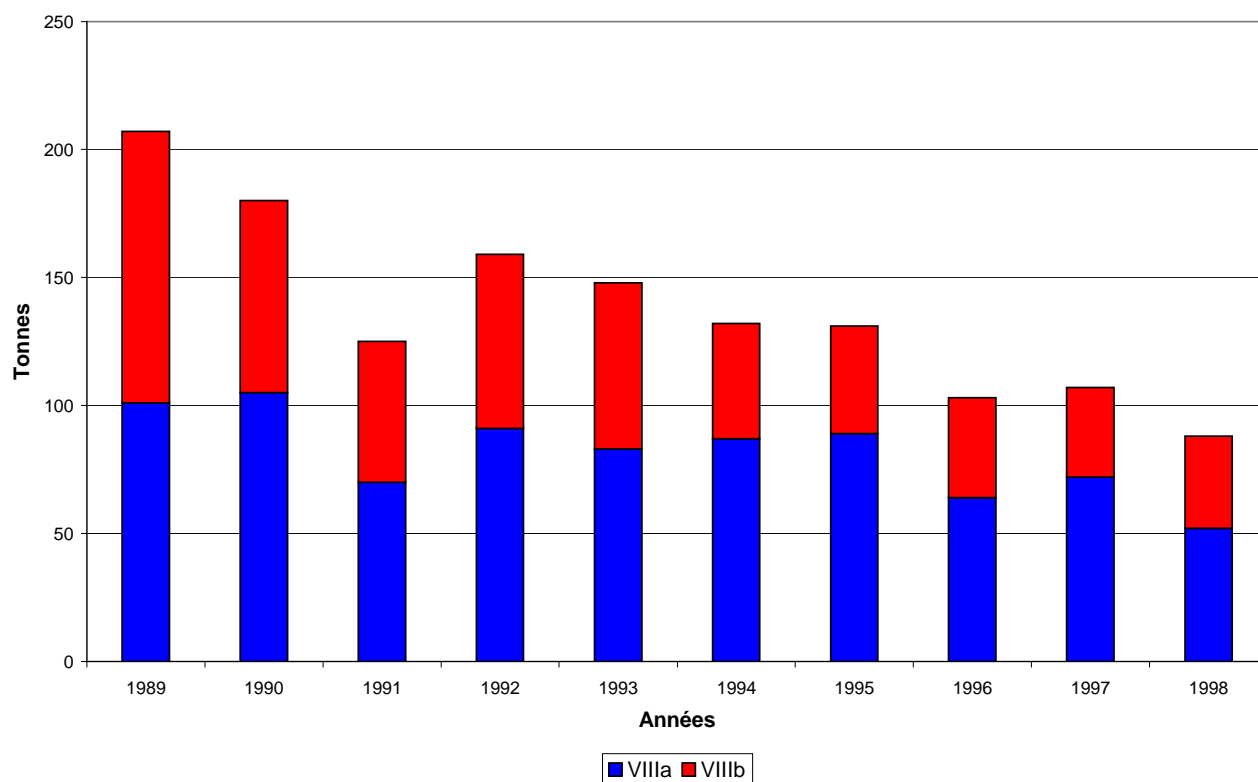


Figure 1 : Evolution des débarquements de barbue en provenance du golfe de Gascogne entre 1989 et 1998. (source : STATLANT 27A)

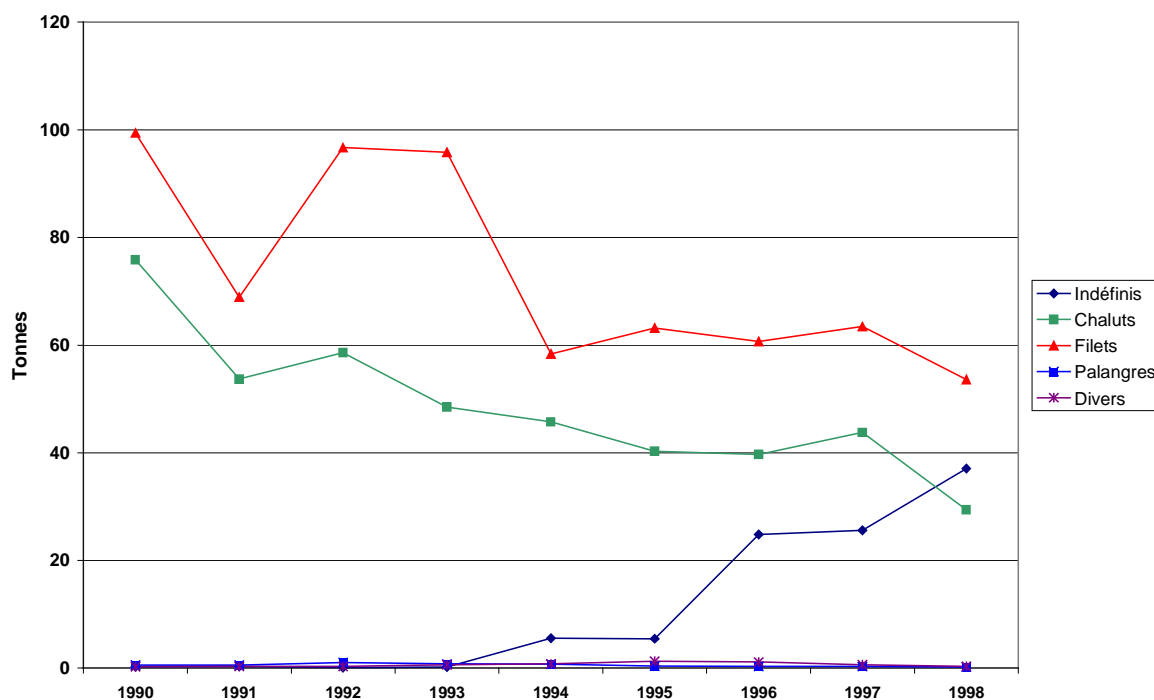


Figure 2 : Evolution des débarquements par métiers de barbue du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale)

6. Les calmars (*Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi*) de Manche (divisions VI de du CIEM).

Eric Foucher

6.1. Considérations biogéographiques.

6.1.1. Distribution géographique du stock.

Trois espèces principales de calmars, *Loligo vulgaris* (Lamarck, 1798), *Loligo forbesi* (Steenstrup, 1856) et *Alloteuthis subulata* (Lamarck, 1798) se rencontrent dans l'Atlantique nord-est, en Manche en particulier. Parmi ces trois espèces, seules les deux premières sont exploitées par les pêcheries commerciales (Roper, 1984).

Dans l'Atlantique nord-est, l'aire de répartition de *L. forbesi* est plus septentrionale que celle de *L. vulgaris*. Les captures effectuées dans les pêcheries commerciales écossaises ne sont en effet pratiquement constituées que de *L. forbesi* (Pierce *et al.*, 1994a,b ; Boyle et Pierce, 1995 ; Waluda et Pierce, 1998). Les deux espèces sont présentes plus au sud jusqu'aux Açores (Guerra et Rocha, 1994) ; elles sont également signalées jusqu'aux côtes ouest-africaines (Campbell et Nicholls, 1979 ; Quéro et Wayne, 1998).

En Manche, leurs aires de répartition se recouvrent largement, bien que *L. vulgaris* soit plus côtier que *L. forbesi* (da Cunha *et al.*, 1995 ; Robin *et al.*, 1998). Elles sont capturées simultanément dans les pêcheries (Robin et Boucaud-Camou, 1995).

Selon Denis (2000), contrairement à la seiche, l'aire globale de répartition des calmars reste stable au cours de l'année. Au sein de cette aire, il existe par contre des variations d'abondance saisonnière fortes, avec un maximum de septembre à novembre et un minimum en avril.

6.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

Il n'est pas envisageable d'isoler un stock de calmars de Manche, tant les interrelations avec les mers Celtique, d'Iroise, d'Irlande jusqu'à l'ouest de l'Ecosse à l'ouest (zones CIEM VI et VIIa,b,c,f,g,h,j,k) et la mer du Nord à l'Est (zones CIEM IV) sont fortes. En fonction de leur stade de développement, les calmars peuvent ainsi être présents dans toutes ces zones (fig. 1), dans des eaux hauturières (communautaires) comme près des côtes (eaux territoriales). Il s'agit donc d'un stocks partagé entre les différents Etats membres de l'UE.

6.2. Données biologiques.

6.2.1. Description du cycle de vie.

Les cycles de vie des céphalopodes sont généralement courts, souvent annuels, caractérisés par des périodes larvaire et juvénile longues, suivies d'une période de croissance très rapide, avec un ralentissement voir un arrêt de croissance pendant la période de reproduction (Jackson, 1994 ; Boyle et von Boletzky, 1996 ; Lipinski, 1998).

Le cycle biologique de *Loligo forbesi* a pour la première fois été décrit en Manche par Holme (1974). Ce cycle a été confirmé par des travaux plus récents réalisés à l'Université de Caen (Robin, 1999 ; Robin et Denis, 1999). La population de *Loligo vulgaris* de Manche n'a par contre été étudiée que récemment par ces mêmes auteurs (Robin, 1999).

Ces auteurs considèrent que les deux calmars ont un cycle biologique annuel, mais avec un léger décalage dans le temps. Comme pour la seiche, la fécondation est interne. La période de ponte peut s'étaler sur plusieurs semaines. Chaque femelle émet plusieurs gangues gélatineuses blanchâtres contenant plusieurs centaines d'œufs, qui seront fixées sur un support. Chaque œuf donne naissance, après une période de développement embryonnaire de 3 à 10 semaines, à une paralarve, donnant rapidement un juvénile. Les deux espèces sont caractérisées par le phénomène de semelparité, c'est-à-dire qu'elles ne se reproduisent qu'une seule fois, avant de mourir. Ce phénomène est typique du groupe des céphalopodes.

La localisation des zones de ponte est rarement précisée (Lordan et Casey, 1999). Par ailleurs, d'éventuelles zones de nourricerie n'ont jamais été signalées.

La phase juvénile pré-recrutée dure environ trois mois (Holme, 1974 ; Worms, 1983). Le recrutement de *L. forbesi* débute en juin, tandis que *L. vulgaris* n'entre dans la pêcherie qu'en septembre/octobre, la saison de pêche se terminant en avril (Pierce *et al.*, 1996).

6.2.2. Paramètres biologiques.

6.2.2.1. Relation taille poids.

Robin (1999) propose une relation longueur-poids, obtenue à partir de mensurations réalisées sur des échantillons de débarquements commerciaux réalisés à Port-en-Bessin (France). Les longueurs LDM utilisées correspondent à la longueur dorsale du manteau. Dans les relations suivantes, elles sont exprimées en cm, les poids W en grammes (g) :

Auteurs	Zones	Espec	Type de mesure	Sexe	a	b
Robin, 1999	Manche	<i>Loligo forbesi</i>	Longueur manteau	M	243.10^{-3}	2,2736
				F	$133,2.10^{-3}$	3,13910
	Manche	<i>Loligo vulgaris</i>	Longueur manteau	M	$172,8.10^{-3}$	2,3557
				F	$1,201.10^{-3}$	2,5176

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour *Loligo forbesi* et *L. vulgaris* en Manche (W = aL^b, avec W poids vif en g et L longueur du manteau en cm).

6.2.2.2. Croissance.

La croissance des calmars est très variable selon la température de l'eau, la disponibilité en nourriture, et l'âge des individus (Worms, 1983). A la naissance, les jeunes *L. vulgaris* mesurent de 2,5 à 3 mm de LDM (5 à 6 mm de longueur totale), les jeunes *L. forbesi* étant légèrement plus grands (environ 4,5 mm de LDM, soit 7 à 8 mm de longueur totale). La croissance est très rapide, elle peut atteindre pour les deux espèces et selon les zones géographiques entre 15 et 35 mm par mois (Collins *et al.*, 1995 ; Bettencourt *et al.*, 1996 ; Moreno et Perreira, 1996 ; Rocha et Guerra, 1999). En règle générale, la croissance des mâles est plus rapide que celle des femelles. Les calmars *L. forbesi* atteignent une taille maximale (70 cm de LDM pour les mâles, 50 pour les femelles) supérieure à celle de *L. vulgaris* (45 cm de LDM pour les mâles, 40 pour les femelles). Quéro et Vayne (1998) signalent des tailles maximales pouvant atteindre 90 cm LDM pour *L. forbesi*.

6.2.2.3. Reproduction.

L'âge de la maturité sexuelle varie en fonction des conditions du milieu (température, nourriture disponible). En Manche, la maturité sexuelle est atteinte vers 10 mois (Holme, 1974), parfois plus précocement vers 6 mois pour les mâles, 7 mois pour les femelles (Moreno et Perreira, 1996). Robin (1999) estime que l'acquisition de la maturité sexuelle pour les femelles est liée à la taille des individus, tant pour *L. vulgaris* que pour *L. forbesi* : 50% des individus sont matures entre 17 et 22 cm de LDM. Par contre, pour les mâles, cette relation taille/maturité semble moins évidente, puisqu'entre 17 et 30 cm de LDM coexistent individus matures et immatures. L'existence de deux groupes de mâles ayant des périodes de maturation différentes, l'une précoce et l'autre lorsque la taille maximale est pratiquement atteinte, a été confirmée par ailleurs (Boyle et Pierce, 1994 ; Cuelho *et al.*, 1994).

6.2.2.4. Recrutement.

Le recrutement intervient lorsque les individus atteignent une taille de l'ordre de 10 cm LDM, pour un âge de trois à quatre mois environ (Robin et Boucaud-Camou, 1995). Ce recrutement est variable, et apparaît pour *L. forbesi* en 2 pics, l'un en avril et l'autre en été, tandis que pour *L. vulgaris* il n'existe qu'un seul pic de recrutement à la fin de l'été (Denis, 2000).

Par ailleurs, le nombre d'individus recrutés est très variable d'une année à l'autre, en raison d'une forte sensibilité de ces espèces aux conditions environnementales (Pierce, 1995 ; Denis, op. cit.).

6.2.2.5. Mortalité naturelle.

Comme pour la plupart des organismes marins exploités, La mortalité naturelle des calmars n'est pas connue précisément. Elle est généralement élevée chez les céphalopodes, en particulier chez les calmars (Beddington *et al.*, 1990). Pour l'évaluation des stocks de *Loligo spp.* de l'Atlantique Nord-Est, Pierce *et al.* (1996) utilisent des

valeurs de mortalité naturelle mensuelles comprises entre 0.025 et 0.26 par mois (soit des valeurs annuelles entre 0.3 et 3.12). Enfin, comme cela a déjà été souligné précédemment, tous les animaux matures meurent après la reproduction (semelparité).

6.3. Les pêcheries.

6.3.1. Les pêcheries françaises.

En Atlantique nord-est, les captures de calmars se sont développées en tant que prises accessoires pour les pêcheries chalutières démersales, françaises comme étrangères, ciblant le poisson de fond (Boyle et Pierce, 1994). Cependant, bien qu'ils ne constituent pas directement des espèces cibles, les calmars représentent une part importante des captures, en raison notamment de prix au débarquement élevés (entre 3 et 4,5 €/kg). Ainsi, pour la seule région Basse-Normandie, les débarquements moyens sont de l'ordre de 1 000 à 1 500 tonnes par an, ce qui positionne ces espèces à la quatrième place des débarquements en valeurs, derrière les coquilles Saint-Jacques, la seiche, les buccins, mais devant la sole. Les calmars sont presque exclusivement capturés au chalut (tabl. ci-dessous). Les deux principaux métiers français sont le chalutage hauturier de l'ouest et de l'est de la Manche, codifiés respectivement F1.1 et F1.2 dans les typologies des métiers de la Manche (Tétard, Boon *et al.*, 1995 ; Dintheer *et al.*, 1995). Les pêcheries de calmars présentent une saisonnalité marquée, liée au cycle de vie de ces espèces : les captures sont essentiellement faites entre août et décembre (fig. 2) ; elles diminuent au printemps pour pratiquement disparaître entre avril et juin.

Il n'existe pas de taille minimale commerciale pour les calmars. Selon les périodes de l'année, on trouve ainsi dans les débarquements des individus mesurant de 7 à 10 cm de LDM (recrutement) jusqu'à plus de 40 cm de LDM.

6.3.2. Les pêcheries étrangères.

En Manche, le stock de calmars est également exploité par les chalutiers britanniques, chalutage hauturier à perche à l'est (métier U2.1), et chalutage côtier à perche à l'ouest (métier U2.3) (Tétard, Boon *et al.*, 1995 ; Dintheer *et al.*, 1995). Dans les années récentes, les captures de calmars par le chalutage hauturier à perche ouest (métier U2.2) ont augmenté (Pierce *et al.*, 1998 ; Robin et Denis, 1999).

6.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

6.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Bien que les captures, liées au recrutement, soient très fluctuantes d'une année à l'autre, en relation avec les variations des facteurs environnementaux (Rodhouse *et al.*, 1992 ; Pierce, 1995), la tendance générale observée depuis le début des années 90 montre une sensible augmentation des débarquements (tabl. 2, fig. 3) en Manche, en particulier dans la division VIIId (Manche Est). Le chalut est le métier exclusif pour la pêche des calmars (pratiquement 100% des débarquements). En 1998, Boulogne-sur-mer (60%), Cherbourg (15%) et Erquy (12%) constituent les principaux ports de débarquements de calmars.

Année	Indéfini		Chalut de fond		Chalut pélagique		Autres engins		Total		
	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	Manche
1990	0	1	678	634	8	3	2	1	688	639	1327
1991	0	1	805	1116	18	104	1	3	824	1224	2048
1992		16	1176	1484	15	5	1	1	1192	1506	2698
1993		1	1794	1860	14	2	6	6	1814	1869	3683
1994		6	1066	1308	9	3	2	1	1077	1318	2395
1995	62	18	1254	1321	6	3	3	2	1325	1344	2669
1996	83	33	1366	568	5	3	2	0	1456	604	2060
1997		109	890	1453	3	4	1	0	894	1566	2460
1998		80	1654	858	2	2	8	1	1664	941	2605

Tableau 2 : Evolution des débarquements français de calmars par métier (en tonnes) en provenance des divisions CIEM VIIId (source : base statistiques nationale).

6.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

L'évolution de l'effort de pêche par grands types de métiers peut être obtenue par consultation de la base statistique de l'IFREMER. Il n'est pas possible de dissocier l'effort alloué spécifiquement à la pêche des calmars de l'effort total du métier (effort total en heures de chalutage par division CIEM). Cependant, on peut noter que l'effort de pêche des chalutiers (fig. 4) est resté relativement stable de 1990 à 1998.

6.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

Les calmars constituant une prise accessoire des métiers du chalutage, l'évolution des captures par unité d'effort peut être relativement pertinente pour appréhender l'évolution de l'abondance du stock. L'effort de pêche utilisé pour le calcul des rendements des chalutiers de fond est toutefois un effort nominal (en heures de pêche), ne faisant pas intervenir des augmentations de puissance de pêche (amélioration des engins, et apparition des chaluts jumeaux notamment, de la technologie embarquée...), ni des effets liés aux stratégies et tactiques de pêche (peu sensibles cependant dans le cas de captures accessoires). Entre 1990 et 1998, les rendements observés (fig. 5) montrent des fluctuations importantes vraisemblablement à mettre en relation avec des fluctuations des indices de recrutement liées à l'environnement (cohortes annuelles).

6.3.4. Structure démographique des captures.

6.3.4.1. Structure des débarquements.

Dans le cadre de plusieurs contrats européens, des échantillonnages des débarquements de calmars ont été réalisés par l'Université de Caen à la criée de Port-en-Bessin. Ils permettent d'estimer les poids débarqués par espèce. Robin (1999) estime que 80% des débarquements annuels des chalutiers à Port-en-Bessin sont constitués de *L. forbesi*.

Les mensurations effectuées dans le cadre de ces contrats montrent que pour les deux espèces, la composition en taille annuelle des débarquements est unimodale, avec un mode proche de 15 cm de LDM (fig. 6). Ainsi, les deux espèces, qui atteignent des tailles maximales sensiblement différentes, sont exploitées par les chalutiers aux mêmes gammes de taille. Par ailleurs, la forme unimodale des fréquences de taille s'accorde avec l'hypothèse d'un cycle de vie annuel de ces deux espèces en Manche.

6.3.4.2. Rejets.

Aucune donnée n'est disponible sur d'éventuels rejets de calmars par les chalutiers. Toutefois, étant exploités à tous les stades de leur développement, et aucune taille minimale commerciale n'étant imposée, on peut supposer qu'il y a peu de rejets de ces espèces. Par ailleurs, dans leur étude sur les rejets dans la pêche artisanale française de la Manche Occidentale, Morizur *et al.* (1996) n'ont pas noté de rejets de calmars.

6.3.5. Sélectivité des engins de pêche.

L'essentiel des captures est réalisé au chalut (maillage généralement utilisé de 80 mm, en fonction des espèces recherchées). Les captures annuelles correspondant à l'exploitation d'une cohorte unique, et les calmars constituant des captures accessoires, il ne semble pas que la question de la sélectivité des engins de pêche pour les calmars soit particulièrement pertinente.

6.3.6. Les compétitions entre métiers.

Les calmars sont exploités par un métier unique, le chalutage (qu'il soit hauturier ou côtier). Il n'y a donc pas de compétition entre métiers pour la pêche des calmars autre qu'une compétition directe pour la ressource. Les conflits entre arts dormants et arts traînants, pour l'exploitation d'autres espèces ou l'occupation de l'espace, relèvent d'une autre problématique.

6.4. L'état de la ressource.

6.4.1. Evolution de l'abondance.

Pierce *et al.* (1996) utilisent une méthode de Leslie pour estimer l'abondance du stock de la Manche et du sud de la mer du Nord (divisions CIEM VII d,e,g,h et IV c). Entre 1989 et 1993, ils estiment que l'abondance totale de la population fluctue entre 5 et 48 millions d'individus (*Loligo spp.*).

Robin *et al.* (1998) ont utilisé les débarquements par unité d'effort des chalutiers (DPUE) et des rendements moyens en nombre par trait issus de campagnes scientifiques de prospection (CGFS : Channel Ground Fish Survey) comme indices d'abondance par carré statistique dans la division CIEM VIIId. Entre 1993 et 1996, ces auteurs indiquent que ces deux indices montrent une décroissance faible de l'abondance, qui se retrouve à l'examen de l'évolution des rendements de pêche (fig. 5). Ces mêmes rendements de pêche ont augmenté au cours des années plus récentes (1998).

6.4.2. Evolution du taux d'exploitation.

L'évolution du taux d'exploitation n'est pas disponible. On peut seulement indiquer que l'effort de pêche des chalutiers de fond est resté relativement stable de 1990 à 1998.

6.4.3. Etat actuel de l'exploitation.

Aucune information récente n'est disponible pour proposer une estimation de l'état actuel de l'exploitation du stock.

6.4.4. Potentiels de production.

Non disponible.

6.5. Les mesures de gestion.

6.5.1. Mesures actuellement en vigueur.

Il n'existe pas actuellement de taille minimale commerciale pour les calmars. Les calmars loliginidés sont listés parmi les espèces cibles pour lesquelles le maillage minimal des chaluts en région 2 doit être de 32 mm sous réserve d'un pourcentage de 90 % de ces espèces dans les prises, ou de 70 mm sous réserve d'un pourcentage minimal de 35% d'espèces cibles dans les prises. En fait, les calmars sont essentiellement des prises accessoires des chalutiers de fond utilisant un maillage de 80 mm.

6.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

Pour les pêcheries chalutières multi-spécifiques de la Manche et de la mer Celtique, une gestion particulière adaptée à la pêcherie de calmars serait difficile à mettre en œuvre, vu son statut de prise accessoire et les fortes fluctuations inter annuelles des captures, surtout liées aux conditions environnementales. Les mesures de gestion et d'encadrement se font dans le cadre plus général de la diminution de l'effort dans le segment des chalutiers (Programmes d'Orientation Pluriannuels).

Cependant, dans le cas de pêcheries ciblant spécifiquement les calmars (pêcheries de chalutage pélagique en Atlantique Sud et dans le Pacifique), des mesures d'encadrement technique peuvent être mises en place : quotas, encadrement de la flotte (régulation de l'effort de pêche), fermetures de zones ou de périodes de pêche (O'Dor, 1998). Pour des espèces à cycle de vie annuel, le suivi exhaustif des captures, et l'évaluation du stock sur une base mensuelle voire hebdomadaire, sont alors nécessaires, mais difficiles à mettre en œuvre, tant d'un point de vue technique que financier.

6.6. Références bibliographiques.

Beddington J.R., Rosenberg A.A., Crombie J.A. et G.P. Kirkwood, 1990. Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Island waters. *Fish. Res.* **8**, 351-365.

Bettencourt V., Coelho L., Andrade J.P. et A. Guerra, 1996. Age and growth of the squid *Loligo vulgaris* of the south coast of Portugal, using statolith analysis. *J. Molluscan Stud.*, **62** (3), 359-366.

Boyle P.R. et G.J. Pierce, 1994. Fishery biology of north-east Atlantic squid: an overview. *Fish. Res.* **21**(1-2), 1-15.

Boyle P.R. et S. von Boletzky, 1996. Cephalopod populations : definition and dynamics. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, **351B**, 985-1002.

Campbell A.C. et J. Nicholls, 1979. Guide de la faune et de la flore littorales (mers d'Europe), Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 322 p.

- Collins M.A., Burnell G.M. et P.G. Rodhouse, 1995. Age and growth of the squid *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in Irish waters. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **75** (3), 605-620.
- Coelho M.L., Stobberup K.A., O'Dor R. et E.G. Dawe, 1994. Life history strategies of squid *Illex illecebrosus* in the northwest Atlantic. *Aquat. Living Resour.*, **7** (4), 233-246.
- Da Cunha M.M., Moreno A. et J.M.R. Pereira, 1995. Spatial and temporal occurrences of *Loligo spp.* in Portuguese waters. *ICES Doc. C.M.1995/K:33*, 16 p.
- Denis V., 2000. Variations spatio-temporelles d'abondance des Céphalopodes exploités depuis les côtes atlantiques françaises et influence des paramètres environnementaux. Th. Doc.Univ. Caen, 269 p.
- Dintheer C., Smith M.T., De Clerck R. et F. Coppin, 1995. BAHAMAS : base de données internationales en vue de l'évaluation biologique et économique des stocks de la Manche. Rapport final du Projet BIOECO 93.018, IFREMER/MAFF/RVZ, 164 p.
- Guerra A. et F. Rocha, 1994. The life history of *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in Galician waters (NW Spain). *Fish. Res.* **21** (1-2), 43-69.
- Holme N.A., 1974. The biology of *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in the Plymouth area. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **54** (2), 481-503.
- Jackson G.D., 1994. Application and future potential of statolith increment analysis in squids and sepioids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 2612-2625.
- Lipinski M.R., 1998. Cephalopod life cycles: patterns and exceptions, *In Cephalopod Biodiversity, Ecology and Evolution*, Payne A.I.L., Lipinski M.R., Clarke M.R. and M.A.C. Roeleveld (Eds), *S. Afr. J. mar. Sci.* **20**: 439-447.
- Lordan C. et J. Casey, 1999. The first evidence of offshore spawning in the squid species *Loligo forbesi*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **79** (2), 379-381.
- Moreno A. et J.M.F. Perreira, 1996. Age and growth of the squid *Loligo vulgaris* from Portuguese waters. *ICES Doc. C.M.1996/K14*, 17 p. (mimeo).
- Morizur Y., Pouvreau S. et A. Guérolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions IFREMER, Plouzané, France, 127 p.
- O'Dor R.K., 1998. Can understanding squid life-history strategies and recruitment improve management? *In Cephalopod Biodiversity, Ecology and Evolution*, Payne A.I.L., Lipinski M.R., Clarke M.R. and M.A.C. Roeleveld (Eds), *S. Afr. J. mar. Sci.* **20**: 193-206.
- Pierce G.J., 1995. Stock assessment with a thermometer: correlations between sea surface temperature and landings of squid (*Loligo forbesi*) in Scotland. *ICES Doc. C.M.1995/K21*, 8 p. (mimeo).
- Pierce G.J., Bailey N. et J.P. Robin, 1996. Stock assessment for *Loligo spp.* in the North East Atlantic, *ICES Doc. C.M.1996/K23*, 15 p. (mimeo).
- Pierce G.J., Boyle P.R., Hastie L.C. et L. Key, 1994a. The life history of *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in Scottish waters. *Fish. Res.* **21** (1-2), 17-41.
- Pierce G.J., Boyle P.R., Hastie L.C. et A.M. Shanks, 1994b. Distribution and abundance of the fished population of *Loligo forbesi* in UK waters: analysis of fishery data. *Fish. Res.* **21** (1-2), 193-216.
- Pierce G.J., Wang J., Bellido J.M., Waluda C.M., Robin J.-P., Denis V., Koutsoubas D., Valavanis V. et P.R. Boyle, 1998. Relationships between cephalopod abundance and environmental conditions in the Northeast Atlantic and Mediterranean as revealed by GIS. *ICES Doc. C.M.1998/M20*, 22 p. (mimeo).

- Quéro J.C. et J.J. Vayne, 1998. Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises, Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 256 p.
- Robin J.P., 1999. Contribution à l'étude de populations de céphalopodes exploitées par la pêche française, diplôme d'HDR, Université de Caen, 70 p. + annexes.
- Robin J.P. et E. Boucaud-Camou, 1995. Squid catch composition in the English Channel bottom trawl fishery: proportion of *Loligo forbesi* and *Loligo vulgaris* in the landings and length frequencies of both species during the 1993-1994 period. *ICES Doc. C.M.1995/K36*, 12 p. (mimeo).
- Robin J.P. et V. Denis, 1999. Squid stock fluctuations and water temperature: temporal analysis of English Channel Loliginidae. *J. Appl. Ecol.*, **36** (1), 101-110.
- Robin J.-P., Denis V. et A. Carpentier, 1998. Distribution and abundance indexes of East English Channel squid populations: comparison of commercial trawlers LPUE and CGFS research cruise data. *ICES Doc. C.M.1998/M22*, 12 p. (mimeo).
- Rodhouse P.G., Symon C. et E.M.C. Hatfield, 1992. Early life cycle of cephalopods in relation to the major oceanographic features of the Southwest Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **89** (2-3), 183-195.
- Rocha F. et A. Guerra, 1999. Age and growth of two sympatric squid *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* in Galician waters (north-west Spain). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **79** (4), 697-707.
- Roper C.F.E., Sweeney M.J. et C.E. Nauen, 1984. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO species catalogue*, **125**, vol. 3, 277 p.
- Tétard A., M. Boon *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. IFREMER BREST, 337 p.
- Waluda C.M. et G.J. Pierce, 1998. Temporal and spatial patterns in the distribution of squid *Loligo spp.* in United Kingdom waters *In Cephalopod Biodiversity, Ecology and Evolution*, Payne A.I.L., Lipinski M.R., Clarke M.R. and M.A.C. Roeleveld (Eds), *S. Afr. J. mar. Sci.* **20**: 323-336.
- Worms J., 1983. *Loligo vulgaris*. *In Cephalopod Life Cycles*, vol. 1, Species Accounts. Boyle P.R. (Ed.), Academic Press, London, 143-157.

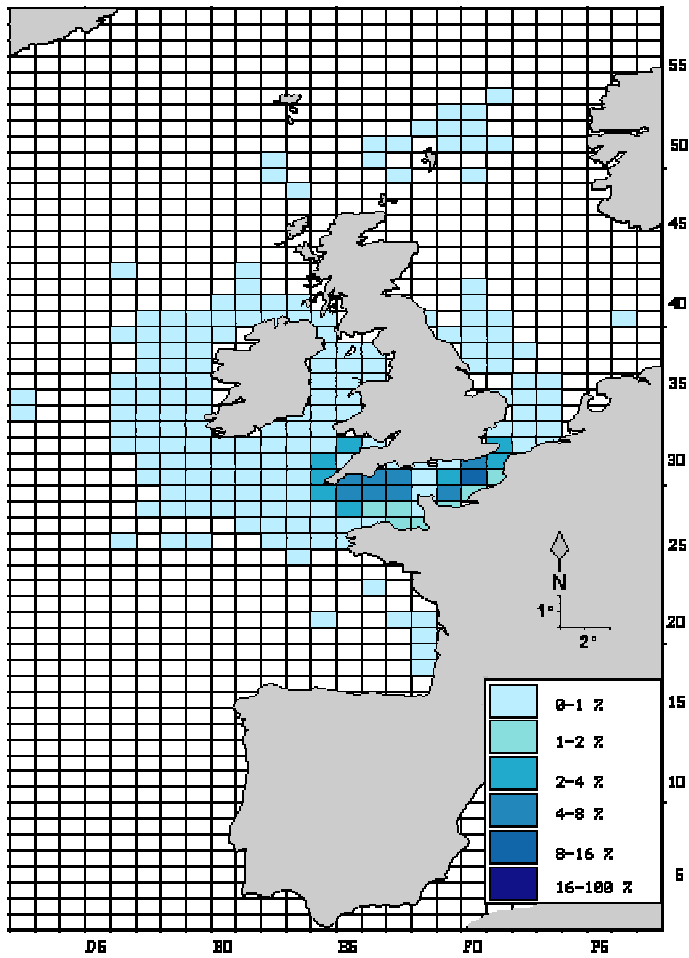


Figure 1 : Principales zones de captures de calmars des flottilles britanniques et françaises de Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

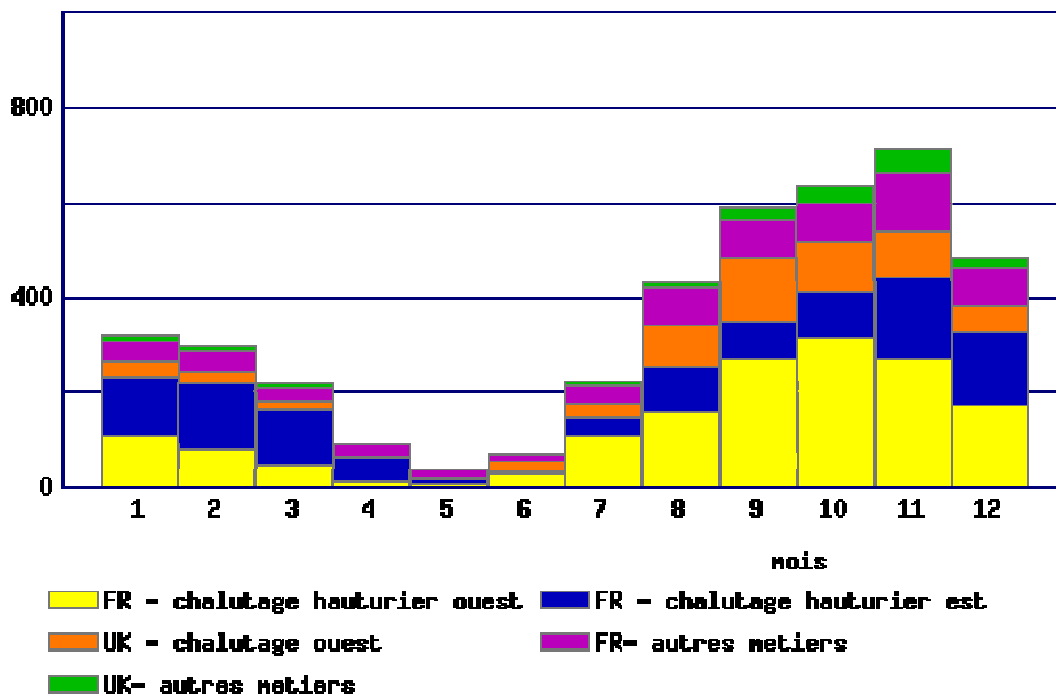


Figure 2 : Saisonnalité des débarquements de calmars (en tonnes), par métier en Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

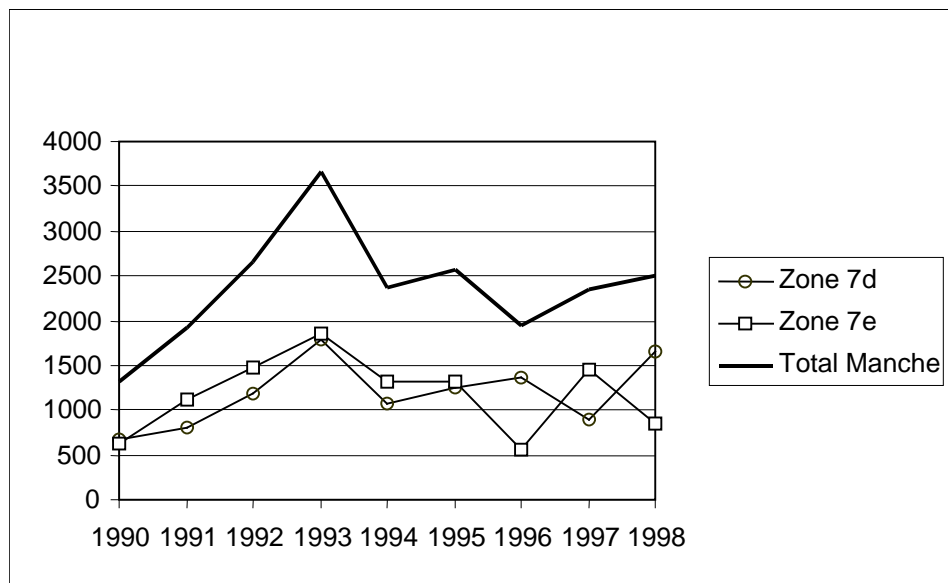


Figure 3 : Evolution des débarquements français (en tonnes) de calmars *Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi* dans les divisions CIEM VIIde (source : base statistiques nationale).

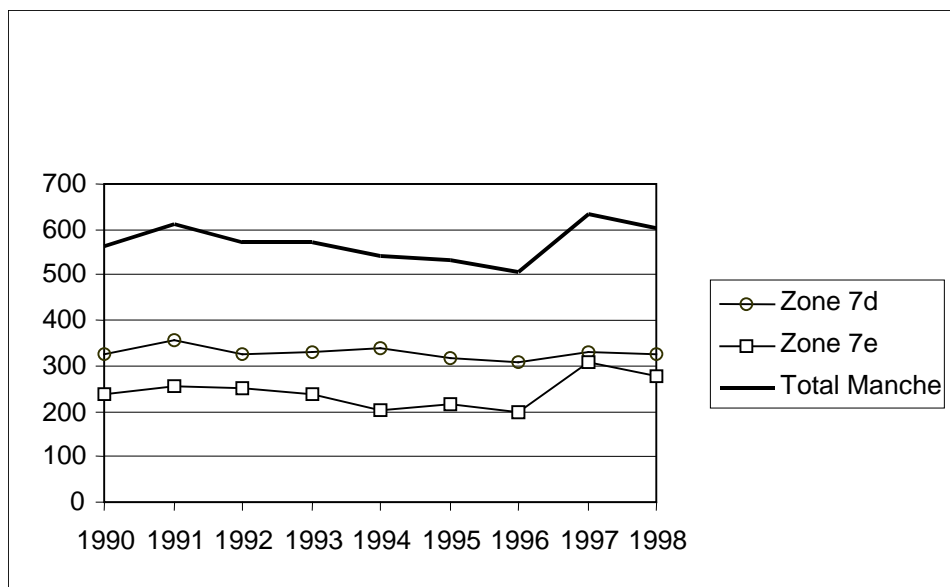


Figure 4 : Evolution de l'effort de pêche des chalutiers français (en milliers d'heures de chalutage) dans les divisions CIEM VIIId (Source : base statistiques nationale).

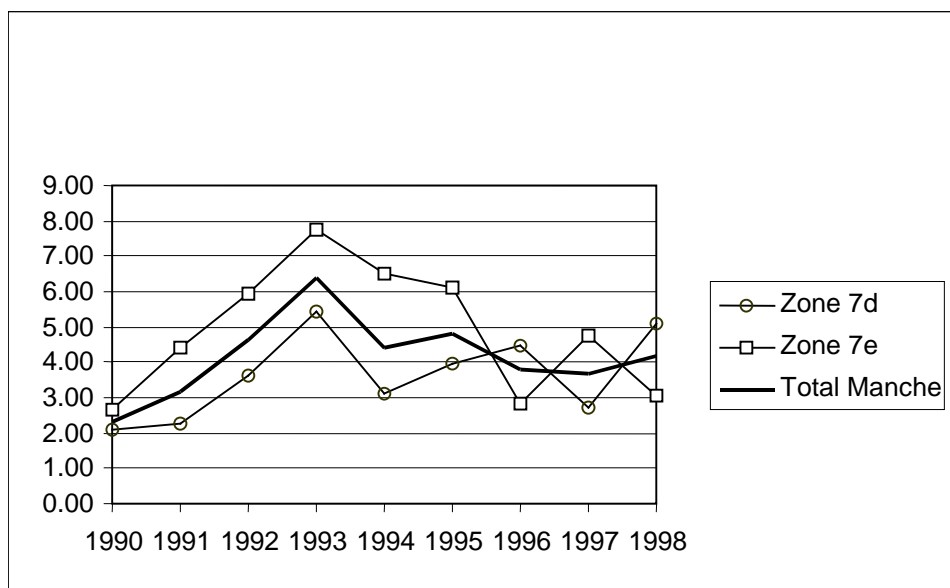


Figure 5 : Evolution des rendements des chalutiers français en calmars (tonnes par 1000 heures de pêche) dans les divisions CIEM VIIId (Source : base statistiques nationale).

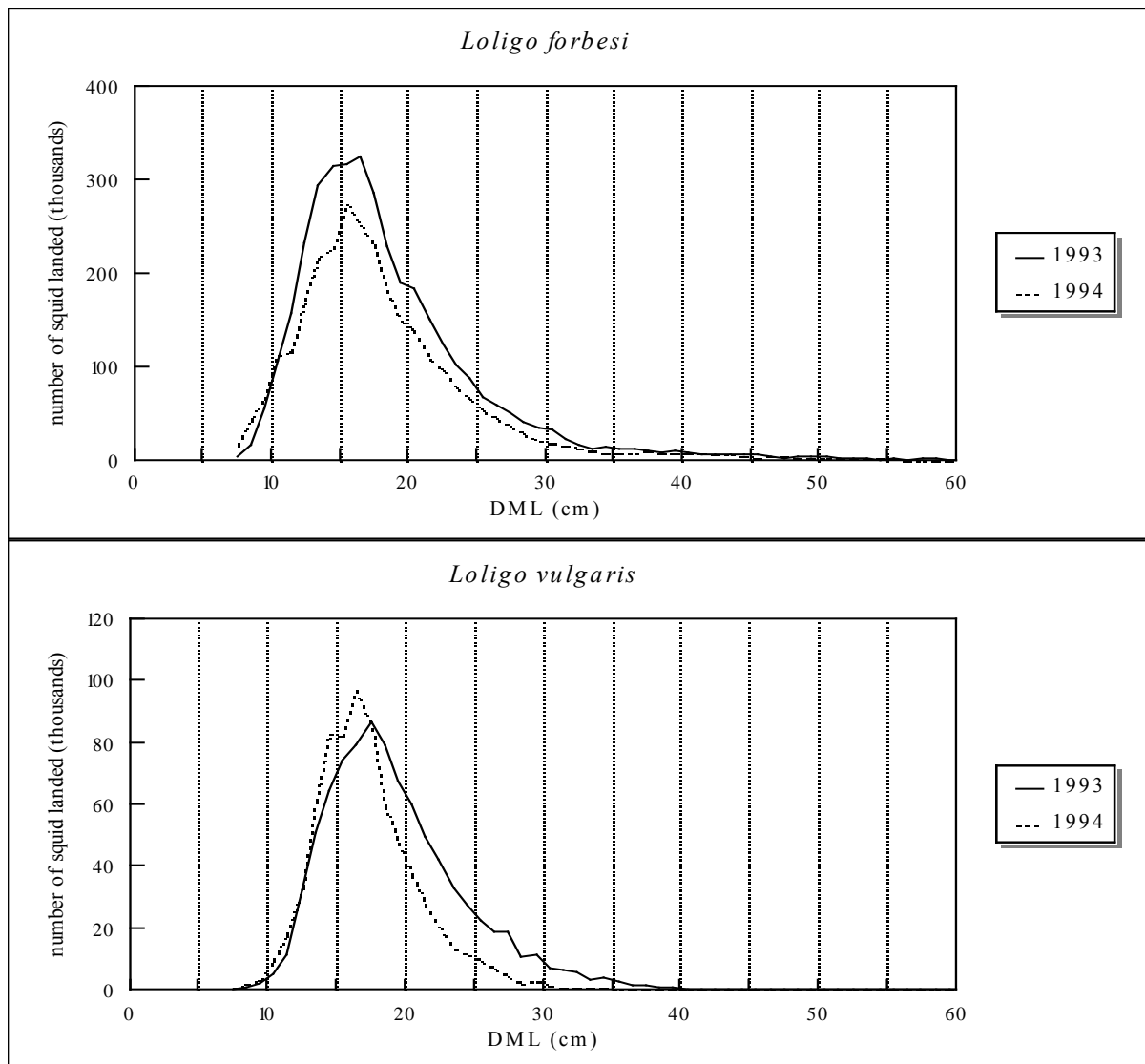


Figure 6 : Structure des débarquements de *Loligo spp.* des chalutiers de Port-en-Bessin (in Robin and Boucaud-Camou, 1995).

7. Les calmars (*Loligo sp.*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

A. Battaglia et A. Forest

Les débarquements de céphalopodes en provenance du golfe de Gascogne sont composés de plusieurs espèces qui ne sont pas toujours séparées sous les criées. Elles peuvent être regroupées en quatre catégories (Mesnil, 1977 ; Donoso-Perez et Forest, 1993) et qui sont répertoriés ainsi dans la base des statistiques de pêche nationale :

- ❑ Les seiches, où l'espèce *Sepia officinalis* domine largement ;
- ❑ Les calmars, essentiellement représentés par *Loligo forbesi* (calmar commun) et *Loligo vulgaris* (calmar veiné) ;
- ❑ Les encornets, moins importants, avec deux genres principaux (*Illex sp.* et *Todaropsis sp.*) ;
- ❑ Les poulpes (*Octopus vulgaris* et *Eledone cirrhosa*).

N'est retenu ici que le groupe des calmars, les seiches étant traitées par ailleurs, encornets et poulpes ne faisant pas l'objet de captures importantes dans le golfe de Gascogne. On notera également qu'une certaine confusion règne dans les dénominations dans la mesure où les termes « calmars » et « encornets » sont souvent utilisés indifféremment.

7.1. Considérations biogéographiques

7.1.1. Distribution géographique du stock

Dans l'Atlantique du nord-est *Loligo forbesi* se rencontre de la Scandinavie au Sénégal et aux Açores, ainsi qu'en Méditerranée ; la distribution géographique de *L. vulgaris* est similaire, mais il ne dépasse pas le nord des îles britanniques. Par ailleurs *L. forbesi* se localise à des profondeurs comprises entre quelques mètres et environ 250 m, tandis que *L. vulgaris* peut atteindre 400 m (Quéro et Vayne, 1998).

Le long des côtes européennes, *L. forbesi* peut être capturé depuis le nord de l'Ecosse, où il constitue la quasi-totalité des débarquements, jusqu'aux côtes portugaises et aux Açores ; *L. vulgaris* est rare dans les débarquements en provenance de la partie septentrionale des îles britanniques, alors qu'il domine dans les eaux espagnoles et portugaises (Denis, 2000).

Dans le golfe de Gascogne, les deux espèces cohabitent et sont présentes sur l'ensemble du plateau continental. L'exploitation des données des campagnes de recherche de l'Ifremer (campagnes EVHOE, fig. 1) montre que *L. vulgaris* se distribue principalement dans les eaux côtières, tandis que *L. forbesi* est plus au large, ce qui confirme les observations de divers auteurs (Anon., 1989 ; Marco, 1996).

Des analyses génétiques réalisées sur *L. forbesi* indiquent que les populations des Açores d'une part, de Rockall et des Féroé d'autre part peuvent être distinguées, mais elles ne mettent pas en évidence l'existence de stocks différents pour le reste de la zone de distribution ; pour *L. vulgaris*, ce type d'analyses permet d'individualiser les populations de la Méditerranée orientale et semble indiquer une structuration en stocks entre le nord et le sud de l'aire de répartition en Atlantique (Anon., 2000).

7.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Les connaissances actuelles ne permettent pas de délimiter des populations avec précision ; en particulier, les relations des populations du golfe de Gascogne avec celles de Manche et du plateau Celtique sont inconnues, mais il semble que la distribution géographique des populations dépasse le golfe de Gascogne. Il s'agirait donc de stocks dont l'exploitation est partagée entre différents pays membres de l'Union européenne sur l'ensemble des plateaux continentaux, y compris dans la zone des 12 milles. Pour des raisons pratiques, seules les pêcheries du golfe de Gascogne sont présentées ici, celles de la Manche l'étant par ailleurs.

7.2. Données biologiques

7.2.1. Description du cycle de vie

La biologie des calmars reste encore mal connue, et l'essentiel de ce qui suit n'est pas spécifique au golfe de Gascogne. Un point aussi fondamental que la durée du cycle de vie reste encore l'objet d'incertitudes. Ainsi, si certains auteurs considèrent un cycle annuel (Holmes, 1974 ; Boyle et Pierce, 1994 ; Denis, 2000), pour d'autres la durée de ce cycle pourrait être de 18 mois, voire plus, certains individus ne se reproduisant qu'au cours de leur deuxième année d'existence (Mesnil, 1977 ; Roper *et al.*, 1984 ; Quéro et Vayne, 1998). Quelle que soit la durée du cycle, une majorité des individus ne se reproduit qu'une fois avant de mourir (phénomène de semelparité).

Certains aspects du cycle vital de *Loligo forbesi* ont été étudiés dans les eaux britanniques et écossaises (Lum-Kong *et al.*, 1992). C'est une espèce d'eaux subtropicales et tempérées qui évite les températures inférieures à 8,5 °C. Selon Boyle et Pierce, 1994, la reproduction a lieu essentiellement entre décembre et mai dans les eaux côtières de l'ensemble de la zone de distribution ; cependant, la capacité de reproduction reste faible toute l'année ; l'émission des œufs semble s'effectuer par lots successifs ; la fécondité annuelle serait comprise entre 1 000 et 23 000 œufs par femelles. Après l'accouplement, la femelle pond des œufs contenus dans des cartouches gélatineuses qui se fixent sur différents supports (Quéro et Vayne, 1998).

Dans les eaux irlandaises (Collins *et al.*, 1995), les deux sexes du calmar veiné (*Loligo forbesi*) atteignent leur maturité sexuelle avant l'âge de 10 mois, soit 56 cm de longueur totale pour les mâles et 41 cm pour les femelles. Au moins dans certains secteurs (Féroé, Gaar, 1987), la ponte a lieu toute l'année, avec un maximum en hiver et un autre en été. Tous les individus meurent après la ponte de l'hiver.

Dans les eaux européennes, des femelles matures de *L. forbesi* ont été trouvées depuis les Shetland jusqu'en Manche, ainsi qu'à l'ouest de l'Irlande et de la Bretagne (Anon., 2000).

Il existe une forte relation entre la durée du développement de l'œuf et les conditions environnementales (Denis, 2000).

Dans les pêcheries commerciales, les juvéniles de *Loligo forbesi* apparaissent en abondance en avril, puis entre mai et octobre, ce qui paraît difficilement conciliable avec une période de ponte unique située entre décembre et mai (Boyle et Pierce, 1994).

Par ailleurs, des voies de migrations (ou des niches écologiques) spécifiques pourraient être à l'origine de taux de croissance très différents selon les populations (Boyle et Pierce, 1994), rendant ainsi difficile l'analyse des structures démographiques des captures.

Le calmar commun (*Loligo vulgaris*) est une espèce semi-pélagique vivant sur le plateau en bancs de tailles relativement proches ; chaque individu se déplace avec des mouvements coordonnés à celui du groupe. L'animal adopte ce mode de vie grégaire à partir de quelques semaines après l'éclosion, lorsque les individus ont atteint une taille de plusieurs centimètres (Quéro et Vayne, 1998). L'espèce effectuerait des migrations qui l'amènerait depuis le large du Portugal jusqu'aux côtes françaises au printemps, puis en mer du Nord où elle se reproduirait en mai – juin à des profondeurs de –20 à –80 m ; une migration vers le sud prendrait place à l'automne (Roper *et al.*, 1984). La reproduction aurait lieu entre décembre et mai (Boyle et Pierce, 1994) ; dans les eaux européennes, des femelles de *L. vulgaris* prêtes à pondre sont capturées tout le long des côtes entre la Manche et le Portugal (Anon., 2000). Pour d'autres auteurs (Worms, 1983) le calmar commun commence à se reproduire vers 18 à 22 cm de longueur totale (manteau de 12 à 18 cm) pour les femelles et de 22 à 24 cm de longueur totale (manteau de 17 à 19 cm) pour les mâles. La ponte a lieu presque toute l'année, avec un maximum au printemps vers la côte et un autre en automne. La fécondité est comparable à celle de *L. forbesi*. La période de recrutement à la pêche se situerait principalement entre mai et septembre, ce qui est cohérent avec la période de reproduction.

Selon Quéro et Vayne (1998), et comme chez *L. forbesi*, après l'accouplement, la femelle pond des « cartouches » gélatineuses contenant jusque près d'une centaine d'œufs. Ces cartouches sont collées sur divers supports (anfractuosités, branchages, etc).

Les calmars sont carnivores et consomment essentiellement des poissons, des crustacés et des polychètes ; le cannibalisme est fréquent (Roper *et al.*, 1984).

7.2.2. Paramètres biologiques

7.2.2.1. Relation taille poids

Des relations entre taille et poids ne semblent pas avoir été publiées pour les calmars du golfe de Gascogne. Les paramètres fournis par Dorel *et al* pour la zone nord Espagne (division VIIIc) sont inclus dans les tableaux ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	a	b
Dorel <i>et al</i> , 1998	Nord Espagne (division VIIIc)	Longueur du manteau	M	$146,3 \cdot 10^{-3}$	2,4430
			F	$106,4 \cdot 10^{-3}$	2,5660

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour *Loligo forbesi* ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur du manteau en cm).

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	a	b
Dorel <i>et al</i> , 1998	Nord Espagne (division VIIIc)	Longueur du manteau	M	$159 \cdot 10^{-3}$	2,3702
			F	$109 \cdot 10^{-3}$	2,5390

Tableau 2 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour *Loligo vulgaris* ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

Selon Quéro et Vayne (1998) chez *Loligo forbesi* les mâles peuvent atteindre 1,5 m (soit 90 cm de longueur de manteau), les femelles 60 cm (soit 40 cm de longueur de manteau). Chez *L. vulgaris*, les tailles maximales sont moins élevées (50 cm, soit 30 à 40 cm de longueur de manteau). Cependant, dans les captures commerciales, les individus atteignent rarement ces extrêmes.

7.2.2.2. Croissance

Comme tous les céphalopodes, la croissance du calmar commun (*Loligo vulgaris*) est très rapide : il atteint une longueur totale de 10 cm (longueur de manteau de 7 cm) à l'âge de 3 mois. A la fin de leur première année, les mâles sont légèrement plus grands que les femelles. Ces dernières atteignent leur taille maximale de 25 cm de longueur de manteau (soit 34 cm de longueur totale) dans leur deuxième année de vie alors que les mâles mesurent jusqu'à 35 cm de longueur de manteau (45 cm de longueur totale), ce qui correspond à un âge plus élevé (Quéro et Vayne, 1998).

Selon Guerra et Rocha (1994), dans les eaux de la Galice, la croissance de *Loligo forbesi* est également très rapide et la longévité ne semble pas dépasser 1 an ½. Les juvéniles nés en février ont une longueur de manteau de 11,5 cm au début du mois de juin. Puis la croissance des mâles devient plus rapide que celle des femelles et en novembre, ils atteignent la longueur de manteau de 30 cm contre 25 pour les femelles. On note qu'il y a plus de mâles dans les grandes tailles que de femelles

7.2.2.3. Reproduction

Des ogives de maturité sexuelle ont été établies par Houles (1996) pour les femelles des deux espèces à partir de données collectées en octobre pendant une campagne de l'Ifremer (Campagne EVHOE 1995) en utilisant un modèle logistique :

$$P_{LDM} = \frac{1}{1 + e^{(-bLDM+a)}}$$

avec LDM , longueur du manteau, P_{LDM} pourcentage d'individus matures pour la longueur de manteau LDM .

Les résultats sont fournis dans le tableau ci-dessous. Ils indiquent notamment que la taille à première maturité est de 19,4 cm pour les femelles de *L. forbesi*, de 17,9 cm pour celles de *L. vulgaris*.

Espèce	Nbre de couples de points	a	b	LDM ₅₀	r ²
<i>Loligo forbesi</i> femelle	20	-21,0194	1,08037	19,4	0,84
<i>Loligo vulgaris</i> femelle	27	-17,5029	0,9841	17,9	0,85

Tableau 3 : Paramètres des ogives de maturité sexuelle des femelles de *Loligo forbesi* et *L. vulgaris* dans le golfe de Gascogne (Houles, 1996).

Pour les mâles, l'ajustement d'une courbe logistique aux observations est plus difficile, ce qui pourrait provenir du fait que chez les deux espèces la distribution en tailles présentent en fait deux modes différents (Boyle et Pierce, 1994).

7.2.2.4. Recrutement

Il n'existe pas de données sur le recrutement des calmars. D'une manière générale, les céphalopodes sont des espèces à vie courte dont le recrutement est très dépendant des conditions environnementales. Le maximum observé dans l'évolution des rendements des chalutiers en 1994 pourrait être dû à un recrutement plus abondant.

7.2.2.5. Mortalité naturelle

Les calmars ont une mortalité naturelle très forte, massive après la reproduction, avec un cycle de vie très court. Aucune donnée n'est disponible sur la valeur de la mortalité naturelle des juvéniles et des adultes dans le golfe de Gascogne. Pour l'évaluation de stocks des deux espèces, Perce *et al* (1996) utilisent des valeurs comprises entre 0,025 et 0,26 par mois, correspondant à des valeurs annuelles de 0,3 à 3,12.

7.3. Les pêcheries

7.3.1. Les pêcheries françaises

La quasi-totalité des débarquements de calmars en provenance du Golfe est effectuée par les chalutiers et sur la période 1996-1998, quatre ports se partagent les débarquements importants de calmars en provenance du golfe de Gascogne : Les Sables d'Olonne (23 % des débarquements), Arcachon (11 %), Le Guilvinec (10 %) et La Rochelle (9 %).

7.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'y a pas de pêcheries étrangères dirigées sur les calmars dans les eaux françaises du golfe de Gascogne. Cependant, ces espèces font partie des captures accessoires des chalutiers belges et espagnols exploitant les espèces démersales et de fond.

7.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

7.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Comme le montre la figure 2 et le tableau ci-dessous, l'essentiel des apports internationaux de calmars du golfe de Gascogne provient des flottilles françaises. Ces apports fluctuent assez largement sur la période 1993 - 1999, avec un maximum de près de 3 000 t en 1994.

Années	Belgique	UK	France	Espagne	Total
1993	36	94	1202	33	1365
1994	17	96	2253	558	2924
1995	40	55	1565	196	1856
1996	46	46	1419	418	1929
1997	14	68	1489	505	2076
1998	49	8	1185	282	1524
1999	49 ¹	0	1185 ¹	406	1640 ¹

Tableau 4 : Evolution des apports internationaux de calmars en provenance du golfe de Gascogne (source : Anon., 2000) (¹ données provisoires).

La quasi-totalité des débarquements français provient des chalutiers (fig. 4). Après un maximum en 1994, les prises ont eu globalement tendance à diminuer.

Les apports français sont répartis sur toute l'année, avec un maximum d'octobre à mars (fig. 5). Dans la division VIIIa du CIEM, il existe un maximum secondaire en mai. Cette saisonnalité très marquée diffère légèrement entre les chalutiers du large (maximum d'octobre à mars, c'est à dire pendant la période de pêche de la seiche par cette flottille) et les chalutiers côtiers (maximum d'août - septembre à décembre) ; il est cependant difficile de mettre en relation ces différences avec les connaissances sur les cycles biologiques de ces espèces (Donoso-Perez et Forest, 1993).

7.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Un effort de pêche spécifique pour les navires recherchant des calmars n'est pas disponible dans la mesure où il s'agit d'une pêcherie mixte. Les figures 6 et 7 montrent que le nombre de navires débarquant des calmars du golfe de Gascogne et le nombre de marées qu'ils ont effectuées tendent à diminuer au cours de la période 1990 - 1998.

7.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les débarquements par marée analysés entre 1990 et 1998 montrent d'assez fortes variations inter - annuelles, avec un maximum en 1994, sans qu'apparaisse de tendance nette. Les rendements se situent aux alentours de 220 kg par marée.

7.3.4. Structure démographique des captures

7.3.4.1. Structure des débarquements

Aucun échantillonnage n'étant effectué en criée, la composition spécifique par espèce et les structures démographiques des débarquements ne sont pas disponibles.

7.3.4.2. Rejets

Aucune donnée n'est disponible sur les rejets en calmars dans le golfe de Gascogne. Toutefois, aucune taille minimale au débarquement n'existe et compte tenu d'une valeur au débarquement assez élevée, on peut supposer qu'ils sont peu importants.

7.3.5. Les compétitions entre métiers

Les migrations entre le large et la côte du calmar commun favorisent la capture des juvéniles par les chalutiers côtiers. Pour cette espèce, il pourrait donc y avoir interactions entre les pêcheries du large, plutôt dirigées vers les adultes et celles plus côtières qui exploiteraient, au moins à certains moments de l'année, des juvéniles. Le calmar veiné est distribué plus au large et de ce fait est surtout capturé par les chalutiers du large. Ces informations demanderaient toutefois à être confirmées.

7.4. L'état de la ressource

Les approches classiques de l'analyse quantitative ne sont pas adaptées aux caractéristiques biologiques des céphalopodes, dont la mortalité naturelle est très forte, massive après la reproduction, et le cycle de vie très court. Les fluctuations naturelles de l'abondance peuvent être de grande amplitude et indépendantes, dans une certaine mesure, de la pression de la pêche. Par ailleurs, dans le golfe de Gascogne, plusieurs espèces de calmars sont capturées en même temps, alors qu'elles ont des caractéristiques biologiques relativement différentes. Une évaluation des stocks nécessiterait de mettre en place des procédures d'échantillonnages des débarquements permettant de les séparer.

En dehors des rendements des chalutiers français, qui montrent une certaine stabilité au cours des années récentes, aucune donnée n'est disponible sur l'état des ressources en calmars dans le golfe de Gascogne, ni sur les potentiels de production.

7.5. Les mesures de gestion

7.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Les Loliginidés, famille à laquelle appartiennent *Loligo forbesi* et *L. vulgaris*, sont cités dans le règlement CE 850/98 instaurant des mesures techniques pour la protection des juvéniles d'organismes marins parmi le groupe d'espèces pour lequel le maillage minimal des chaluts peut être de 32 mm (sous réserve d'un pourcentage de 90 % d'espèces cibles dans les captures). Par contre, cette famille n'apparaît pas dans la liste des espèces pour lesquelles un maillage particulier est utilisable pour les engins fixes ; le maillage général (supérieur ou égal à 100 mm) s'applique donc aux calmars.

Il n'existe ni limitation des captures ni taille minimale au débarquement.

7.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Actuellement, aucune donnée sur l'évolution de l'abondance des ressources en calmars et sur l'état de l'exploitation n'est disponible pour le golfe de Gascogne. Par ailleurs, les évaluations de stocks se heurtent à un grand manque de connaissances sur des aspects fondamentaux de la biologie de ces espèces (durée du cycle de vie, migrations, délimitation des stocks...).

Les calmars constituent une des composantes d'une pêcherie plurispécifique visant les espèces démersales au chalut de fond. Par ailleurs, les conditions environnementales semblent être la cause principale des fluctuations de leur abondance. La stratégie d'exploitation qui semble la plus appropriée serait donc de capturer les calmars adultes en profitant des années de forte abondance. Les mesures de gestion et d'encadrement se font principalement dans le cadre plus général de la diminution de l'effort de pêche rendu nécessaire par l'état d'autres ressources majeures.

Pour maximiser les apports de calmars, il serait toutefois nécessaire de protéger les juvéniles se trouvant dans les nurseries côtières. A cet égard, l'encadrement et la réduction du chalutage dans la zone des trois milles (notamment lorsqu'il utilise des petits maillages) seraient bénéfiques pour les pêcheries exploitant les calmars adultes.

7.6. Références bibliographiques

- Anon., 1989. Evaluation des ressources halieutiques de l'ouest de l'Europe (EVHOE) par campagnes de chalutages programmés. Rapp. contrat DG XIV/Ifremer, 88/1210834/BF,
- Anon., 2000. Report of the working group on cephalopod fisheries and life history. Cons. int. Explor. Mer, CM 2000/G : 04, 61 p.
- Boyle, P.R. & G.J. Pierce., 1994. Fishery biology of Northeast Atlantic squid : an overview. *Fish. Res.* **21**: 1-15.
- Collins M.A., Burnell G.M. & Rodhouse P.G., 1995. Age and growth of the squid *Loligo forbesi* (Cephalopoda : Loliginidae) in Irish waters. *J. mar. biol. Ass. U.K.* **75**, 605-620.
- Denis, V., 2000. Variations spatio-temporelles d'abondance des Céphalopodes exploités depuis les côtes atlantiques françaises et influence de paramètres environnementaux. Thèse Doc. Univ. Caen: Univ. Caen Bases-Normandie, 269 p.
- Donoso-Perez, J. & A. Forest., 1993. Analyse des pêcheries françaises de céphalopodes dans le golfe de Gascogne (division VIII du CIEM). Cons. int. Explor. Mer, CM 1993/K : 51, 16 p.
- Dorel D., Cadiou Y et Porcher P., 1998. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Document interne disponible sur le réseau informatique Ifremer.
- Gaar E., 1987. An investigation of the squid *Loligo forbesi* Steenstrup on Faroe Bank. ICES-CM-1987/K:18, 9 p.
- Guerra A. & Rocha F., 1994. The life history of *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* (Cephalopoda : Loliginidae) in Galician waters (NW Spain) . Special issue : Fishery Biology of Northeast Atlantis Squid., *Fish.Res.* **21**, 43-69.

- Holmes, N.A., 1974. The biology of *Loligo forbesi* Steenstrup (Mollusca : Cephalopoda) in the Plymouth area. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **54**: 481-503.
- Houles, J., 1996. Maturation sexuelle des loliginidés du golfe de Gascogne. Analyse des échantillons de la campagne EVHOE 959 et comparaison avec les cycles biologiques des populations de la Manche. Mém. maîtrise: Univ. Caen, 15 p.
- Marco, G., 1996. Distribution spatiale des calmars dans le golfe de Gascogne en octobre/novembre. Mém. Maîtrise: Univ. Caen, 21 p.
- Mesnil, B., 1977. L'exploitation des céphalopodes. Situation et perspectives. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.* n° 265, 1-21.
- Pierce G.J., 1995. Stock assessment with a thermometer: correlations between sea surface temperature and landings of squid (*Loligo forbesi*) in Scotland. *ICES Doc. C.M.1995/K21*, 8 p. (mimeo).
- Quéro, J.C. & J.J. Vayne., 1998. Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises. Les encyclopédies du naturaliste. Delachaux et Niestlé ed. Lausanne - Paris, 256 p.
- Roper, F.E., M.J. Sweeney & C.E. Nauen., 1984. FAO species catalogue. Vol. 3. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. Synopsis: 277 p.
- Worms J., 1983 – *Loligo vulgaris*. In Cephalopod Life Cycles, Volume 1. Edited by P.R. BOYLE, Academic Press, 1983.

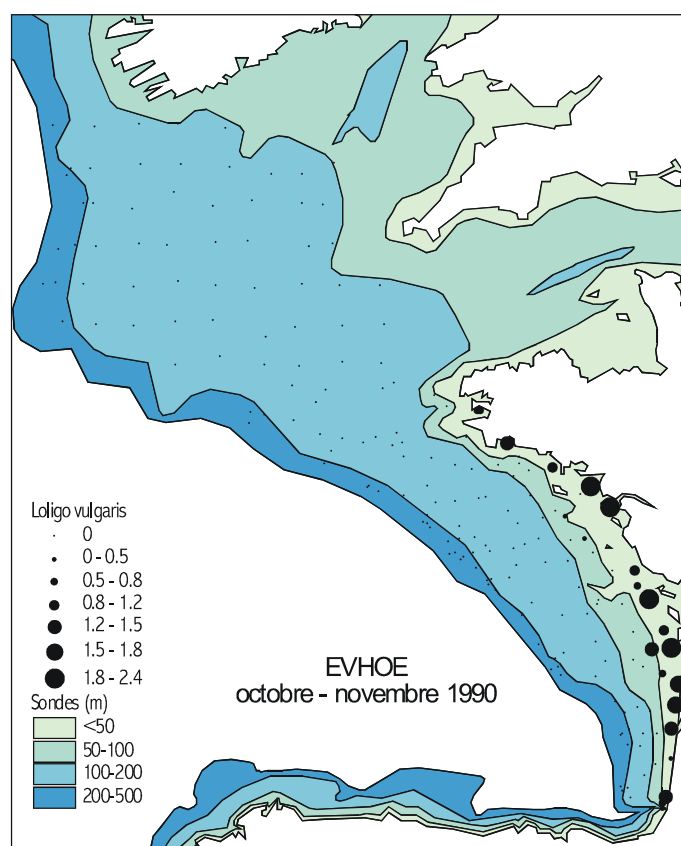
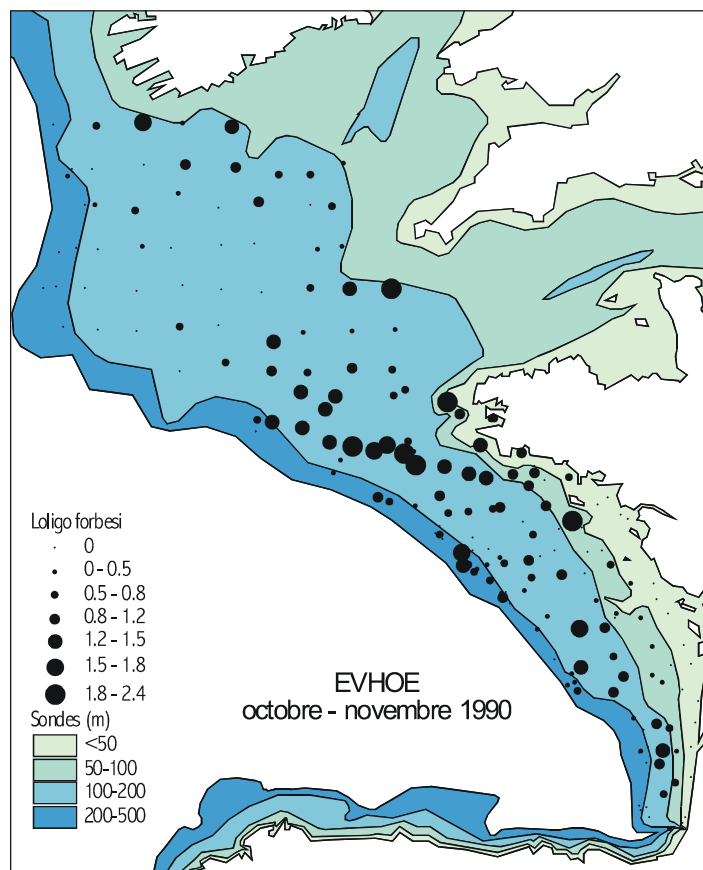


Figure 1 : Distributions géographiques de *Loligo forbesi* et de *Loligo vulgaris* observée à l'automne 1990 au cours de la campagne EVOHE (J.C. Poulard, *comm. pers.*).

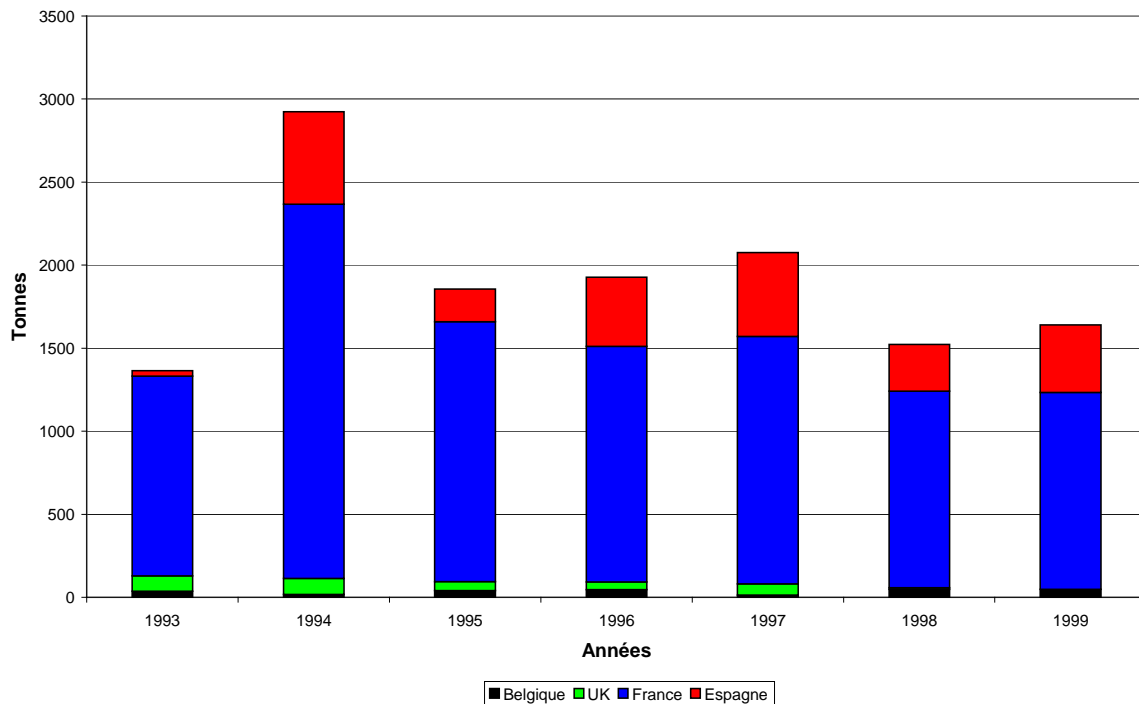


Figure 2 : Evolution des débarquements par pays de calmars en provenance du golfe de Gascogne (source : CIEM).

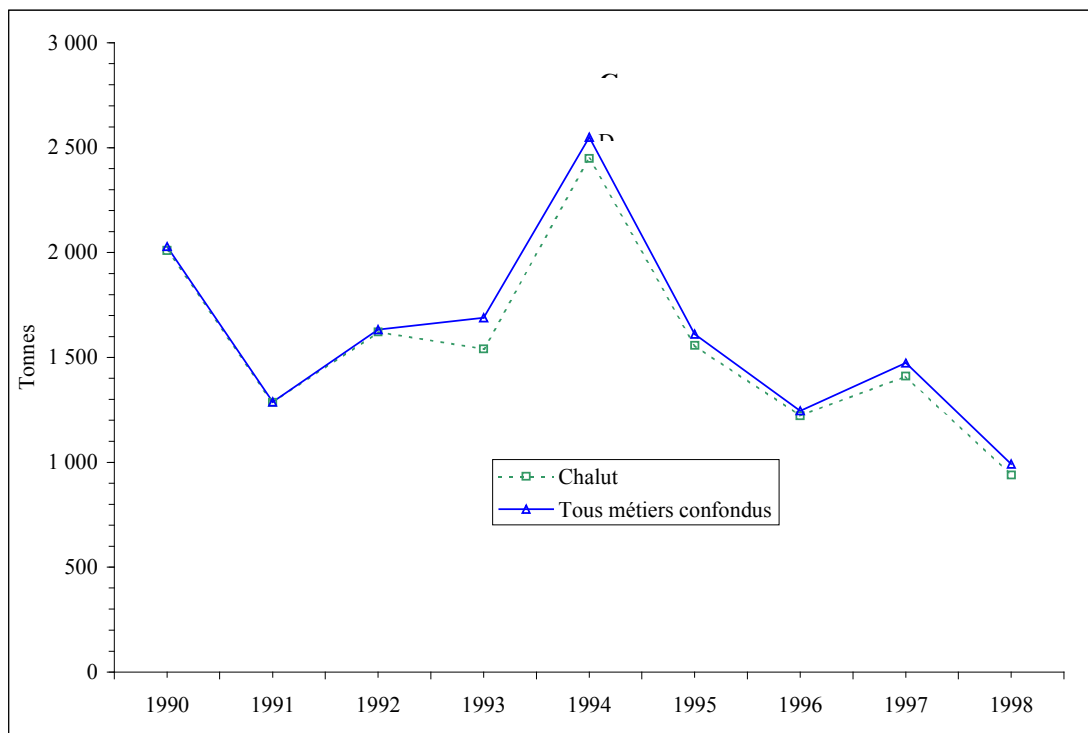


Figure 3 : Evolution des débarquements français de calmar du golfe de Gascogne par métier de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

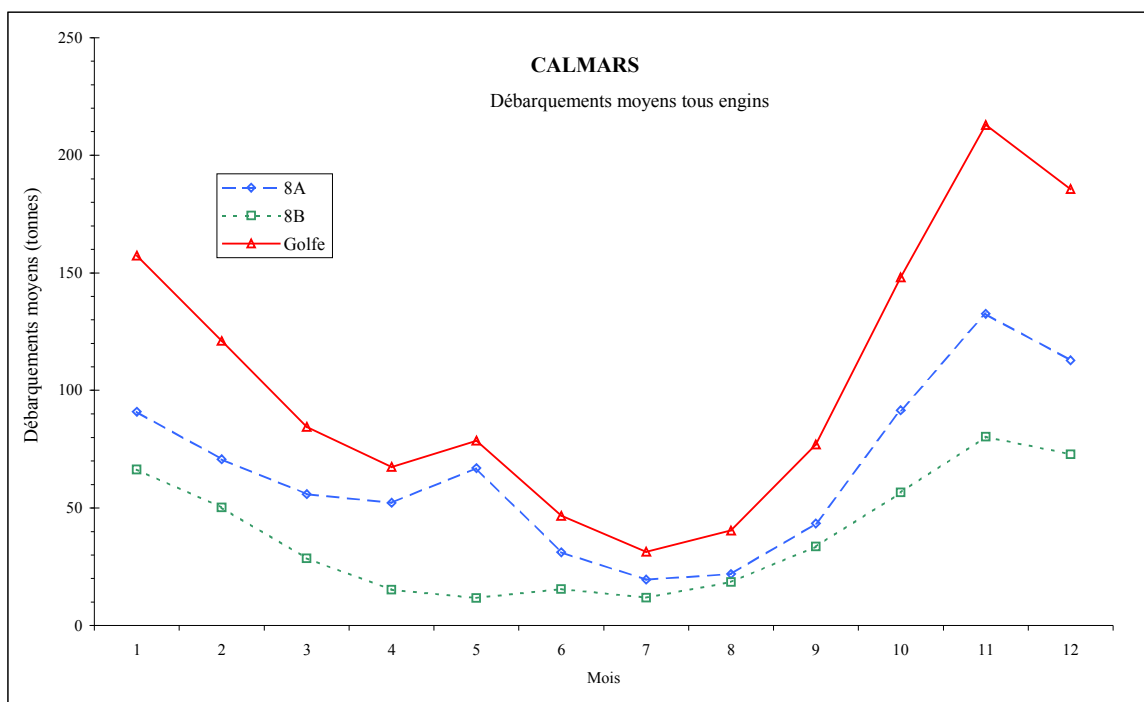


Figure 4 : Evolution mensuelle des débarquements de calmars en provenance du golfe de Gascogne (moyenne 1980-1998, tous métiers confondus).

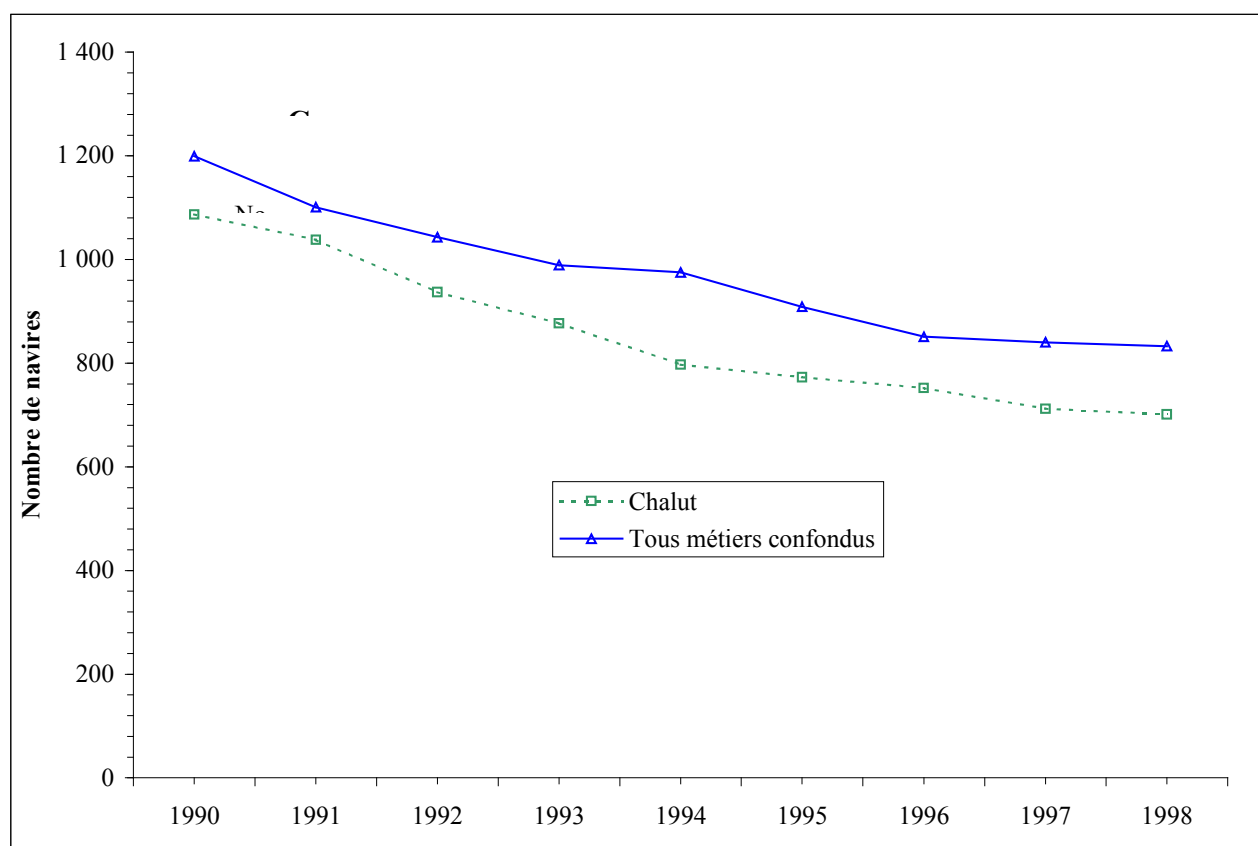


Figure 5 : Evolution du nombre de navires français ayant débarqué des calmars du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

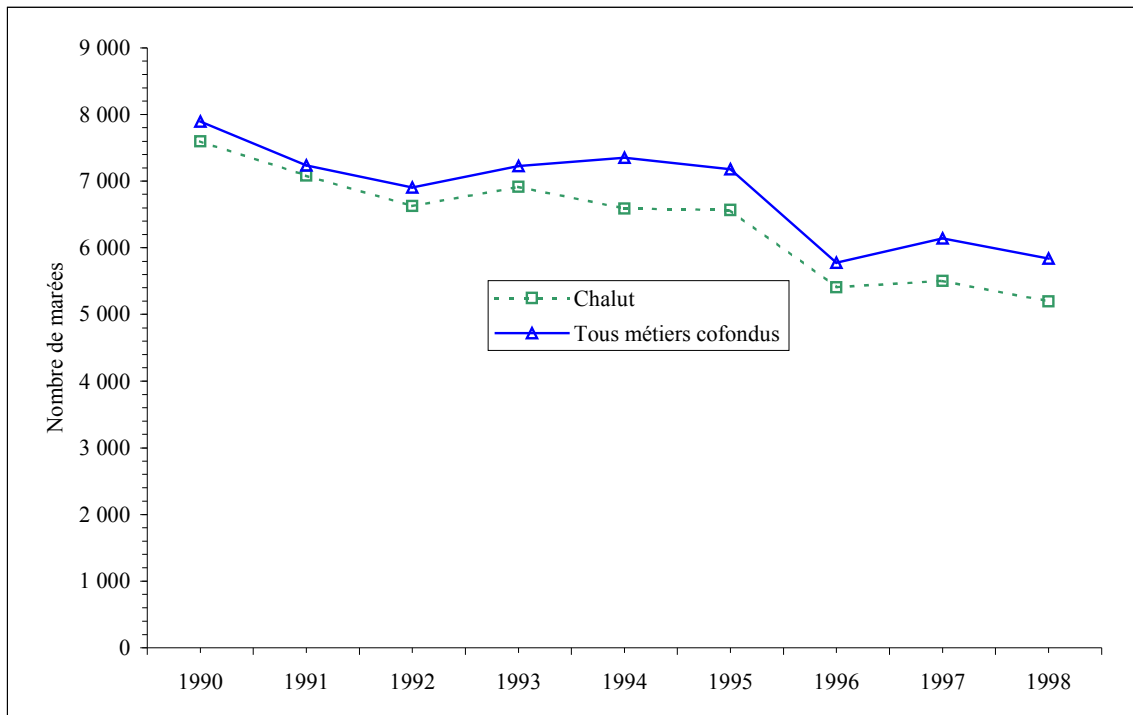


Figure 6 : Evolution du nombre de marées effectuées par les navires ayant débarqué du calmar du golfe de Gascogne de 1990 à 1998.

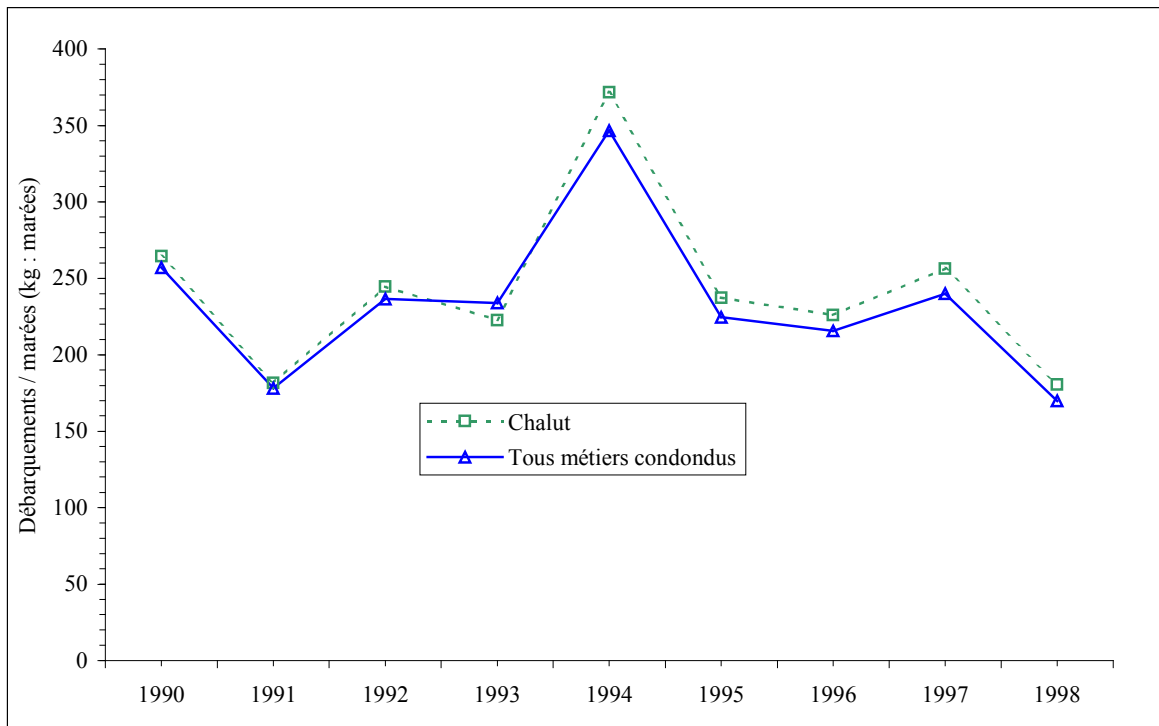


Figure 7 : Evolution des rendements par marée des navires ayant débarqué des calmars du golfe de Gascogne entre 1990 et 1998.

8. La dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*) de Manche (divisions VI de du CIEM).

Eric Foucher

8.1. Considérations biogéographiques.

8.1.1. Distribution géographique du stock.

La dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*, Linné 1758), encore appelée griset, est une espèce semi pélagique vivant sur le plateau continental. Elle est largement répandue dans l'Atlantique nord-est, depuis la Norvège au nord jusqu'aux îles Canaries au sud, bien que relativement rare dans la mer du Nord et absente de la Baltique (Wheeler, 1969 ; Anon., 1993 ; Dunn, 1999).

Des concentrations de dorades grises sont connues en Manche, mais il n'a pas été possible d'établir s'il s'agit d'un stock séparé, ou d'une partie d'un stock unique plus large (Pawson, 1995). Cependant, des différences de croissance observées entre les dorades du golfe de Gascogne et celles de Manche laissent envisager l'existence de 2 stocks séparés, un stock « Manche » et un stock « golfe de Gascogne » (Pérodou et Nédélec, 1982). Une étude sur l'identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche (Anon., 1993) indique que la dorade grise est considérée en Manche comme une espèce « résidente », vu sa présence tout au long de l'année dans les captures.

8.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

On considèrera qu'il n'existe qu'un seul stock en Manche (fig. 1 et 2). En fonction de la période du cycle de vie, les dorades grises peuvent se trouver au large ou très près des côtes (période de reproduction). Ainsi, cette espèce peut être capturée dans les eaux territoriales, françaises, britanniques ou des îles anglo-normandes, comme dans les eaux communautaires hauturières (Manche ouest, mer Celtique). Il s'agit donc d'un stock entièrement localisé dans les eaux de l'Union européenne mais dont l'exploitation est partagée entre différents Etats membres.

8.2. Données biologiques.

8.2.1. Description du cycle de vie.

Le cycle biologique du griset est très particulier. Il présente en effet un hermaphrodisme protogyne, chaque individu changeant de sexe au cours de sa vie (Soletchnik, 1982, 1983 ; Ramos-Miranda, 1996). A leur première maturité sexuelle, toutes les dorades deviennent ainsi femelles adultes à un âge compris entre 2 et 4 ans (à une taille d'environ 20 cm). Puis un changement de sexe se produit progressivement, et à 7-8 ans (taille de l'ordre de 35 cm) toutes les dorades sont mâles. Les plus gros mâles (45 cm) peuvent avoir 20 ans. Les dorades grises d'autres stocks, autour des îles Canaries (Pajuelo et Lorenzo, 1999) et en Méditerranée (Dulcic et Kraljevic, 1996) présentent des caractéristiques biologiques comparables.

En Manche ouest, la période de ponte débute au printemps, avril le long des côtes bretonnes et mai autour des îles anglo-normandes (Anon., 1993). Soletchnik (1982) signale une période de reproduction tardive (septembre et octobre) en baie de Seine. Au printemps (avril-juin), les mâles quittent les bancs pour créer des nids sur le fond. Les œufs, pondus dans ces nids par une ou plusieurs femelles, seront défendus par les mâles pendant toute la période d'incubation, d'une dizaine de jours (Quéro et Vayne, 1997). Les zones de nidification sont généralement des fonds de graviers fins dans les eaux côtières entre 20 et 30 m de profondeur.

Les dorades grises ont un comportement grégaire semi-pélagique, les bancs se trouvent près du fond et dans la zone littorale en été. Après la période de reproduction, les mâles rejoignent les bancs et se nourrissent dans les eaux côtières qu'ils quittent en fin d'automne pour hiverner en Manche occidentale, à l'ouest d'une ligne reliant Aurigny à Start Point au Royaume-Uni, à des profondeurs allant de 50 à 100 mètres. A partir d'avril et mai, elles sont capturées en eaux peu profondes au large des îles anglo-normandes, puis elles migrent vers l'est au cours des mois suivants, en suivant les côtes françaises et anglaises. Il est probable qu'elles atteignent le sud de la mer du Nord en juillet. Pendant l'été, les grisets demeurent en Manche orientale, par groupes bien localisés (Soletchnik, 1982), qui alimentent des pêcheries démersales au large de Boulogne, Dieppe et Port-en-Bessin

(juillet à novembre). Le retour vers les zones d'hivernage de la Manche ouest a lieu à la fin de l'automne (Anon., 1993).

8.2.2. Paramètres biologiques.

8.2.2.1. Relation taille poids.

Plusieurs auteurs proposent des relations tailles/poids pour la dorade grise (tabl. ci-dessous). Péroudou et Nédélec (1982) et Soletchnik (1982) proposent des relations tailles/poids saisonnières, différentes selon l'état physiologique des individus.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Péroudou et Nédélec (1982)	VIIe (trimestre 1)	Longueur totale	M +F	2 339	$0,6630 \cdot 10^{-3}$	3,2435
	VIIe (trimestre 4)		M +F	834	$0,8587 \cdot 10^{-3}$	3,1852
Soletchnik (1982)	Manche (printemps)	Longueur totale	M +F		$7,97 \cdot 10^{-3}$	3,49
	Manche (été)		M +F		$14,37 \cdot 10^{-3}$	3,11
	Manche (automne)		M +F		$18,09 \cdot 10^{-3}$	2,99
	Manche (hiver)		M +F		$11,19 \cdot 10^{-3}$	3,27
Dorel (1986)	Manche	Longueur totale	M+F	1199	$9,82 \cdot 10^{-3}$	3,14136
Dunn (1999)	Manche		M +F	215	$21 \cdot 10^{-3}$	2,94

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la dorade grise ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

8.2.2.2. Croissance.

La dernière étude réalisée sur la croissance de la dorade grise en Manche a été menée par Ramos-Miranda (1996). Les paramètres de l'équation de Von Bertalanffy ont été ajustés à partir de 2 078 individus provenant de Manche est et ouest. Les données ont été collectées pendant plusieurs années afin de déterminer une croissance moyenne indépendante de la variabilité inter-annuelle.

La croissance de la dorade grise est très rapide, puisqu'elle atteint la moitié de sa longueur asymptotique dès l'âge de 2 ans (22 cm). Péroudou et Nédélec (1982) ont trouvé des paramètres de croissance similaires en Manche ouest. Par contre, Quéro et Wayne (1997) notent des tailles maximales supérieures (46 cm), ainsi que Dulcic et Kraljevic (1996) dans la mer Adriatique ($L_{\infty} = 47,7$ cm, $K = 0,178 \text{ an}^{-1}$, $t_0 = -0,27$ an).

Les paramètres de croissance obtenus en Manche sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Sexe	L_{∞}	$K(\text{an}^{-1})$	t_0 (années)
Péroudou et Nédélec (1982)	M+F	41,25	0,22	-1,156
Ramos Miranda (1996)	M+F	42,17	0,20	-1,41

Tableau 2 : Paramètres de la croissance de la dorade grise en Manche selon divers auteurs.

8.2.2.3. Reproduction.

La reproduction a été étudiée par divers auteurs (Péroudou et Nédélec, 1980 ; Soletchnik, 1981, 1982). En deçà de 20 cm, les dorades sont immatures. Entre 21 et 26 cm, 90 % des individus deviennent matures, et 50 % le sont vers 24 cm (L_{50}) soit vers 3 ans. Au delà de 25 cm, soit à partir de quatre ans environ, le sexe s'inverse et les femelles se transforment en mâles.

8.2.2.4. Recrutement.

On ne dispose pas d'indice de recrutement pour ce stock. Cependant, il semble qu'il soit très variable, et que de fortes classes d'âges arrivent de façon intermittente dans la pêcherie (Dunn, 1999).

8.2.2.5. Mortalité naturelle.

La mortalité naturelle de la dorade grise n'est pas connue précisément. Dans les quelques travaux établissant un diagnostic sur l'état du stock (Ramos-Miranda, 1996), elle est fixée arbitrairement à $M=0,2$. Se basant sur la méthode de Pauly (1980), Dunn (1999) calcule une valeur de $M=0,38$. Il estime néanmoins que ce résultat apparaît élevée, et qu'une mortalité naturelle de 0,15 semble plus raisonnable.

8.3. Les pêcheries.

8.3.1. Les pêcheries françaises.

La dorade grise est une espèce qui peut être capturée par divers engins. Selon Péroudou et Nédélec (1980) jusqu'au milieu des années soixante-dix, elle était traditionnellement exploitée dans les eaux littorales par les petits métiers (lignes, palangres, pêcheries fixes). C'est à cette période que s'est développé le chalutage pélagique essentiellement à partir des ports de Boulogne, Dieppe, Fécamp et Cherbourg pour la Manche. Actuellement, la dorade grise est ciblée par les chalutiers pélagiques en Manche ouest, et constitue une espèce accessoire pour le chalutage de fond, côtier et hauturier (Tétard, Boon *et al.*, 1995). Les principales zones de pêche sont en Manche occidentale autour des îles anglo-normandes, essentiellement en hiver, et en Manche orientale à proximité des côtes anglaises au printemps.

En Manche ouest, le chalutage pélagique est pratiqué à la fin du premier trimestre (mars et avril) par une quarantaine d'unités, travaillant souvent en couple (chalutage en bœuf). Ils sont immatriculés dans les quartiers proches des zones de concentrations (Cherbourg, Saint-Brieuc), mais viennent également du golfe de Gascogne (Les Sables d'Olonne, La Turballe et Bayonne en particulier). Les deux espèces cibles sont le bar et la dorade grise. Le maillage utilisé est généralement de 80-90 mm. Globalement, le chalutage de fond en Manche ouest (côtier comme hauturier) occupe plus de 300 unités, venant des principaux ports situés en Manche ouest comme en Manche est (Port-en-Bessin). La dorade grise n'est pas particulièrement recherchée.

En Manche est, la dorade grise est capturée comme prise accessoire du chalutage côtier en été, mais également du chalutage pélagique ciblant le maquereau (avec un maillage de 40 mm).

Enfin, des dorades grises peuvent également être capturées, toujours comme prises accessoires, par la pêche palangrière (fosse centrale au large d'Aurigny) ciblant le bar, le congre et la lingue franche (Dintheer *et al.*, 1995 ; Dunn *et al.*, 1996).

8.3.2. Les pêcheries étrangères.

La pêche chalutière côtière démersale du Royaume-Uni capture comme prises accessoires des dorades grises en Manche est (Tétard, Boon *et al.*, 1995 ; Dunn, 1999). La pêche est saisonnière (fig. 3), d'avril à août, avec des prises maximales en mai. Depuis 1995, les chalutiers démersaux britanniques travaillent dans les eaux côtières en bœuf (Dunn, 1999).

8.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

8.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Selon Dunn (1999), les captures internationales de dorade grise ont été d'environ 1 000 t/an entre 1985 et 1987 avant d'atteindre 2 000 t/an entre 1988 et 1991, puis de revenir aux environs de 1 000 t/an jusqu'en 1994. Les données pour les années plus récentes sont incomplètes, mais il semble que la production ait augmenté fortement en 1995 et 1996.

Alors qu'ils étaient très faible avant 1985, entre 1986 et 1996, les débarquements britanniques fortement augmenté, passant de moins de 50 t à 625 t en 1996 suite au développement du chalutage de fond en bœuf (Dunn, 1999).

Pour la France, les valeurs de production fournies dans le tableau ci-dessous pour la période 1990 – 1998 sont issues de la base statistiques nationale. Elles correspondent aux productions françaises sous criée où se fait l'essentiel des débarquements et reflètent donc assez bien les tendances récentes de la pêche.

Bien que leurs fluctuations soient importantes, avec un pic en 1993 suivi d'une chute jusqu'en 1995, les débarquements totaux, tous métiers confondus, montrent une tendance globale à l'augmentation (tabl. ci dessous, fig. 4 et 5). Cette augmentation est particulièrement marquée pour les productions des chalutiers pélagiques en Manche ouest.

Le chalutage, de fond et pélagique, représente l'essentiel des apports, les autres métiers capturant des dorades grises (palangres, filets) sont marginaux.

Année	Indéfini		Chalut de fond		Chalut pélagique		Palangres		Filets		Total		
	Vlld	Vlle	Vlld	Vlle	Vlld	Vlle	Vlld	Vlle	Vlld	Vlle	Vlld	Vlle	Manche
1990	0	0	549	179	258	209	0	13	0	10	807	411	1217
1991	0	0	587	532	200	403	0	6	0	8	787	950	1737
1992	0	0	827	464	140	389	0	7	0	13	967	874	1840
1993	0	0	884	776	192	348	0	8	0	5	1075	1138	2214
1994	0	17	544	729	160	220	0	12	0	2	704	981	1685
1995	35	13	475	525	107	342	0	10	0	3	617	893	1510
1996	103	30	605	531	98	597	0	4	0	2	806	1164	1970
1997	0	50	562	610	89	908	0	5	0	2	651	1576	2227
1998	0	43	826	949	197	583	0	4	0	7	1022	1587	2610

Tableau 3 : Evolution des débarquements français de dorade grise par métier (en tonnes) dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

Avec des débarquements de l'ordre de 2 000 t/an, la pêche est nettement moins importante que ce qu'elle a pu être dans le passé. En effet, selon Péroudou et Nédélec (1980), ils ont atteint environ 4 000 t/an à la fin des années 80, avec le développement du chalutage pélagique.

Les principaux ports de pêche pour les débarquements de dorades grises sont Granville, Cherbourg, Port-en-Bessin et Boulogne-sur-mer (tabl. ci-dessous).

Année	Boulogne-sur-Mer			Port-en-Bessin			Cherbourg			Granville			Autres			TOTAL		
	Fond	Pél.	Total	Fond	Pél.	Total	Fond	Pél.	Total	Fond	Pél.	Total	Fond	Pél.	Total	Fond	Pél.	Total
1990	112	104	216	211	49	261	102	106	209	104	203	307	198	5	202	727	467	1195
1991	211	89	301	283	14	297	178	82	260	151	376	527	295	43	337	1119	604	1722
1992	318	99	418	412		430	205	14	219	64	385	449	292	32	323	1291	529	1820
1993	385	124	509	590	18	654	290	18	308	61	313	374	335	67	401	1660	540	2200
1994	187	81	268	430	64	513	304	105	408	101	72	172	253	58	311	1274	380	1654
1995	123	60	183	265	84	295	169	105	274	224	191	414	221	10	231	1001	449	1450
1996	139	21	159	291	30	311	163	4	167	221	565	786	322	75	398	1136	695	1831
1997	197	41	239	285	20	329	207	78	285	199	828	1027	285	30	315	1173	997	2169
1998	190	43	233	520	44	564	209	87	296	463	581	1044	394	24	418	1775	780	2555

Tableau 4 : Débarquements français de dorade grise (en tonnes) par métier de chalutage (fond et pélagique) et par port de pêche (Source : base statistiques nationale).

8.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

Il n'a pas été possible de dissocier l'effort alloué spécifiquement à la pêche des dorades grises de l'effort total d'un métier dans le cadre de cette étude (effort total en heures de chalutage par division CIEM).

On peut cependant noter que l'effort de pêche des chalutiers demersaux est resté relativement stable de 1990 à 1998 (fig. 6). Par contre, l'évolution de l'effort des chalutiers pélagiques est très différent selon les zones (fig. 7). En Manche est il a diminué de moitié au cours de cette période, mais il a pour espèces cibles le hareng et le maquereau, les dorades grises ne constituant qu'une prise accessoire. Inversement, l'effort des chalutiers pélagiques ciblant le bar et la dorade grise a pratiquement triplé en Manche ouest à partir de 1995 ; bien que les statistiques officielles ne soient pas disponibles, cette tendance s'est confirmée en 1999 et 2000, avec l'arrivée sur zone de chalutiers pélagiques de la Turballe, des Sables d'Olonne et de Bayonne travaillant en bœuf (10 paires en 2000).

8.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

Les rendements des chalutiers de fond ont été fluctuants de 1990 à 1998, avec un pic marqué en Manche ouest en 1994. Ils ont globalement suivi la même tendance en Manche est comme ouest : après une augmentation de 1,3 tonnes à près de 3 tonnes pour 1 000 heures de pêche entre 1990 et 1993, ils se sont relativement stabilisés entre 2 tonnes et 2,5 tonnes à partir de 1994 (fig. 8). Les rendements des chalutiers pélagiques en Manche est (fig. 9) sont restés relativement stables, alors qu'ils sont très fluctuants en Manche ouest, avec un pic très marqué en

1995, bien que l'existence d'une cohorte particulièrement abondante ni de concentrations fortes n'aient été signalées dans la littérature.

8.3.4. Structure démographique des captures.

8.3.4.1. Structure des débarquements.

Les débarquements des chalutiers (source : données 1994 *In* Ramos-Miranda, 1996) présentent une structure démographique plurimodale (fig. 10). L'essentiel des individus a une taille comprise entre 21 et 32 cm, pour des âges de 2 à 6 ans. Il s'agit en majorité d'individus femelles. Les individus mâles de plus de 35 cm, taille moyenne d'inversion sexuelle, sont relativement rares.

8.3.4.2. Rejets.

Morizur *et al.* (1996) signalent d'importants rejets de dorades grises, en particulier par les chalutiers côtiers de nord Bretagne. Il s'agit dans ce cas essentiellement d'individus juvéniles, capturés sur les zones de nourricerie avec des chaluts à petits maillages (50-60 mm). A partir de plusieurs embarquements sur des chalutiers en Manche ouest, Ramos-Miranda (1996) montrent que les chalutiers côtiers rejettent surtout des juvéniles de groupes d'âge 0 et I. Les chalutiers pélagiques rejettent des individus pré-adultes de groupe II (fig. 11), qui n'ont pas encore atteint la taille minimale commerciale.

Il faut cependant indiquer que ces observations ont été réalisées lorsqu'une taille minimale au débarquement de 23 cm était en vigueur (cette mesure a été abrogée par le nouveau texte réglementaire européen à partir de 2000). L'impact de l'abrogation de cette taille minimale n'est pas connu.

8.3.5. Sélectivité des engins de pêche.

L'essentiel des captures est réalisé au chalut (le maillage utilisé dans ces pêcheries est généralement de 80 à 100 mm, en fonction des espèces recherchées). Les paramètres de la courbe de sélection ne sont pas disponibles.

8.3.6. Les compétitions entre métiers.

En se basant sur l'étude des diagrammes de mortalité par pêche par métier, Ramos-Miranda (1996) montre qu'il existe des interactions entre métiers. Les chalutiers côtiers démersaux à l'ouest exploitent les dorades grises, en tant que prise accessoire, plutôt à la fin du printemps. Ces pêcheries génèrent des rejets importants, en particulier de juvéniles de 6 à 15 cm (voir chapitre précédent). Les chalutiers pélagiques exploitent cette espèce à la fin de l'hiver et au début du printemps, mais les individus ciblés ont plus de 23 cm, et les rejets d'individus plus petits semblent limités ; ces observations sont cependant en contradiction avec celles de Morizur *et al.* (1996) qui indiquent que les rejets de petits griset par le chalutage pélagique sont importants et pourraient représenter jusqu'à 40 % des individus capturés. Par contre, le chalutage hauturier en Manche est, ainsi que le chalutage britannique, exploitent préférentiellement des individus adultes de plus de 25 cm. Il y a donc potentiellement compétition entre ces différents métiers avec un impact négatif des captures et rejets de juvéniles sur le niveau des captures potentielles. Ainsi, et toujours selon le même auteur, une réduction de l'effort de pêche des chalutiers côtiers sur les aires de nourriceries (golfe normand-breton et baie de Saint-Brieuc) permettrait de limiter les captures de juvéniles et serait bénéfique en terme de rendement par recrue, et une interdiction de la pêche sur ces zones pourrait entraîner une augmentation de 40% des rendements globaux.

8.4. L'état de la ressource.

8.4.1. Evolution de l'abondance.

Il n'y a pas d'information disponible sur l'évolution de l'abondance des dorades grises en Manche ouest. En Manche orientale, Carpentier et Coppin (1999) ont calculé un indice d'abondance à partir des captures réalisées lors des campagnes océanographiques CGFS (Channel Ground Fish Survey). Cet indice d'abondance est très fluctuant d'une année à l'autre (fig. 12), avec 2 pics très nets en 1990 et 1997 qui ne coïncident pourtant pas avec une quelconque augmentation des captures ni des rendements en Manche orientale (fig. 4, 5, 8 et 9). Ces variations s'expliquent en fait par la présence en 1997 d'un groupe 0 très abondant, représentant près de 50% des captures réalisées pendant cette campagne.

8.4.2. Evolution du taux d'exploitation.

Il n'existe pas de donnée permettant un suivi précis du taux d'exploitation. Il faut cependant signaler que cette exploitation s'est fortement intensifié à partir du milieu des années soixante-dix avec le développement du chalutage pélagique.

8.4.3. Etat actuel de l'exploitation.

Selon les évaluations de stocks faites par Ramos-Miranda (1996) à partir de données de 1994, la mortalité par pêche est élevée, y compris sur les juvéniles. Les analyses de rendements par recrue indiquent que cette mortalité dépasse largement celle qui permettrait d'obtenir la production maximale et que la biomasse des reproducteurs est également basse (moins de 3 % de la biomasse vierge).

Les résultats de Dunn (1999) vont également dans le sens d'une mortalité par pêche élevée, de l'ordre de 0,4 en 1994.

Aucune information récente n'est disponible pour proposer une estimation de l'état actuel de l'exploitation du stock. De plus, aucune clé taille-âge n'est réalisée à ce jour. Il n'est donc pas possible de connaître de manière pluriannuelle la structure démographique des captures, ce qui ne permet pas d'effectuer un suivi du devenir des cohortes.

8.4.4. Potentiels de production.

Dunn (1999) considère que l'estimation de la biomasse de grisets disponible en Manche est incertaine. Toutefois, à l'aide d'un modèle global généralisé de Pella et Tomlinson (1969), il estime que la biomasse du stock varie entre 1 500 à 12 000 tonnes selon les années (entre 1988 et 1995). Les captures variant de 600 à 1 500 tonnes, on obtiendrait un taux moyen d'exploitation global de l'ordre de 10 à 30%.

Par ailleurs, Pérodou et Nédélec (1980), dès le début de l'intensification de l'exploitation ont attiré l'attention sur le fait que les stocks de dorades grise étaient fragiles. En effet, leur abondance peut diminuer fortement sans baisse des rendements des navires de pêche (comportement en bancs de l'espèce). De plus, compte tenu d'une vitesse de croissance relativement faible, le taux de renouvellement de la biomasse est assez bas. Ces constats ont amené ces auteurs à préconiser une réduction immédiate de l'effort de pêche et des captures afin d'éviter que le stock ne tombe en dessous d'un seuil critique et qu'il ne puisse alors plus se reconstituer.

8.5. Les mesures de gestion.

8.5.1. Mesures actuellement en vigueur.

Au niveau européen, il n'existe pas à l'heure actuelle de mesures de gestion particulières pour le stock de dorade grise de Manche. Cependant, les dorades (sparidés) sont citées dans la liste des espèces cibles pour lesquelles le maillage minimal des chaluts est de 80 mm (règlement CE 850/98). La taille minimale au débarquement de 23 cm a été supprimée en 2000. A cette taille, la majorité des individus sont matures, et supposés être tous femelles.

8.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

Ainsi que le note Pérodou et Nédélec (1980), les caractéristiques biologiques des dorades grises font que ce sont des stocks relativement fragiles. C'est en effet un poisson grégaire, et une variation de son abondance peut affecter le nombre et la répartition des bancs sans modification des rendements des navires. Par ailleurs il est indispensable de conserver des individus âgés (donc des mâles) pour éviter un déficit en reproducteurs.

Un des problèmes auquel est confronté cette pêcherie est la forte mortalité par pêche subie par les juvéniles en zone côtière. Une réduction de l'effort de pêche des chalutiers côtiers sur les aires de nourriceries et en baie de Granville permettrait de limiter les captures de juvéniles et pourrait entraîner une augmentation des rendements globaux. Un tel scénario n'est toutefois guère envisageable, pour un métier ciblant d'autres espèces, et ne capturant la dorade grise, de faible valeur commerciale, que comme prise accessoire. Il pose néanmoins la question du chalutage dans la zone des trois milles, dont l'interdiction fait l'objet de nombreuses dérogations pouvant entraîner des impacts importants sur les ressources et les métiers ciblant les adultes.

Un second volet de la gestion de ce stock est le maintien d'une biomasse minimale de reproducteurs devant minimiser les risques d'effondrement du recrutement. Compte tenu de la biologie particulière de cette espèce, il semble que ce soit le stock de mâles qui pourrait être un facteur limitant. En effet, même dans un stock

inexploité, et en supposant un recrutement constant, le nombre de mâles est inférieur à celui des femelles. Selon Dunn (1999), pour une mortalité naturelle $M=0,15$, dans une population vierge, 37% des individus seraient des mâles. Selon les données disponibles (Ramos-Miranda, 1996, Dunn, 1999), ce pourcentage serait actuellement très bas, en dessous de 5 %, ce qui correspondrait à 1 mâles pour 19 femelles. Cependant, on ne connaît pas le nombre de femelles qui peuvent être fécondées avec succès par un seul mâle. Ces questions demeurent encore du domaine de la recherche, et il est impossible actuellement de suggérer une valeur de biomasse minimale de mâles susceptible d'assurer le succès de la reproduction.

Il n'existe pas de groupe de travail *ad hoc* pour la dorade au niveau du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). Les données qui permettraient de réaliser une évaluation des stocks sont très parcellaires, tant au niveau des débarquements que des efforts alloués par métier, et du suivi de la structure démographique des captures (pas d'échantillonnage des captures). Une évaluation annuelle de la ressource et des conditions de son exploitation n'est donc pas possible, ce qui exclu une gestion par un système de TAC révisé annuellement. Un TAC conservatoire serait cependant possible, son seul objectif étant de participer à la limitation de l'expansion de la pêcherie.

Enfin, il est difficile d'envisager des mesures de gestion pour le stock de dorades grises de Manche sans mettre en parallèle la gestion du stock de bar, deux espèces très fortement associées dans les captures du chalutage pélagique.

8.6. Références bibliographiques.

Anon., 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, 93-023, 256 p.

Carpentier A. et F. Coppin, 1999. Campagnes expérimentales de chalutage en Mer du Nord et Manche Orientale. Volume II, les campagnes CGFS 1997 et 1998. Rapport final du contrat européen BIOECO 96/040, IFREMER, 133 p + annexes.

Dintheer C., Smith M.T., De Clerck R. et F. Coppin, 1995. BAHAMAS : base de données internationales en vue de l'évaluation biologique et économique des stocks de la Manche. Rapport final du Projet BIOECO 93.018, IFREMER/MAFF/RVZ, 164 p.

Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique Nord-Est : relations taille/poids. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, 86-001, 165 p.

Dulcic J. et M. Krajlevic, 1996. Growth of the black sea bream *Spondyliosoma cantharus* (L.) in the eastern middle Adriatic. *Arch. Fish. Mar. Res.*, **44**(3), 279-293.

Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. PhD thesis, University of Portsmouth, 326 p.

Dunn M.R., Rogers S.I., Morizur Y., Tétard A., Aublet B., Le Nilot P. et D. Miossec, 1996. Biological sampling of non-quota species. Final report for EC Study Contract C934CO18, IFREMER/MAFF, 84 p.

Morizur Y., Pouvreau S. et A. Guénolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions IFREMER, Plouzané, France, 127 p.

Morizur Y., Tregenza N., Heesen H., Berrow S. et Pouvreau, S., 1996. By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries Contrat EC DG XIV-C-1, Study bioeco/93/017, 124 p + annexes

Pajuelo J.G. et J.M. Lorenzo, 1999. Life history of black sea bream *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Island, Central-East Atlantic. *Environ. Biol. Fish.*, **54**(3), 325-336.

Pauly D., 1980. On the relationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. CIEM*, **39**, 175-192.

Pawson M.G., 1995. Biogeographical identification of English Channel fish and shellfish stocks. *MAFF Fish. Res. Tech. Rep.* **99**, 72 p.

- Pella J.J. et P.K. Tomlison, 1969. A generalised stock production model. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.*, **13**, 419-496.
- Pérodou J.B et Nédélec D., 1980. Bilan de l'exploitation du stock de dorade grise. *Rapp. Lab. ISTPM Lorient*, 10 p.
- Pérodou J.B. et D. Nedelec, 1982. Croissance des dorades grises. *Cons. Inter. Explor. Mer C.M.1982/G27*, 21 p.
- Quéro J.C. 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher Editeur, 394 p.
- Ramos-Miranda J., 1996. La dorade grise en Manche : production, croissance, évaluation et analyse des paramètres d'exploitation. Mémoire DEA ENSA Rennes, 30 p.
- Soletchnik P., 1981. Gestion rationnelle du stock de daurades grises en Manche. Contribution au programme national. Copéport-Marée – Organisatio de producteurs, section de Cherbourg, Rapport n° 1, 23 p.
- Soletchnik P., 1982. La dorade grise *Spondyliosoma cantharus*. Reproduction et éléments de dynamique. Thèse Doctorat 3^{ème} cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 200 p.
- Soletchnik P., 1983. Gestion de la dorade grise, éléments de biologie. *Oceanis*, **9** (1), 23-32.
- Tétard A., M. Boon *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. IFREMER BREST, 337 p.
- Wheeler A., 1969. The fishes of the British Isles and North-West Europe. MacMillan, London, 613 p.

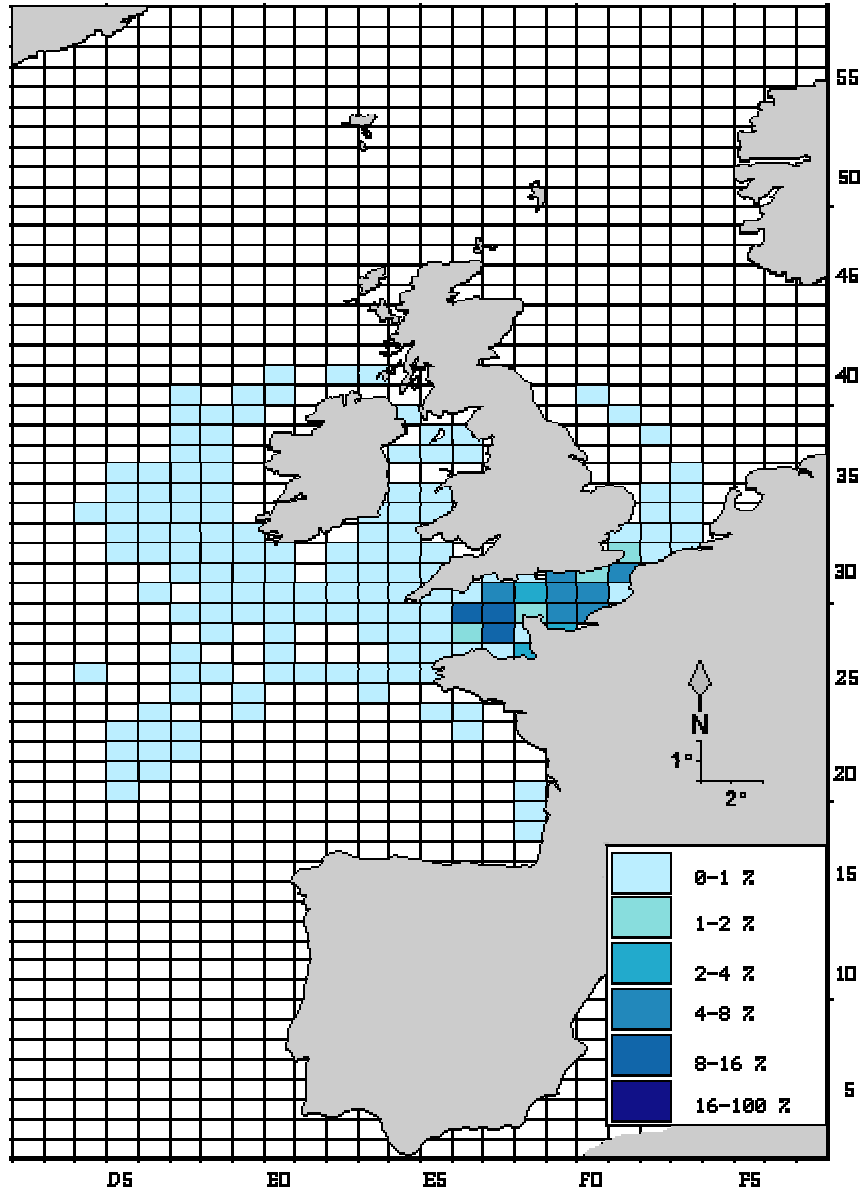


Figure 1 : Zones de pêche de la dorade grise des flottilles britanniques et françaises en Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

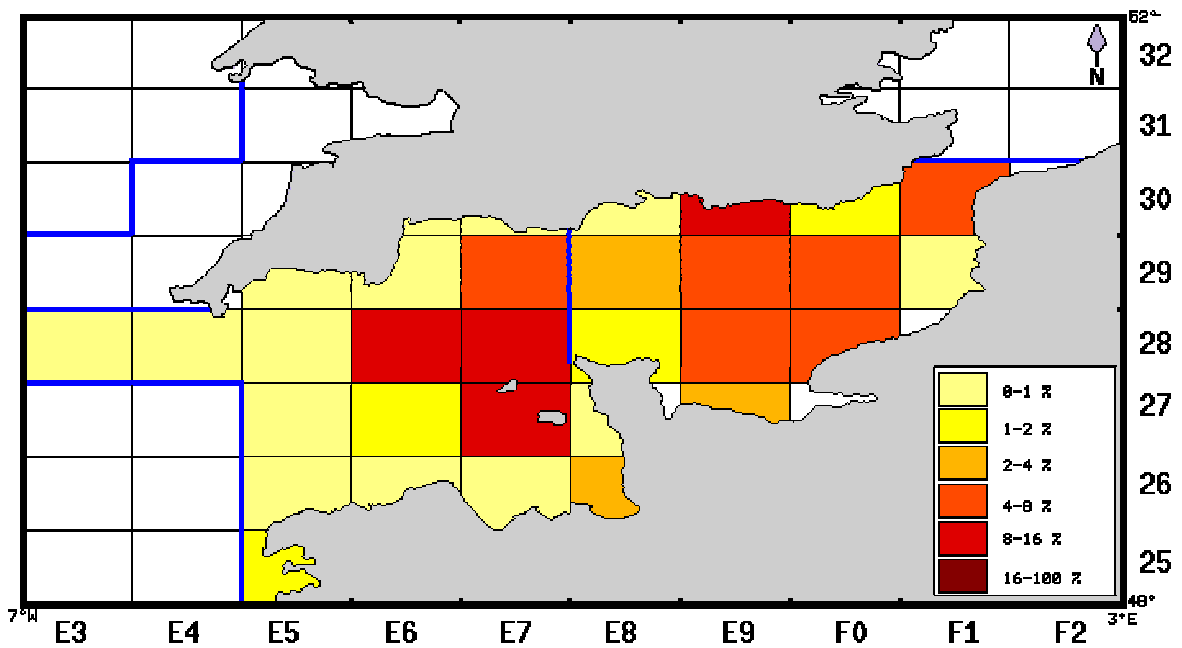


Figure 2 : Pourcentage de la production annuelle de dorade grise effectuée en Manche par les flottilles britanniques et françaises, par rectangle statistique (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

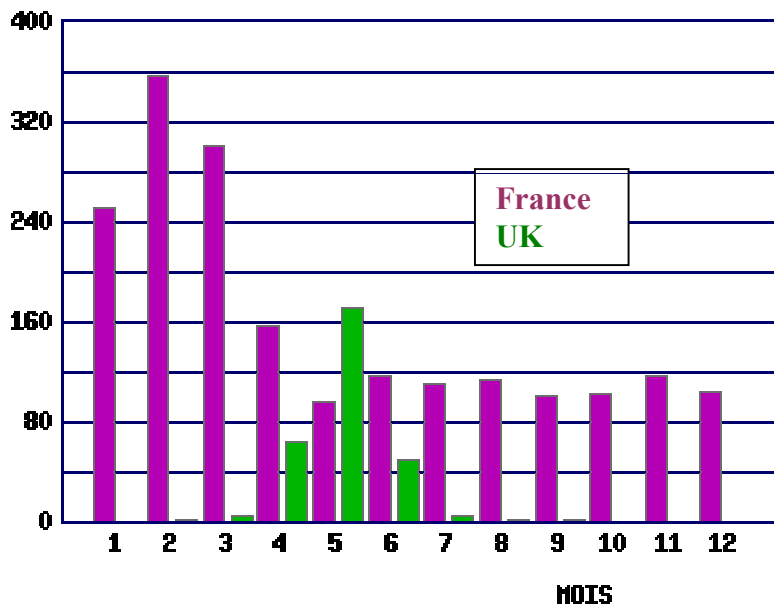


Figure 3 : Evolution saisonnière moyenne (1992 à 1997) des débarquements britanniques et français de dorade grise (en tonnes), tous métiers confondus (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

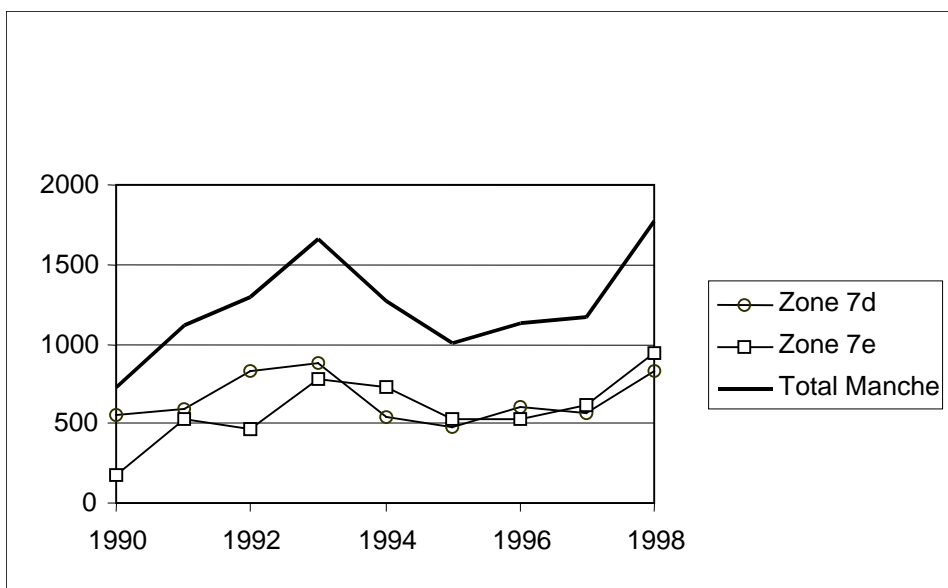


Figure 4 : Evolution des captures (en tonnes) de dorade grise réalisées par les chalutiers de fond français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

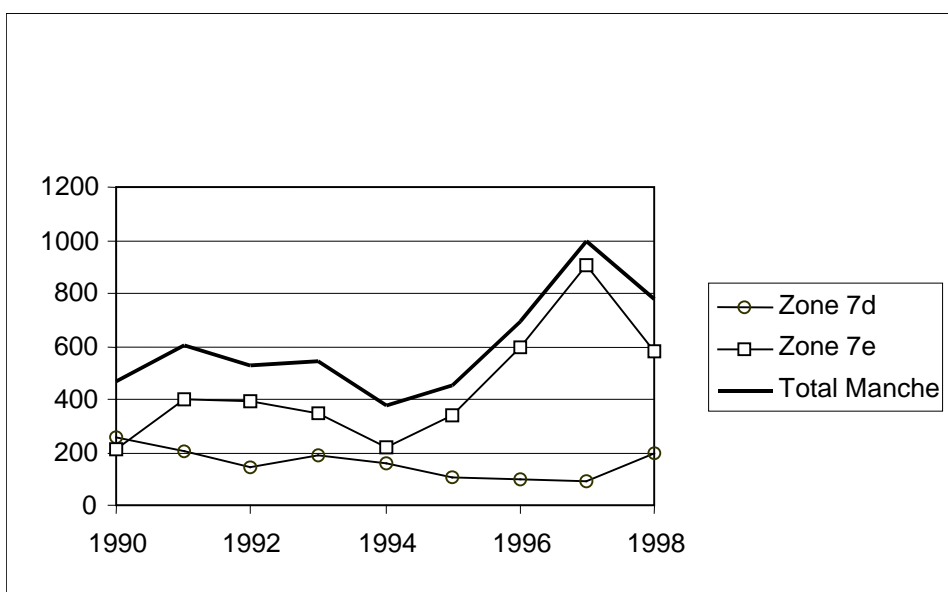


Figure 5 : Evolution des captures (en tonnes) de dorade grise réalisées par les chalutiers pélagiques français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

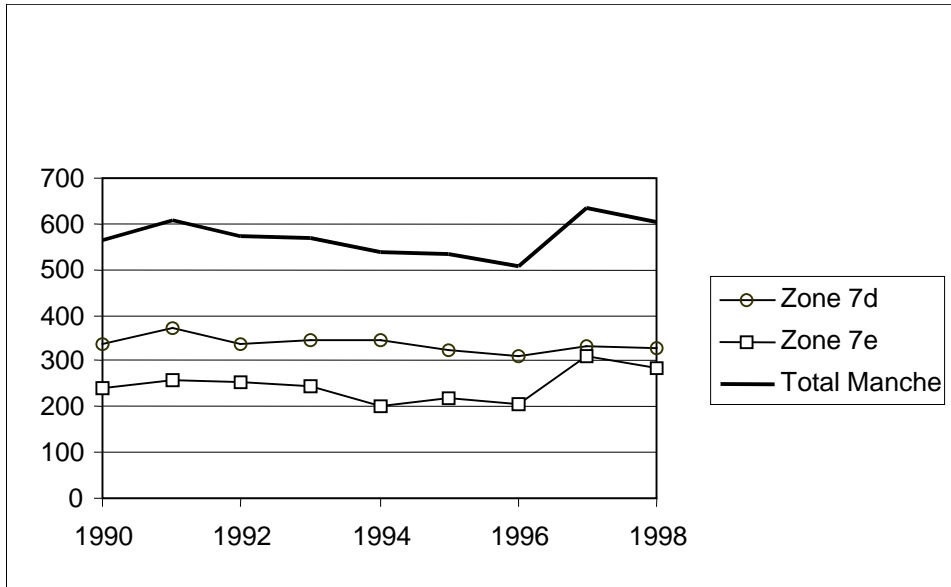


Figure 6 : Evolution de l'effort de pêche (en heures de chalutage) des chalutiers démersaux français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

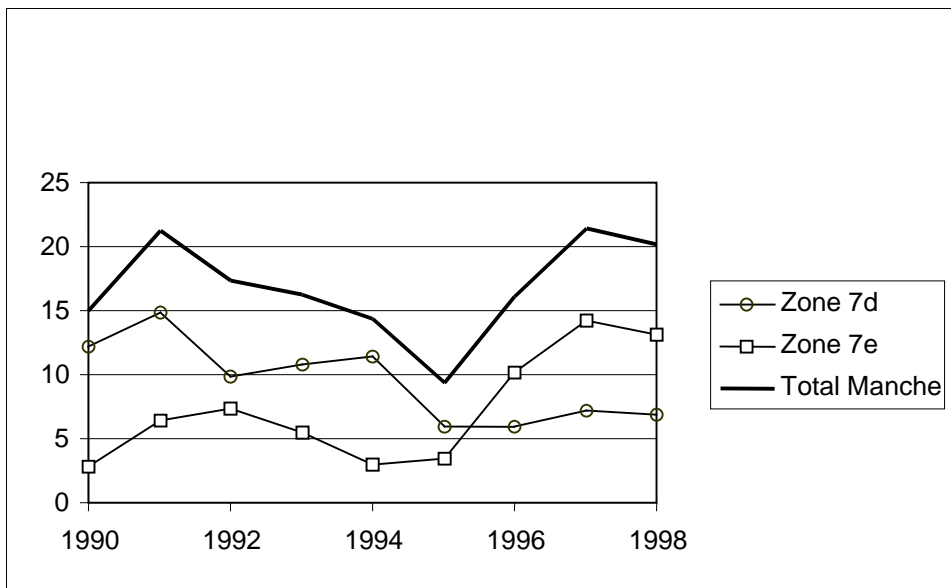


Figure 7 : Evolution de l'effort de pêche (en heures de chalutage) des chalutiers pélagiques français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

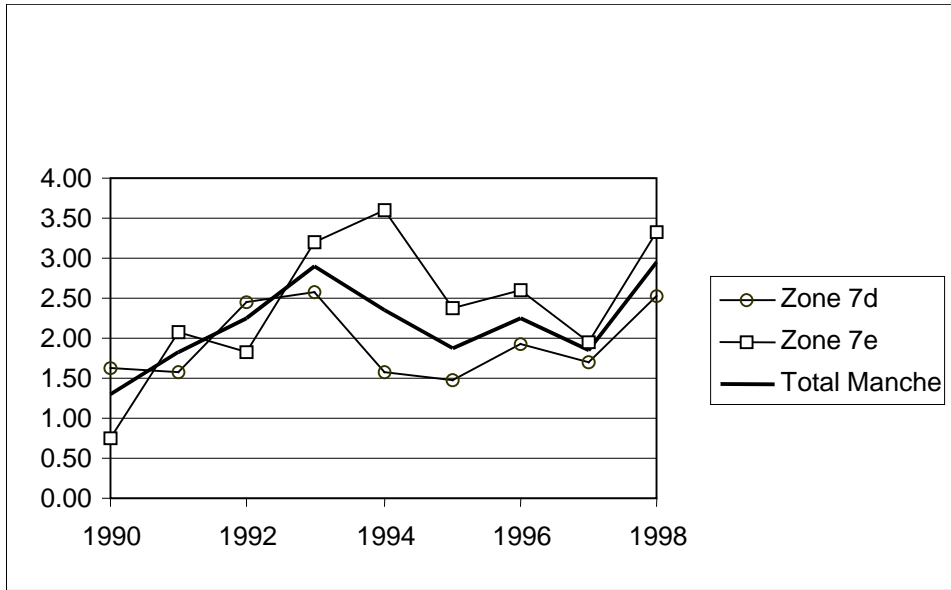


Figure 8 : Evolution des rendements en dorade grise (tonnes par 1000 heures de pêche) des chalutiers démersaux français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques nationale).

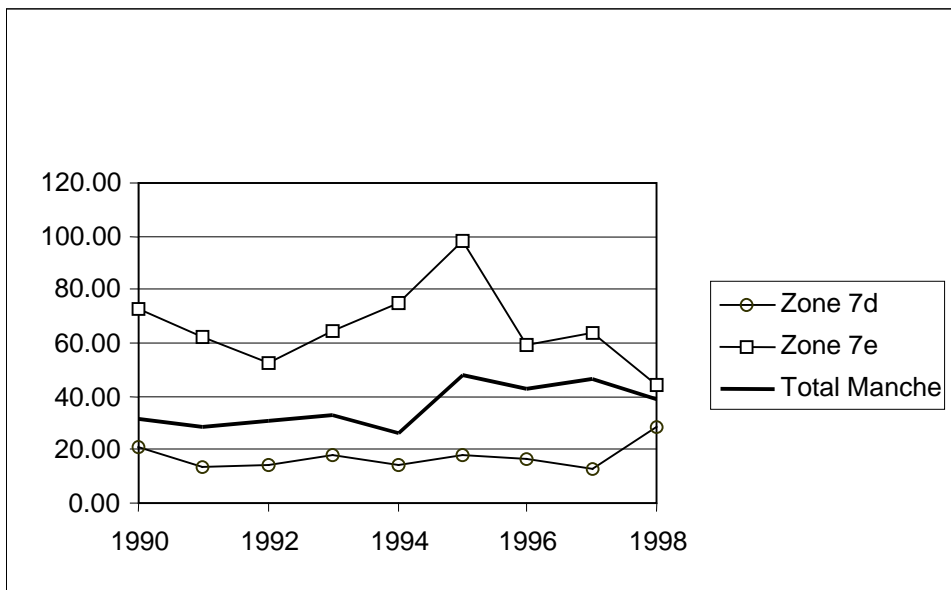


Figure 9 : Evolution des rendements en dorade grise (tonnes par 1000 heures de pêche) des chalutiers pélagiques français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques CAAM/Ifremer).

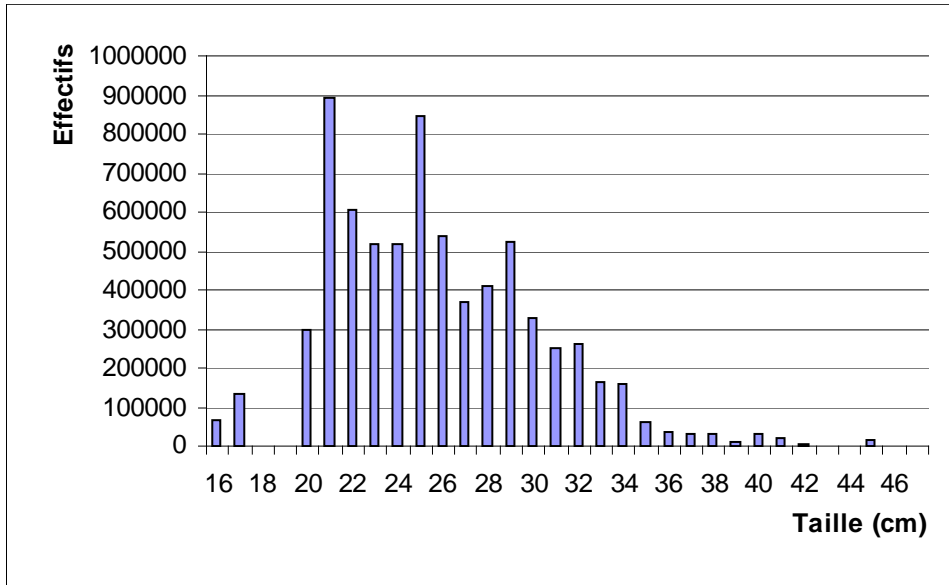


Figure 10 : Structure des débarquements de dorade grise dans les pêcheries chalutières françaises (Source : Ramos-Miranda, 1996).

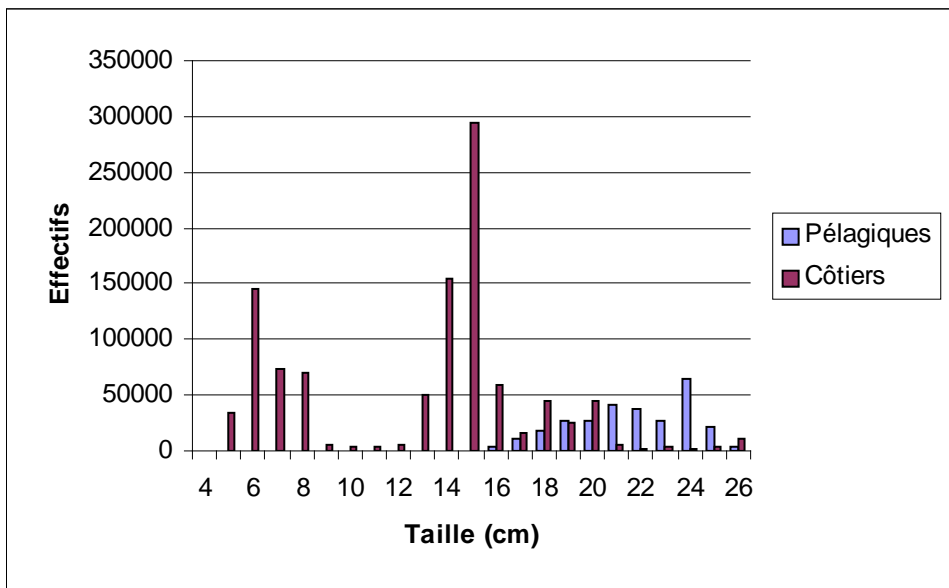


Figure 11 : Structure des rejets de dorade grise dans les pêcheries chalutières françaises (Source : Ramos-Miranda, 1996).

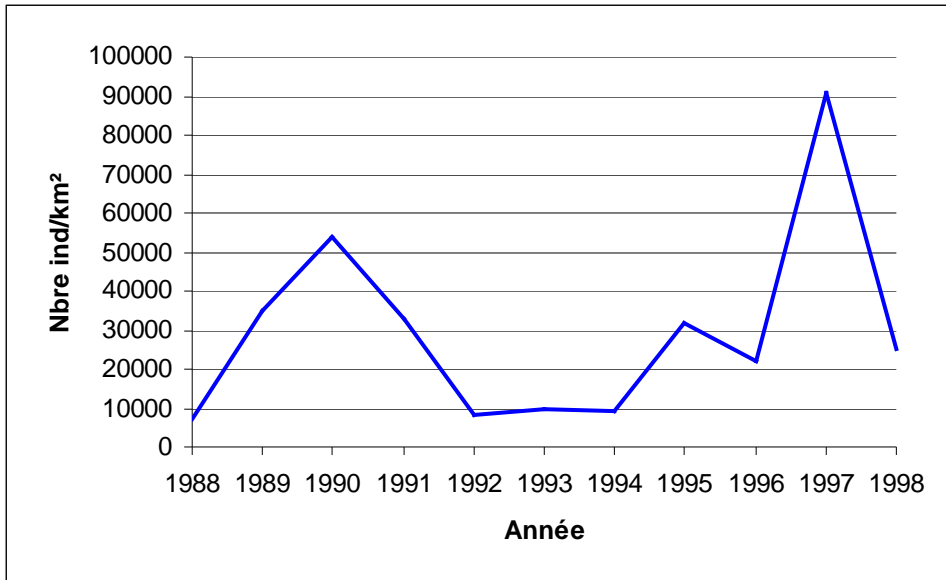


Figure 12 : Evolution de l'abondance de la dorade grise en Manche Orientale (d'après Carpentier et Coppin, 1999).

9. La dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

André Battaglia et André Forest

9.1. Considérations biogéographiques

9.1.1. Distribution géographique du stock

L'aire de répartition de la dorade grise, ou griset, s'étend du sud de l'équateur au nord des îles britanniques (Quéro, 1984). Toutefois, sa pêche intensive semble se limiter à la Manche et au golfe de Gascogne (Pérodou et Nédélec, 1980). Les migrations entre ces deux zones de concentrations ne sont pas connues. Cependant, des taux de croissance différents permettent de supposer qu'il s'agit de stocks séparés.

Les prospections réalisées par l'Ifremer dans le golfe de Gascogne montrent que l'espèce occupe, en novembre – décembre, presque toute la zone côtière en deçà des 100 m de profondeur avec des zones de concentrations maximales sur les fonds de 25 à 50 m ; au printemps sa distribution paraît plus discontinue (Quéro *et al*, 1989). Pérodou et Nédélec (1980) suggèrent l'existence de stocks locaux, mais aucune information n'est disponible pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, et il sera considéré ici que la dorade grise du Golfe constitue un stock à part entière.

9.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Les juvéniles restent sur les nourriceries pendant près de 2 ans en zone côtière, tandis que les adultes se cantonnent à des profondeurs inférieures à –100 m. Les principales zones de pêche se situent à l'ouest et au sud de Belle Ile, sur les plateaux de l'île d'Yeu et de Rochebonne (Pérodou et Nédélec, 1980) et dans la partie sud du golfe de Gascogne, entre Cap Breton et Arcachon. Le stock est donc en totalité inclus dans la ZEE française, les nourriceries étant situées dans la bande des trois milles.

9.2. Données biologiques

La biologie de la dorade grise a été très peu étudiée dans le golfe de Gascogne. Les quelques renseignements que l'on peut trouver sont relativement anciens ou sont des extrapolations de résultats obtenus en Manche ou en Méditerranée.

9.2.1. Description du cycle de vie

La sexualité de la dorade grise est du type hermaphrodisme progynique : au cours de sa vie chaque individu est d'abord indifférencié, puis devient femelle et enfin mâle en vieillissant. Ainsi, Pérodou et Nédélec (1980) n'ont pas trouvé dans les captures commerciales de mâles de moins de 30 cm, ni de femelles de plus 40 cm.

La reproduction a lieu en mai - juin, à proximité des fonds rocheux. La période de ponte s'étale jusqu'au début de l'automne, chaque individu déposant ses œufs en plusieurs fois (Pajuelo *et al*, 1999). La femelle porte de 10 000 à 100 000 ovules (Quéro, 1984). Les œufs sont pondus sur une ou deux couches dans un « nid » préparé par le mâle qui assure une circulation de l'eau durant leur incubation. Celle-ci dure de 9 à 10 jours à une température de 13 °C. La larve est pélagique pendant 2 mois.

Les nourriceries sont côtières et des juvéniles de griset ont été trouvés dans la plupart des baies du golfe de Gascogne, aussi bien au nord (golfe du Morbihan, estuaire de la Vilaine, baie de Bourgneuf) qu'au sud (pertuis charentais, bassin d'Arcachon...) lors des prospections le long du littoral (Guérault *et al*, 1996). Ils semblent séjourner en zone côtière pendant leur deux ou trois premières années de vie (Quéro, 1984).

Les adultes sont grégaires et semi-pélagiques c'est à dire que les bancs se trouvent près du fond et en pleine eau. Ils effectuent en bancs une migration pré-hivernale d'est en ouest vers les plateaux rocheux du large entre 50 et 100 m de profondeur (plateaux de l'île d'Yeu et de Rochebonne pour la zone nord Gascogne) et vers les accores du plateau continental (au sud ouest du Bassin d'Arcachon), où les conditions hydrologiques sont plus stables. Ils migrent en avril à la côte pour s'y reproduire sur des fonds de sables, graviers et de dalles schisteuses, entre quelques mètres et 25 m de profondeur (Soletchnik, 1982).

La dorade grise est un poisson omnivore qui semble pouvoir adapter son alimentation en fonction des disponibilités des proies. Parfois son régime alimentaire est composé essentiellement d'algues, parfois de crustacés (copépodes, et amphipodes) et également d'hydrides. Elle mange également des poissons (lançons, anchois) et ses propres œufs (Quéro, 1984).

9.2.2. Paramètres biologiques

9.2.2.1. Relation taille poids

Différents auteurs fournissent des relations taille poids dont les paramètres sont donnés dans le tableau 1 ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Pérodou, et Nédélec, 1982	VIIIa, Trimestre 1	Longueur totale	M + F	557	$9,229.10^{-3}$	3,1695
	VIIIa, Trimestre 4	Longueur totale	M + F	2 600	$9,592.10^{-3}$	3,1661
	VIIIb, Trimestre 1	Longueur totale	M + F	1 682	$7,487.10^{-3}$	3,2185
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	329	$8,87.10^{-3}$	3,17443

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la dorade grise dans le golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon divers auteurs.

9.2.2.2. Croissance

Les paramètres de la courbe de croissance calculés par Pérodou et Nédélec (1982) sont fournis dans le tableau ci-dessous. Selon les mêmes auteurs (1980), la longévité de la dorade grise serait d'environ 17 ans pour une taille de 46 cm et un poids de 1,8 kg.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(an^{-1})$	t_0 (années)
Pérodou et Nédélec, 1982	Nord Gascogne	M + F	43,183	0,28888	-0,996

Tableau 2 : Paramètres de croissance de la dorade grise du golfe de Gascogne.

9.2.2.3. Reproduction

D'après Soletchnik (1982), la dorade grise atteint sa première maturité sexuelle au cours de sa deuxième année (20 cm). Elle est alors femelle et ne deviendra mâle qu'au cours de sa huitième année (35 cm). Il n'y a pas d'ovige de maturité disponible dans la littérature.

9.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement du grislet dans le golfe de Gascogne.

9.2.2.5. Mortalité naturelle

Elle n'a fait l'objet d'aucune recherche pour le golfe de Gascogne. Pour la Manche, Dunn (1999) a retenu une valeur de $M = 0,15$.

9.3. Les pêcheries

9.3.1. Les pêcheries françaises

Selon Pérodou et Nédélec (1980), jusqu'au milieu des années 1970 la dorade grise était traditionnellement exploitée dans les eaux littorales par des ligneurs, des palangriers et des pêcheries fixes. Avec le développement du chalutage pélagique dans le golfe de Gascogne, les apports de cette espèce ont brusquement augmenté, passant, dans le Golfe, de quelques centaines de tonnes à près de 2 500 t en 1977. Très rapidement, les captures se sont effondrées et les chalutiers pélagiques du golfe de Gascogne ont alors fait porter leur effort en Manche.

Actuellement, le chalutage pélagique est le principal métier exploitant la dorade grise. Il est pratiqué par des pêcheurs artisans travaillant en majorité dans la zone nord du Golfe (division VIIIa) en automne et en hiver.

Dans la zone sud (division VIIIb), il existe également une pêcherie en mai correspondant plutôt, ces dernières années, à un ralentissement de la pêche dirigée sur l'anchois.

A l'opposé, les ligneurs travaillent principalement au printemps et en été, presque exclusivement dans le secteur nord du golfe de Gascogne, avec un maximum d'activité en août.

Selon Pérodou et Nédélec (1980), les principales zones de pêche des chalutiers pélagiques se situaient sur des fonds compris entre 50 et 100 m de profondeur sur les plateaux de Belle Île, de l'île d'Yeu et de Rochebonne et le secteur s'étendant de la fosse de Cap Breton à Arcachon.

9.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'y a pas de pêcherie étrangère dirigée sur la dorade grise dans les eaux françaises du golfe de Gascogne. Leurs éventuelles captures accessoires de cette espèce ne sont pas connues.

9.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

9.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les seules informations disponibles concernent les pêcheries françaises.

Selon les données disponibles (système statistiques national), les débarquements français de dorade grise en provenance du golfe de Gascogne ont fluctué entre 350 et plus de 680 t/an pendant la période 1990 – 1998. Ils auraient fortement augmenté jusqu'en 1994 (surtout dans le nord du Golfe) mais sont en diminution depuis cette date (fig.1). La production en provenance de la division VIIIb est moins importante que celle de la division VIIIa, la différence ayant eu tendance à se renforcer au fil du temps (fig. 2).

Pour la période 1996-1998 trois ports contribuent de manière importante aux apports : La Turballe (25 % des débarquements), Lorient (15 %) et Saint Gilles – Croix de Vie (15 %).

L'évolution des prises par métier (fig. 1 et tableau ci-dessous) montre une certaine stabilité des débarquements de dorade grise des chalutiers de fond, se situant aux alentours de 50 t/an depuis 1990. Par contre, après avoir augmenté, ceux des chalutiers pélagiques sont en nette diminution, passant de 395 t en 1994 à 199 t en 1998.

Année	Chalutage pélagique	Chalutage de fond	Ligneurs	Fileyeurs	Senneurs	Métiers non définis	Tous métiers confondus
1990	182	43	3	33	9	87	358
1991	173	48	4	56	3	70	354
1992	272	43	14	66	7	59	460
1993	267	50	13	66	49	71	517
1994	395	53	12	68	10	146	684
1995	298	46	29	69	41	90	572
1996	260	54	22	70	94	71	571
1997	290	46	13	55	36	101	541
1998	199	64	9	51	20	66	408

Tableau 3 : Evolution des débarquements français par métier de dorade grise (en tonnes) en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

Les mises à terre des autres métiers restent faibles, mais montrent une tendance à la baisse au cours des années récentes.

Sur la période 1996-1998, les débarquements moyens mensuels pour l'ensemble des métiers (fig. 3) sont maximaux d'octobre à mars et minimaux en été.

On rappellera ici qu'au cours des années 1970, les débarquements de dorade grise ont atteint 2 500 t/an avant de s'effondrer.

9.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Aucune donnée précise n'est disponible sur l'évolution de l'effort de pêche pour les différents métiers exploitant la dorade grise. Quelques informations ont cependant pu être obtenues à partir de la base statistiques de pêche nationale.

L'évolution du nombre de navires débarquant de la dorade grise (fig. 4 et tableau ci-dessous) montre une relative stabilité du nombre de chalutiers de fond et de ligneurs. Les fileyeurs ont diminué à partir de 1992 mais sont à nouveau en augmentation. Par contre, le nombre de chalutiers pélagiques montre de fortes variations au cours de la période étudiée.

Année	Chalutage pélagique	Chalutage de fond	Ligneurs	Fileyeurs	Senneurs	Métiers non définis	Tous métiers confondus
1990	21	377	104	199	9	87	797
1991	106	356	117	163	8	116	866
1992	113	344	154	186	8	84	889
1993	42	369	137	173	18	95	834
1994	30	336	109	156	19	171	821
1995	63	341	123	140	23	123	813
1996	51	294	110	137	23	144	759
1997	138	310	122	159	11	144	884
1998	50	330	128	195	14	163	880

Tableau 4 : Evolution du nombre de navires par métier débarquant de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'évolution du nombre de marées par métier (fig. 5 et tableau ci-dessous) montre une plus grande stabilité chez les fileyeurs, tandis que celui des chalutiers pélagiques est en diminution constante depuis 1995. Pour les autres métiers, les nombres de marées sont relativement stables.

Année	Chalutage pélagique	Chalutage de fond	Ligneurs	Fileyeurs	Senneurs	Métiers non définis	Tous métiers confondus
1990	601	1077	174	1378	12	255	3497
1991	776	1041	211	1231	11	308	3578
1992	756	1147	310	1625	9	197	4044
1993	691	1481	257	1556	40	198	4223
1994	774	1421	198	1564	47	482	4486
1995	776	1511	267	1496	54	372	4476
1996	524	1339	257	1345	49	371	3885
1997	499	1292	263	1321	39	438	3852
1998	305	1432	233	1447	47	568	4032

Tableau 5 : Evolution du nombre de marées par métier des navires débarquant de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

9.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les captures moyennes par marée (fig. 6 et tableau ci-dessous) sont relativement stables pour les fileyeurs et les chalutiers de fond. Par contre, depuis 1991 les rendements des chalutiers pélagiques sont en constante augmentation. Ceux des senneurs sont très variables d'une année sur l'autre.

Année	Chalutage pélagique	Chalutage de fond	Ligneurs	Fileyeurs	Senneurs	Métiers non définis	Tous métiers confondus
1990	304	40	17	24	729	343	1 456
1991	223	46	17	46	279	227	839
1992	360	38	44	41	782	298	1 561
1993	387	33	52	43	1 218	361	2 093
1994	511	38	58	43	208	302	1 160
1995	384	30	108	46	755	241	1 564
1996	496	41	84	52	1 927	191	2 791
1997	582	35	48	42	918	230	1 855
1998	652	44	38	35	435	117	1 320

Tableau 6 : Evolution des captures par marée des différents débarquant de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'évolution saisonnière des rendements est très différente selon les métiers. Ainsi, pour le chalutage pélagique, les prises par marée sont maximales en hiver (fig. 7) et très faibles en été ; au contraire, les rendements des ligneurs sont plus élevés pendant la saison estivale (fig. 8). Ces observations sont à rapprocher de la biologie de l'espèce qui passe l'hiver au-dessus des plateaux rocheux où viennent l'exploiter les chalutiers pélagiques, tandis qu'elle devient la cible des ligneurs lorsqu'elle séjourne dans les eaux côtières en été.

9.3.4. Structure démographique des captures

9.3.4.1. Structure des débarquements

Cette espèce n'étant pas échantillonnée en criée, il n'existe pas de donnée sur la structure en taille des débarquements.

9.3.4.2. Rejets

Aucune donnée n'est disponible sur les rejets. On peut cependant signaler que, selon Morizur *et al* (1996), la pêcherie de dorade grise au chalut pélagique en Manche occasionne des rejets importants aussi bien de dorades n'atteignant pas la taille minimale de commercialisation que d'autres espèces (sardine, maquereaux...).

9.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune étude concernant la sélectivité des engins envers la dorade grise n'a été menée dans le golfe de Gascogne.

9.3.6. Les compétitions entre métiers

Les juvéniles de dorade grise passent 2 à 3 ans en zone côtière. Durant cette période, ils sont susceptibles d'être capturés par les chalutiers travaillant dans les baies, estuaires etc, à l'intérieur des trois milles. Cependant aucune donnée ne permet de confirmer l'hypothèse de captures importantes de juvéniles en zone côtière.

9.4. L'état de la ressource

Les seules données disponibles concernent les rendements des navires commerciaux, mais chaque flottille fournit un signal différent et il n'est pas possible de tirer de conclusions claires quant à l'état de cette ressource : ces rendements tendent à augmenter pour les chalutiers pélagiques, sont globalement stables pour les autres métiers.

Selon Péroudou et Nédélec (1980), les captures de dorade grise dans le golfe de Gascogne étaient beaucoup plus importantes dans le passé et ont atteint 2 400 t en 1977 (dont 1 800 t en provenance du nord du Golfe). Cette exploitation significative a été une conséquence de la mise en œuvre du chalut pélagique, engin au pouvoir de capture élevé. Comme le soulignaient déjà ces auteurs, les stocks de grisets sont fragiles, et des signes de surexploitation étaient perceptibles dès cette époque, ce qui amenait à considérer qu'une réduction des captures et des efforts étaient indispensables pour éviter d'amener le stock à un seuil critique au-delà duquel il ne pourrait

se reconstituer. L'histoire de la pêcherie et son effondrement sont venus confirmer les hypothèses qui avaient été émises, et il semble bien que le stock soit actuellement à un niveau bas, sans signe de reconstitution.

9.5. Les mesures de gestion

9.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Aucune mesure de gestion spécifique n'est applicable à la dorade grise. Pour sa pêche en région 3, le maillage minimal des chaluts est de 70 mm, de 60 mm pour les engins fixes (règlement CE 850/98).

9.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les caractéristiques biologiques de la dorade grise font un stock fragile (Pérodou et Nédélec, 1980). C'est un poisson grégaire et une variation de son abondance peut affecter le nombre et la répartition des bancs sans modification sensible des rendements des chalutiers pélagiques. Par ailleurs, du fait de l'inversion des sexes, il est indispensable de conserver suffisamment d'individus âgés dans le stock, c'est à dire des mâles, pour éviter un déficit en reproducteurs.

Bien que les données disponibles ne soient pas très nombreuses, il est probable que la dorade grise fait partie des espèces pour lesquelles une diminution de la pression de pêche sur les juvéniles aurait des répercussions favorables sur le niveau global de leurs captures. Les nourriceries se situent en zone côtière, dans la zone des trois milles où s'exercent de nombreuses activités de chalutages, en dérogation avec la réglementation et souvent avec de petits maillasses. Une meilleure gestion de la zone des trois milles permettrait une protection accrue des nourriceries de dorade grise.

Par suite du caractère hermaphrodique progynique de cette espèce, il semble que ce soit le stock de mâles qui pourrait être un facteur limitant, puisque, même dans un stock inexploité, et en supposant un recrutement constant, le nombre de mâles est inférieur à celui des femelles. Cependant, les connaissances sont actuellement insuffisantes pour suggérer une valeur de biomasse minimale de mâles susceptible d'assurer le succès de la reproduction.

Les données actuelles ne permettent pas d'envisager une gestion par TAC révisé annuellement. Un TAC conservatoire serait cependant possible, son seul objectif étant de participer à la limitation de la pêcherie.

9.6. Références bibliographiques

- Dorel D., Cadiou Y. et Porcher P., 1998. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Document interne disponible sur le réseau informatique Ifremer.
- Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. PhD thesis, Université de Portsmouth, 26 p.
- Guérault D., Dorel D. et Desaunay Y., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Contrat Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation N° 95/1-01-02, 196 p.
- Morizur Y., Tregenza N., Heesen H., Berrow S. et Pouvreau, S., 1996. By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries Contrat EC DG XIV-C-1, Study bioeco/93/017, 124 p + annexes
- Pajuelo J.G. et Lorenzo J.M., 1999. Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands. *Environ. Biol. Fish.*, **40** (3), 325-336
- Pérodou J.B. et Nédélec D., 1980. Bilan d'exploitation du stock de dorade grise. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, n° 308, 1-7.
- Pérodou J.B. et Nédélec D., 1982. Croissance des dorades grises. CIEM ICES Council Meeting 1982 (collected papers), C.M. 1982/G:27.
- Quéro J.C., Dardignac J. et Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Museum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Quéro J.C. et Vayne J.J., 1997. Les poissons de mer des Pêches françaises. Delachaux et Niestlé éditeurs.
- Soletchnik P., 1982. La dorade grise *Spondyliosoma cantharus*. Reproduction et éléments de dynamique. Thèse 3^{ème} cycle, Océanol. Biol., Univ. Pierre et Marie Curie, Paris 6.

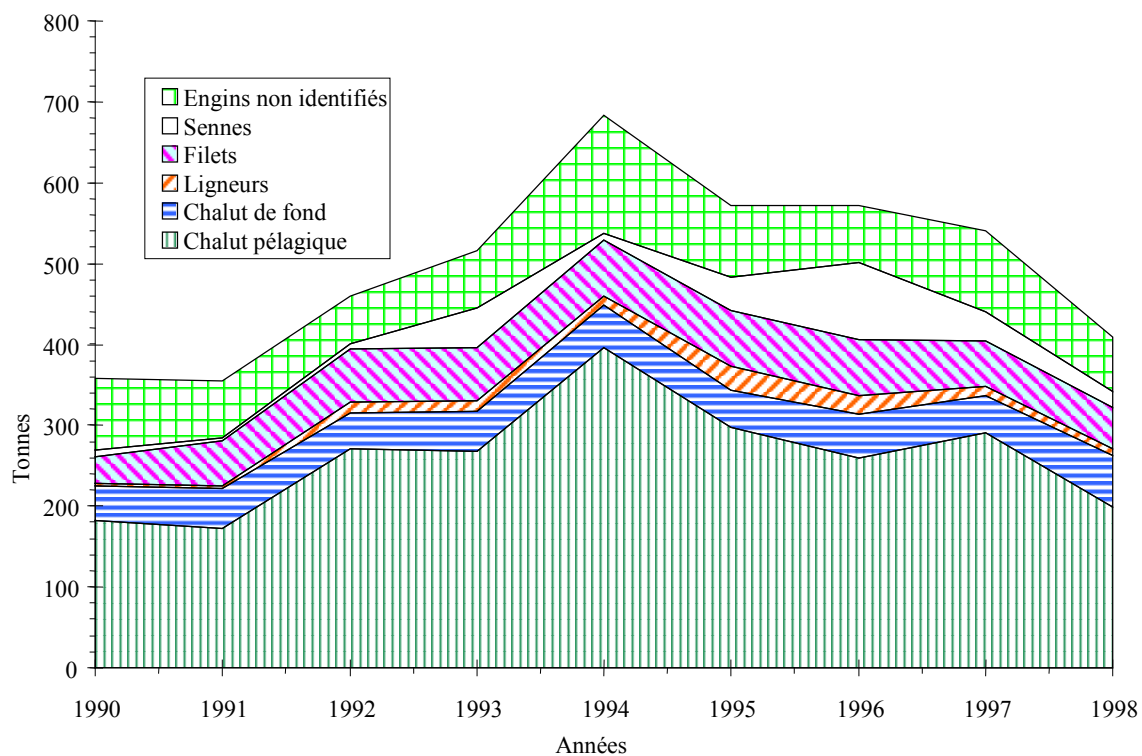


Figure 1 : Evolution de la répartition des débarquements français de dorade grise en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

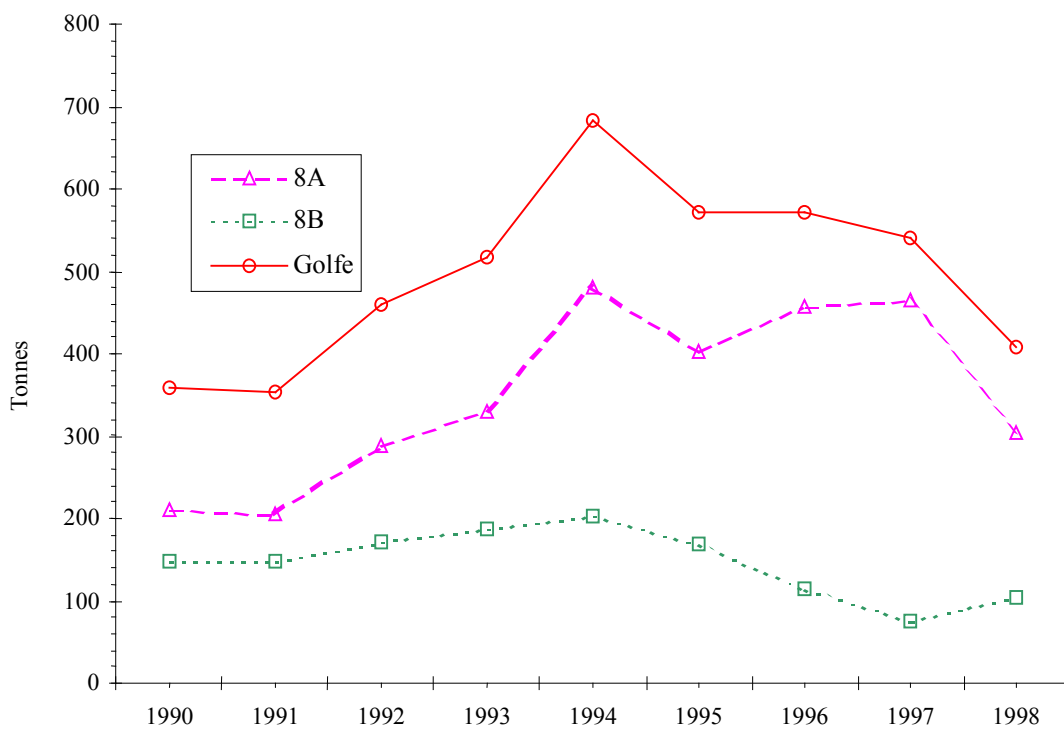


Figure 2 : Evolution des débarquements de dorade grise en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

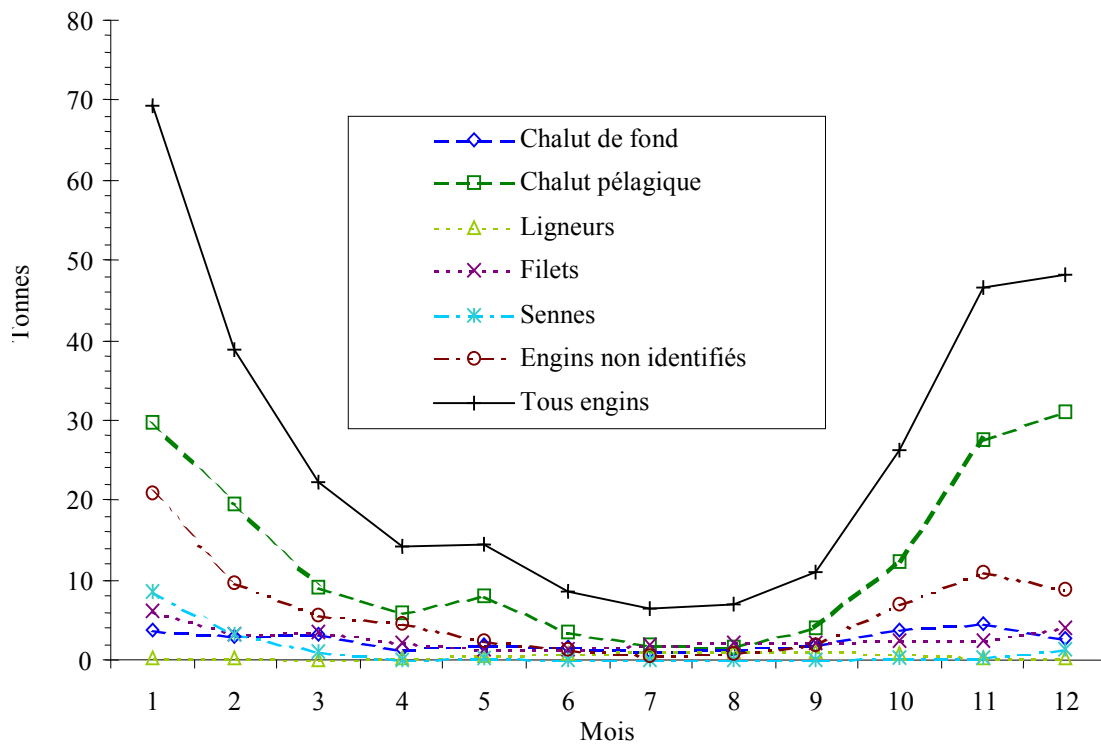


Figure 3 : Variations saisonnières par engin de pêche des débarquements de dorade grise en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

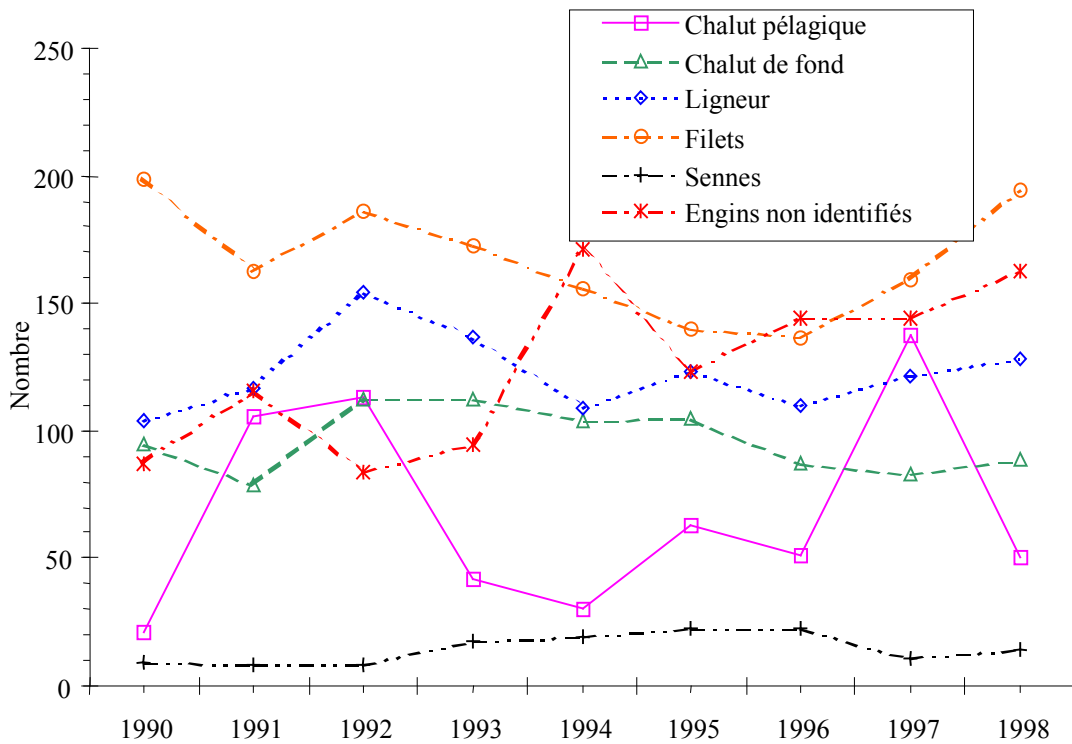


Figure 4 : Evolution du nombre de navires par métier ayant débarqué de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

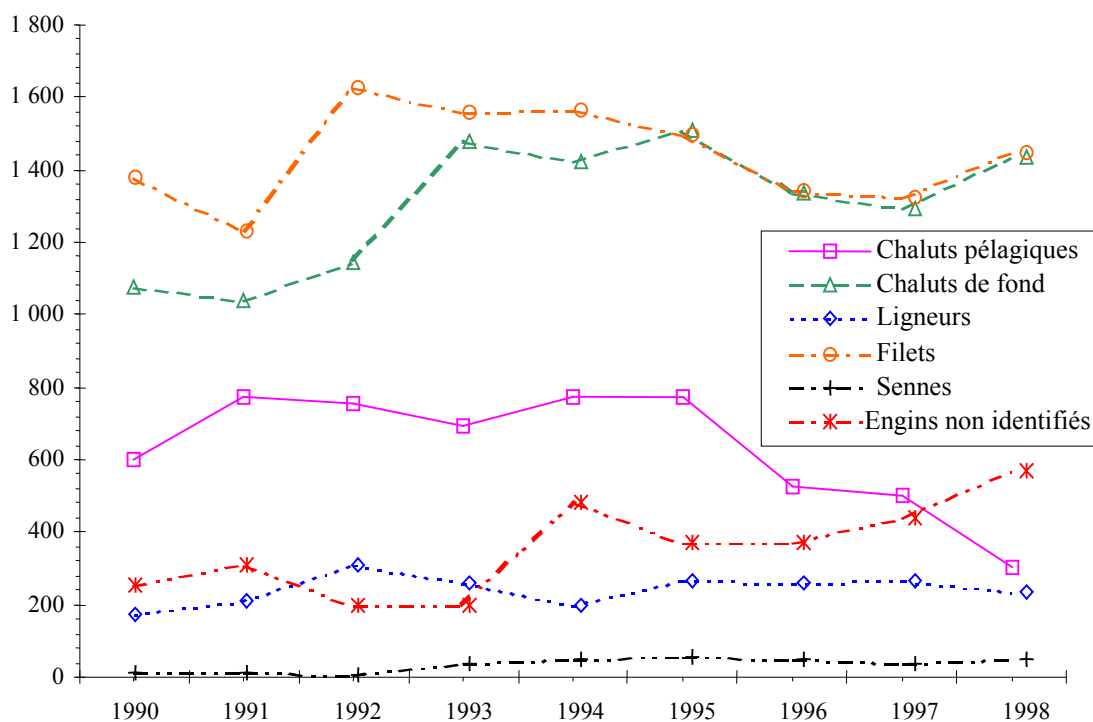


Figure 5: Evolution du nombre de marées par métier des navires ayant débarqué de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

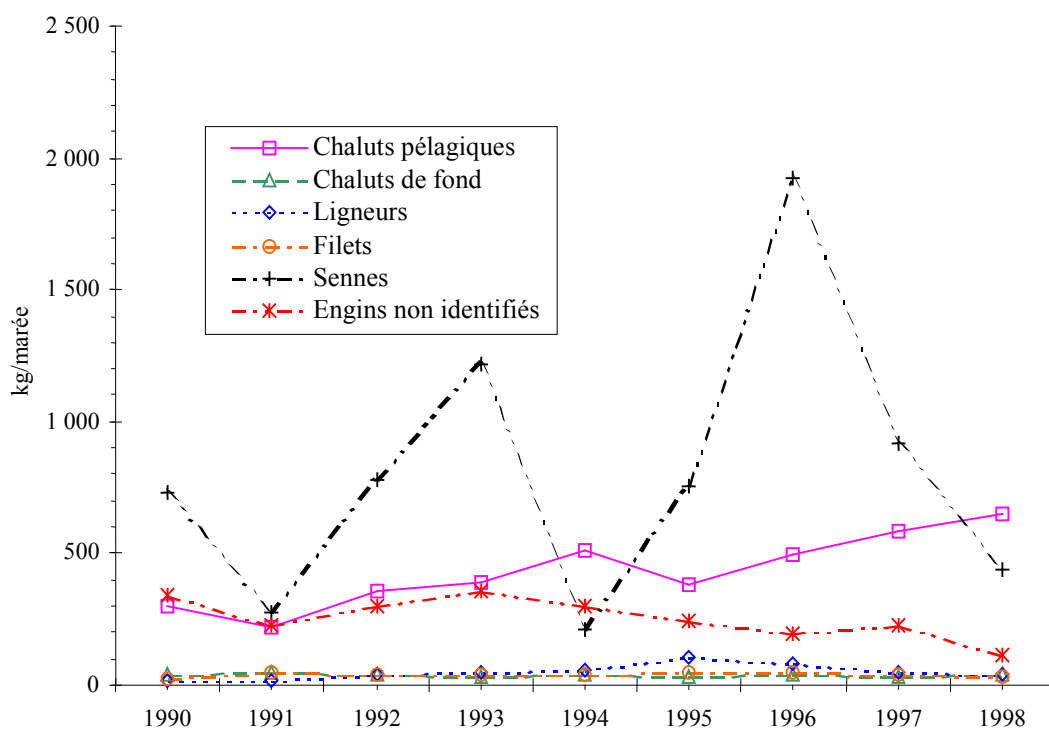


Figure 6 : Evolution des captures par unité d'effort et par métier des navires débarquant de la dorade grise dans le golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

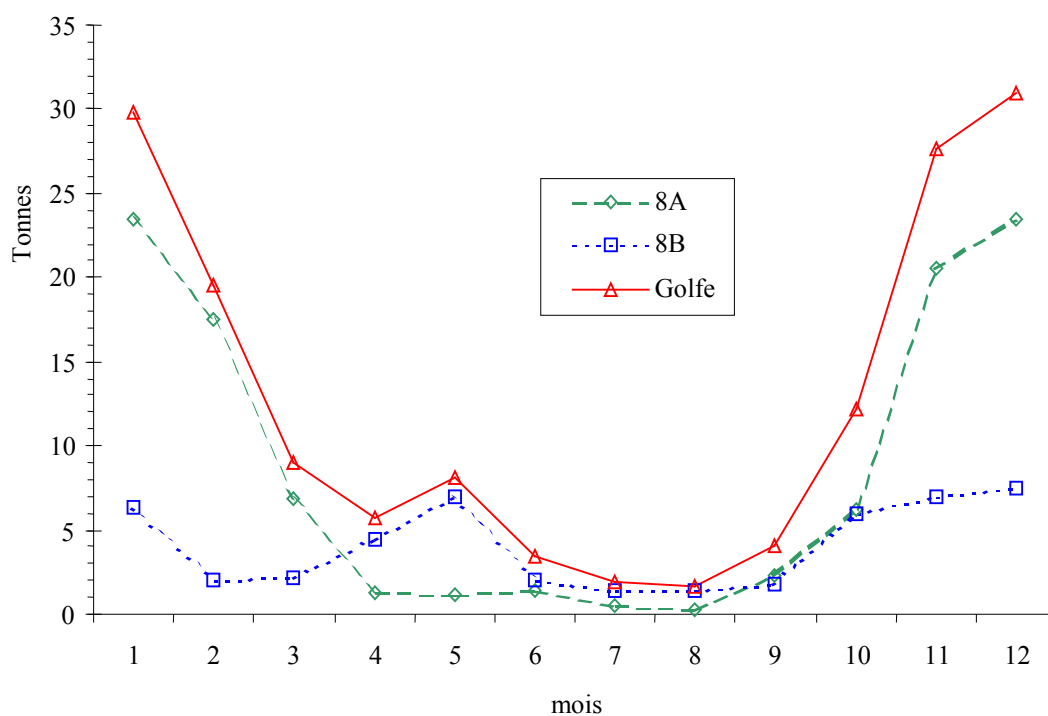


Figure 7 : Débarquements mensuels moyens des chalutiers pélagiques ayant débarqué de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

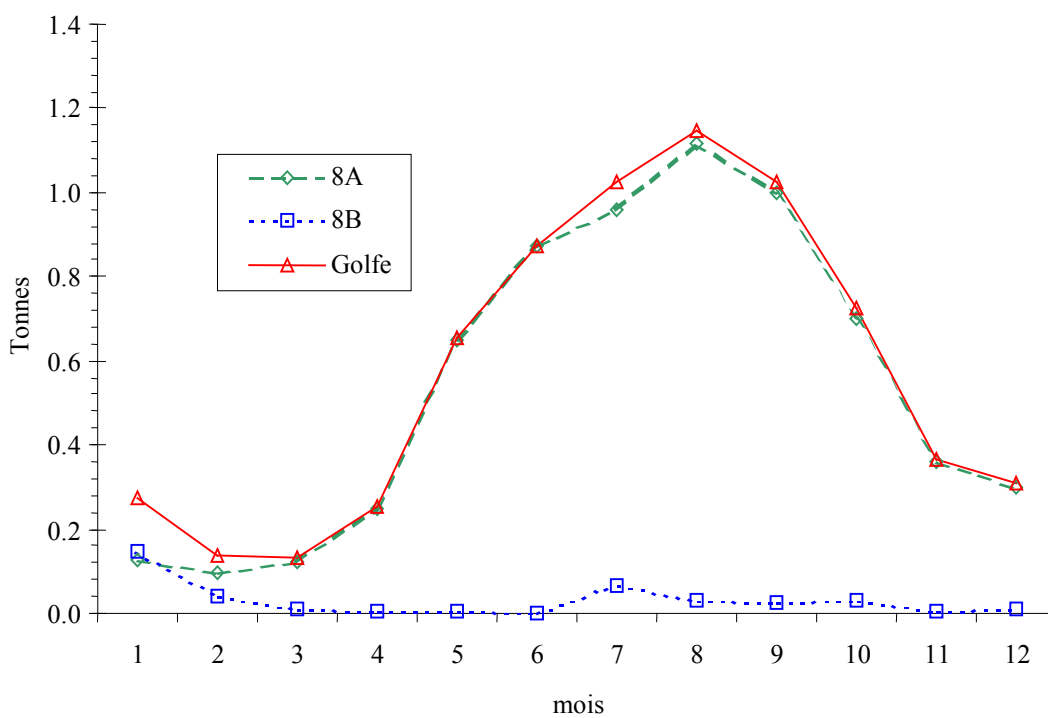


Figure 8 : Débarquements mensuels moyens des ligneurs ayant débarqué de la dorade grise du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

10. L'empereur (*Hoplostethus atlanticus*) de l'Atlantique du nord - est

Pascal Lorange

10.1. Considérations biogéographiques.

10.1.1. Distribution géographique du stock.

Les principales zones d'abondance de l'empereur, *Hoplostethus atlanticus*, connues aujourd'hui sont situées dans l'océan Pacifique sud-ouest en Nouvelle Zélande, au sud Ouest de l'Australie, essentiellement à l'est de la Tasmanie, dans les eaux internationales entre l'Australie et la Nouvelle Zélande (ride de Lord Howe). Dans le Pacifique sud-est, il est exploité au large du Chili. L'espèce est aussi présente dans l'océan Indien centre-sud et une exploitation dans les eaux internationales au sud de Madagascar s'est développée ces dernières années. Dans l'Atlantique sud, il est présent en quantité notable le long de la partie sud du talus continental africain. Il est exploité en Namibie et en Afrique du sud.

Dans l'hémisphère nord, l'empereur semble plus abondant dans le nord est-Atlantique où il est exploité par les flottilles françaises de l'ouest des îles britanniques au golfe de Gascogne. Il est présent sur la ride médio-atlantique de l'Islande aux Açores, localement en densité exploitable (Hareide et Garnes, 1998 ; Magnusson et Magnusson, 1995 ; Thomsen, 1998). Il y est recherché par des navires féroïsiens et islandais. Vers le sud, il est signalé jusqu'au large du Maroc. Dans le nord-ouest Atlantique, l'empereur est présent au large de la Nouvelle Ecosse mais n'y a pas donné lieu à une exploitation notable.

L'empereur n'est pas signalé dans le Pacifique nord et sa distribution semble ainsi associée à la répartition de la masse d'eau antarctique profonde qui ne s'étend pratiquement pas à cet océan (Koslow *et al.*, 1994). Présent dans les deux hémisphères, il n'est pas signalé dans la ceinture inter-tropicale, la zone de plus basse latitude où il soit signalé étant à l'ouest de l'Afrique vers 23°N.

La distribution de l'empereur est notoirement discontinue, il forme des concentrations denses sur certaines portions de talus continental et sur des formations topographiques particulières comme les monts sous-marins. Ces concentrations semblent associées à des secteurs où la circulation générale et les courants de marée génèrent des conditions particulières. En dehors de ces zones, sa densité est nulle ou extrêmement réduite (Koslow, 1997 ; Lorange, Uiblein et Latrouite, non publié). L'existence de concentrations de reproduction distinctes et isolées suggère que l'espèce comprenne plusieurs populations distinctes. En particulier, peu d'échanges semblent exister entre les populations de l'Atlantique nord et celle des océans de l'hémisphère sud.

La structure des stocks dans l'Atlantique nord est inconnue, mais les différentes concentrations de reproduction sont très indépendantes en termes démographiques. La distribution discontinue de l'espèce a produit des populations génétiquement distinctes (Smith, *et al.*, 1996 ; Smith, *et al.*, 1997), ce qui ne veut pas dire que les différentes frayères observées correspondent à autant de populations (Elliot, *et al.*, 1994).

Dans l'Atlantique nord-est il existe des zones de concentrations distinctes. Deux de ces zones ont fait les belles années de l'exploitation de l'empereur : la terrasse des Hébrides à l'ouest de l'Ecosse (56-57°N), le sud du banc de Porcupine au sud ouest de l'Irlande. Les captures actuelles ne proviennent de ces zones que de façon marginale, l'essentiel vient d'autres concentrations probablement moindres et dont la localisation est gardée secrète par les armements. L'empereur est aussi exploité en petite quantité au nord du golfe de Gascogne. Dans cette zone, la topographie rend son exploitation difficile et il ne semble pas y avoir de concentration majeure comme celles qui ont été exploitées plus au nord. En revanche, l'espèce est présente dans l'ensemble du Golfe en faible densité et peut constituer localement de petites concentrations (Lorange, Uiblein et Latrouite non publié).

Les évaluations du CIEM (Anon., 2001a) ont été réalisées pour les sous-régions VI et VII séparément simplement parce que les pêcheries y ont évolué indépendamment.

10.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

Les concentrations aujourd'hui pratiquement épuisées du sud du banc Porcupine et de l'ouest Ecosse étaient situées dans les eaux communautaires. Les différentes zones d'agrégation connues se répartissent dans les eaux de l'Union européennes et dans les eaux internationales.

10.2. Données biologiques.

10.2.1. Description du cycle de vie.

Le cycle de vie est mal connu. Les adultes peuvent réaliser des migrations de plusieurs centaines de kilomètres pour rejoindre leur site de ponte (Francis et Clark, 1998). La reproduction donne lieu à des concentrations denses et pratiquement monospécifiques (Kloser, *et al.*, 1996 ; Robertson, 1990).

L'empereur et un reproducteur synchrone, la reproduction a lieu en janvier-février dans l'Atlantique nord-est, en juillet-août dans le Pacifique sud-ouest. Les poissons forment des concentrations denses, et se reproduisent, sur un site donné, pendant une courte période de 3 semaines (Mace, *et al.*, 1990 ; Pankhurst, 1988). Une femelle donnée semble émettre la totalité de ses ovocytes en quelques jours (Pankhurst, 1988). Une partie des populations reste sur les sites de ponte toute l'année, mais l'existence de larges migrations vers les zones de frayères a pu être démontrée (Francis et Clark, 1998). La totalité des poissons sexuellement mature ne se reproduit pas chaque année, la fraction de femelles matures non-reproductrices a été estimée à 45% dans les eaux australiennes (Bell, *et al.*, 1992) et à 42-52% dans les eaux néo-zélandaises (Francis et Clark, 1998). Cette proportion semble moindre dans l'Atlantique nord-est où elle serait de 20% chez les femelles (Berrehar Du Buit et Lorange, non publié). Ce facteur paraît cohérent avec la pauvreté trophique du système profond : les poissons ne pourraient pas accumuler les réserves requises pour la gamétogenèse chaque année. De plus, il ressort ainsi que dans un contexte où la survie des adultes est élevée, et probablement moins aléatoire que celle des juvéniles, la sélection naturelle a produit une évolution vers une stratégie vitale de type *k* où la descendance totale d'un individu est, en outre, étalée sur de nombreuses années.

A l'ouest des îles britanniques, le nombre d'ovocytes par femelle reproductrice varie de 28 000 à 385 000, une partie de cette variation est expliquée par la taille. La fécondité relative est en moyenne de 38 000 ovocytes¹ par kg. Les fécondités relatives estimées dans le Pacifique sud ouest sont moindres (tabl. 1), elles varient selon les secteurs (Clark, *et al.*, 1994).

Zone	Source	Fécondité totale (ovocytes/femelle)	Fécondité relative (ovocytes/kg de femelle)
Nouvelle Zélande	(Pankhurst et Conroy, 1987)	26 000 – 90 000	22 000
Nouvelle Zélande (5 populations)	(Clark, <i>et al.</i> , 1994)	11 000 – 180 000	26 000 – 49 000
Ouest des îles britanniques	Station marine de Concarneau, IFREMER	28 000 – 385 000	11 000 – 136 000

Tableau 1 : Fécondités relative et absolue de l'empereur pour différentes zones.

Les œufs sont gros, 2,3 mm en moyenne, (Zeldis, *et al.*, 1998), pélagiques et sphériques de couleur orange clair. Ils ont une flottabilité positive qui les fait monter vers la couche de surface en 50 h environ ; ils y résident pendant 150 h puis coulent vers le fond ; l'éclosion semble avoir lieu au fond (Zeldis, *et al.*, 1995). Ce parcours vertical induit aussi une dérive horizontale en fonction des conditions locales de courant. Les œufs ne semblent pas pouvoir se développer aux basses températures où sont distribués les adultes (Zeldis, *et al.*, 1998) ce qui rend cette montée dans la colonne d'eau nécessaire.

A l'éclosion, les larves mesurent 5,3 mm ; plus denses que l'eau profonde, elles doivent rester au voisinage du fond. Le développement et la mortalité larvaire ne sont pas connus. Dans le seul secteur où ils ont été observés, les juvéniles d'âges 0 et 1 étaient sur le fond. Six mois après l'éclosion, ceux de Nouvelle Zélande mesurent environ 2 cm puis grandissent d'environ 2 cm par an (Mace, *et al.*, 1990).

Les juvéniles et les adultes sont rarement capturés ensemble, cette ségrégation des tailles et des âges suggère l'existence de migrations ontogéniques associées à l'utilisation successive de plusieurs niches écologiques au cours du cycle vital.

En dehors de la période de reproduction, l'essentiel des adultes sont aussi regroupés en bancs. Dans le golfe de Gascogne, il a pu être observé qu'une petite concentration était associée à un site où la marée interne est amplifiée et induit des variations de profondeur des isothermes d'environ 300 m autour de leur position

¹ à titre de comparaison, la fécondité relative du cabillaud est d'environ 500 000 ovocytes par Kg

moyenne. Ce site pourrait en outre être un lieu de génération d'ondes internes (A. Pichon, CMO/EPHOM, comm. pers.). L'effet de ces processus serait de favoriser le mélange turbulent des eaux et de permettre aux empereurs de capturer plus efficacement leurs proies bathypélagiques piégées dans le système turbulent (Lorance, Uiblein et Latrouite, non publié). Dans d'autres régions l'empereur est associé à des monts sous-marins (Clark, 1999 ; Koslow, 1997) ou à des systèmes frontaux (Clark, 1995 ; Clark, *et al.*, 2000) qui l'un et l'autre génèrent aussi des écoulements turbulents.

L'empereur est un prédateur opportuniste de proies méso- et bathy-pélagiques. Il consomme une large variété de grands invertébrés nageurs (céphalopodes, crevettes) et de poissons, mais ne met guère la faune benthique à contribution (Bulman et Koslow, 1992 ; Rosecchi, *et al.*, 1988). Son régime alimentaire en fait un prédateur du haut du réseau trophique.

Morphologiquement, c'est un poisson puissant, doté de fortes capacités natatoires en relation avec son adaptation à un habitat particulier caractérisé par des courants et mouvements de masses d'eau importants. Son activité métabolique est très supérieure à celle des poissons profonds qui vivent dispersés sur le fond comme le grenadier, et est comparable à celle d'espèces néritiques (Koslow, 1996). Ce poisson montre aussi des phases de quiescence qui suggèrent un comportement ajusté aux variations périodiques (tidales) des conditions locales. Physiologiquement, ces phases de repos pourraient être un des éléments qui permettent à cette espèce d'avoir une aussi grande longévité (Lorance, Uiblein et Latrouite, non publié).

10.2.2. Paramètres biologiques.

10.2.2.1. Relation taille poids.

Les relations taille poids ne montre pas de différence significative entre les mâles, les femelles et les juvéniles (fig. 1). Elle s'exprime par :

$$W = 0,022 L^{2,95}$$

où W est le poids individuel en g et L la longueur totale en cm.

De nombreux travaux sur l'empereur ont été réalisés en Australie et Nouvelle Zélande et les distributions en taille y sont généralement exprimées en longueur standard, la conversion entre la longueur standard et la longueur totale est la suivante :

$$L_t = 1,24 L_s$$

où L_t est la longueur totale et L_s la longueur standard.

10.2.2.2. Croissance.

La croissance de l'empereur reste sujette à débat. Les estimations présentées ici sont celles actuellement reconnues par la communauté halieutique.

Les otolithes des adultes montrent de longues séries de stries d'accroissement. La correspondance entre les nombres de stries en fonction de la taille et les modes de la distribution en taille a permis de valider la périodicité annuelle des dépôts des macrostructures jusqu'à l'âge 3 (Mace, *et al.*, 1990) voire l'âge 4 (Doonan, non publié *in* Tracey et Horn, 1999), pour des juvéniles de 2 à 10 cm de longueur. Ces résultats indiquent des croissances annuelles très faibles. Leur extrapolation conduit à des âges très importants pour les poissons adultes. Des estimations de croissance beaucoup plus rapides ont été proposées par le passé. Elles étaient basées sur une interprétation différente des macrostructures et une périodicité présumée journalière des microstructures (Gauldie, *et al.*, 1989), qui semble devoir être rejetée (Tracey et Horn, 1999).

En coupe fine, les otolithes des poissons adultes présentent une série de marques fortes suivie d'une série de stries plus fines. Le passage du premier au second type de stries est concomitant à la maturité sexuelle (Francis et Horn, 1997) et l'aspect des marques au cours de la première série reste analogue à celui des trois premières validées par Mace *et al.*, (1990). Les âges les plus élevés estimés par lecture d'otolithes atteignent 130 ans (Francis et Horn, 1997 ; Allain et Lorance, 2000). Ces âges sont compatibles avec les estimations obtenues par des méthodes radiométriques (Fenton, *et al.*, 1991 ; Fenton et Short, 1992 ; Smith, *et al.*, 1995 ; Allain et Lorance, 2000).

Une technique de validation complète de la périodicité annuelle du dépôt des macrostructures observées sur les otolithes d'empereurs adultes reste à trouver. Cependant, la concordance entre lectures d'otolithes et méthodes radiométriques ainsi que la réaction des stocks à l'exploitation, notamment le déclin rapide de la biomasse vierge, sans réduction des tailles individuelles apparaît comme une conséquence directe d'une croissance très lente et d'une grande longévité.

Les adultes matures ont une croissance beaucoup plus lente que les immatures. La croissance des empereurs dans les différents secteurs est liée aux âges à la première maturité sexuelle qui diffèrent selon les secteurs géographiques. Les poissons qui deviennent matures plus tard, sont plus grands lors de leur maturité et l'écart se conserve entre les différentes populations adultes parce que la croissance des adultes est nettement ralentie par rapport à celle des juvéniles. Au-delà de ce constat, les facteurs responsables d'une maturité sexuelle hâtive ou tardive sont inconnus.

Ajustées à un modèle de Von Bertalanffy, les estimations d'âges donnent un paramètre k de 0,06 à 0,07 et un L_{∞} variables selon les tailles observées dans les différentes populations (de 45 à 47 cm pour les populations néo-zélandaises, plus de 60 cm dans l'Atlantique nord).

Les stries d'accroissement des otolithes sont liées à un signal environnemental annuel dont l'existence, dans l'océan profond a été contestée. En effet, aux profondeurs habitées par l'empereur, il n'existe pas de signal thermique annuel² ni de variation de la productivité primaire, nulle toute l'année, dans ce système sans activité photosynthétique. Cependant, le fait que les géniteurs de ce poisson se reproduisent de façon synchrone pendant une courte période de l'année prouve l'existence d'un signal environnemental, quel qu'il soit. L'hypothèse la plus probable est la périodicité du transfert vers la profondeur des reliquats de la production primaire des systèmes de surface (Gordon, 1979 ; Gordon, *et al.*, 1995). Ce cycle annuel impliquerait des variations de croissance en fonction de la densité de proies disponibles. La date de la reproduction serait aussi liée à ce cycle, l'époque de reproduction correspondant à une période de survie maximale des larves. Il a été proposé que la date de la reproduction soit calée sur la longueur du jour (Pankhurst, 1988)³, ces mécanismes étant évidemment de même période.

10.2.2.3. Reproduction.

L'âge moyen de première maturité sexuelle varie géographiquement (tabl. 2). Parmi les populations étudiées à ce jour, il est le plus élevé dans l'Atlantique nord-ouest ou il atteint 34 ans soit une taille de 51,5 cm pour les femelles et 48 cm pour les mâles (Berrehar, Du Buit et Lorange, non publié).

Source	Zone	A_{mat} (ans)	L_{mat} (cm)
Horn, <i>et al.</i> , 1998	Nouvelle-Zélande (5 populations)	24 - 29	36 - 42
	Tasmanie	31	42
	Namibie	23	33
	Banc Hatton	34	50
Berrehar, Du Buit et Lorange, non publié	Ouest des îles britanniques		51,5

Tableau 2 : Age (A_{mat}) et taille (L_{mat} , longueur totale) de première maturité sexuelle des femelles de différentes populations d'empereur.

10.2.2.4. Recrutement.

Le recrutement ainsi que la distribution et l'abondance des juvéniles sont pratiquement inconnus. En revanche, les populations d'empereur connaîtraient de longues périodes de recrutement très réduit ce qui accroît les risques de surexploitation (Clark, 1998 ; Clark, *et al.*, 2000 ; Koslow, *et al.*, 2000).

² dans le golfe de Gascogne, les campagnes OBSERVHAL ont permis d'enregistrer, dans l'habitat de l'empereur, des variations thermiques au cours d'un cycle de marée (jusqu'à 2°C) très supérieures aux variations sur l'année des moyennes mensuelles (moins de 0,5°C)

³ Le rôle de la photopériode sur l'époque de la maturation des produits sexuels et le frai est bien documenté notamment chez les salmonidés. Le calage sur la photopériode reste une hypothèse, pour un poisson profond, elle est plausible parce que l'adaptation des yeux de l'empereur aux grands profondeurs lui permet de détecter la lumière du jour par grande profondeur (Pankhurst, 1987)

10.2.2.5. Mortalité naturelle.

La grande longévité observée implique une faible mortalité naturelle. L'estimation de celle-ci par la méthode de l'âge maximum (Annala, 1993) fournit une estimation de 0,04 à 0,045 selon l'âge maximum considéré.

Des âges supérieurs à 125 ans ont été estimés, un taux de survie de 1% à cet âge paraît plausible. De plus chez une espèce d'une telle longévité, il est possible que les vieux individus soient atteints de sénescence comme le suggère leur baisse de fécondité (Koslow, *et al.*, 1995). La mortalité naturelle pourrait ainsi être encore moindre chez les juvéniles et les jeunes adultes.

10.3. Les pêcheries.

10.3.1. Les pêcheries françaises.

L'empereur est capturé uniquement au chalut. La pêche a d'abord intéressé plusieurs chalutiers industriels français dont quelques surgélateurs. Les chalutiers semi-industriels y ont rapidement participé ainsi que quelques artisans. A partir de 1995, le nombre participants a diminué et au cours des dernières années, l'essentiel des captures a été le fait d'un seul navire (tabl. 3).

Année	Chalutiers surgélateurs	Chalutiers industriels	Chalutiers semi-industriels	Artisans
1991	4	24	-	-
1992	4	22	6	3
1993	1	18	5	4
1994	-	17	4	5
1995	-	7	3	-
1996 (1)	-	9	7	-
1997 (2)	-	8	5	-
1998 (2)	-	9	12	-

Tableau 3 : Nombre de navire qui ont débarqué plus de 5 tonnes d'empereur dans l'année, de 1991 à 1998.

Source : base de données statistiques nationale. (1) et (2) respectivement 50% et 75% des débarquements totaux pris par un seul navire.

10.3.2. Les pêcheries étrangères.

Dans l'Atlantique nord, il existe une exploitation d'empereur sur la ride médio-atlantique. Située dans les eaux internationales, elle est mal connue, ses captures semblent sporadiques et limitées (Thomsen, 1998) mais il est possible qu'une partie échappe à toute déclaration d'effort de pêche et de capture. Les débarquements déclarés sont les faits de navires féroïques et islandais. La pêche islandaise a commencé en 1991, les prises ont augmenté de 65 t en 1991 à 717 t en 1993 puis se sont effondrées avec un rebond en 2000 (Anon., 2001b). Elles provenaient du talus au sud de l'Islande (environ 18° ouest, 63° nord) et de la ride de Reykjavik. Dans la division CIEM Vb, l'évolution des prises féroïques a été similaire. Dans la sous-région XII, les Féroé ont une pêche plus importante qui a atteint 800 t en 1997 mais semble s'être effondrée en 2000.

En dehors de l'Atlantique nord, les principales pêcheries sont situées dans la ZEE néo-zélandaise où il semble exister au moins une dizaine de stocks distincts dont sept sont évaluées (Annala *et al.*, 2000).

10.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

10.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Le tableau 4 donne les débarquements internationaux connus du CIEM. Les chalutiers français produisent l'essentiel des captures d'empereur de l'Atlantique nord. Les îles Féroé et l'Islande l'exploitent dans les sous-régions V et XII. On note un déclin progressif des prises totales depuis le début de l'exploitation. Dans les divisions CIEM Vab et dans la sous-région VI, les prises sont faibles depuis plusieurs années. A partir de 1995, les chalutiers féroïques ont exploité l'empereur dans les sous-régions XII et, dans une moindre mesure, X. Enfin, les chiffres fournis pour la ride médio-atlantique et le banc Hatton sont suspectés de ne pas représenter la totalité des prises dans ces eaux internationales.

Année	III +IV	Va	Vb	VI	VII	VIII	X	XII	Total
1991		65	52	3 575	1 406	2			5 100
1992		382	31	1 628	3 101	83		8	5 233
1993		717	37	479	1 732	68	1	32	3 066
1994		158	170	179	1 726	31		93	2 357
1995		64	420	116	832	7		676	2 115
1996		40	79	116	879	22	471	818	2 425
1997		79	18	146	893	27	6	808	1 977
1998		28	3	102	990	15	177	629	1 944
1999		0	46	196	1 262	41	2	435	1 982
2000		68	155	106	807	39	31	97	1 303

Tableau 4 : Evolution des débarquements d'empereur par zone CIEM de 1988 à 1999 (sources : Anon., 2001a ; Anon., 2001b et base de données statistiques française).

L'exploitation française a commencé en 1991 dans la sous division VIa. Dès la même année, des captures importantes ont aussi été réalisées dans la sous-région VII (ouest Irlande), notamment la division VIIk. Dans la sous division VIa, les prises ont rapidement décliné pour tomber à un niveau très faible ces dernières années. Depuis 1994, elles proviennent essentiellement d'une ou quelques concentrations situées dans la sous-région VII (tabl. 5, fig. 2 et 3).

Année	Sous-région CIEM						Total
	IV (1)	V	VI	VII	VIII	XII	
1991	10	42	3 575	1 327	2		4 956
1992	29	12	1 628	2 834	34	6	4 543
1993	2	2	479	1 732	60	1	2 276
1994	2	0	179	1 726	31	4	1 942
1995		1	73	832	7	83	996
1996		2	116	879	12	34	1 043
1997		1	116	893	1	6	1 017
1998		3	104	990	3	69	1 169
1999			160	1262	33		1455
2000 (2)			106	807	38		951

Tableau 5 : Débarquements français d'empereur (tonnes) par sous-région CIEM de 1991 à 2000 (source: base statistiques nationale).

(1) Les captures déclarées dans la sous-région IV correspondent à des petites quantités prises dans la division Vb voisine non déclarées séparément dans les logbooks et réallouées au prorata de l'effort au cours de la marée.

(2) données provisoires et incomplètes. En 1999 et 2000, quelques tonnes ont été déclarées dans la sous-région X.

10.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

Le déclin du nombre de navires français qui débarquent des quantités notables d'empereur donne une image de l'évolution de l'effort dirigé sur cette espèce. D'après les statistiques de pêche, l'effort dirigé a décliné dès 1992 (Lorance et Dupouy, sous presse) pour se stabiliser à un niveau réduit. La proportion de l'effort de pêche profonde alloué à l'empereur diminue (fig. 4).

10.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

Les captures par unité d'effort (CPUE) des navires français ciblant l'empereur ont été analysés pour la période 1992-1998, (Anon., 2000).

Dans la sous zone VI, ces CPUE ont décliné juste après le démarrage de la pêcherie et, en 1994 ne représentaient plus que 25 % des valeurs initiales. Elles ont augmenté au cours des années récentes. La tendance est similaire dans la sous zone VII, l'augmentation récente étant plus forte. Ces augmentations pourraient ne refléter que la découverte et la mise en exploitation de nouvelles concentrations.

10.3.4. Structure démographique des captures.

10.3.4.1. Structure des débarquements.

Les poissons capturés dans l'Atlantique nord-ouest mesurent de 40 à 65 cm avec un mode à 58-60 cm (Anon., 2000).

10.3.4.2. Rejets.

Les rejets d'empereurs sont pratiquement nuls (Blasdale et Newton, 1998 ; Dupouy, *et al.*, 1998). Les adultes et les jeunes n'occupent pas les mêmes habitats, il n'est donc pratiquement pas capturé de juvéniles même si des individus de moins de 25 cm sont sporadiquement débarqués.

10.3.5. Sélectivité des engins de pêche.

Vu la morphologie de l'espèce (rapport hauteur/longueur élevé) et sa peau rugueuse les chaluts sont peut sélectifs, sauf avec de très grandes mailles. La protection des juvéniles se pose donc moins en terme de sélectivité des chaluts que de protection de leurs zones de distribution, distinctes de celles des adultes.

10.3.6. Les compétitions entre métiers.

Bien que deux types de navires (chalutiers industriels et semi-industriels de pêche fraîche) exploitent l'empereur, la pêcherie est constituée d'un seul métier : en dehors des faibles captures accessoires des chalutiers ciblant le grenadier, le sabre et les sikis, les débarquements résultent de pêches dirigées, un seul navire français y ayant réellement dévolu son activité ses dernières années.

10.4. **L'état de la ressource.**

10.4.1. Evolution de l'abondance

En terme d'évolution de l'abondance, il est clair que les biomasses présentes à l'ouest de l'Ecosse et de l'Irlande ont été pratiquement épuisées. Cet effet de l'exploitation n'est pas étonnant : l'extraction des biomasses accessibles aux chalutiers a eu lieu en 5-10 ans partout où des mesures strictes d'encadrement des pêcheries d'empereur n'ont pas été mises en place (Koslow, *et al.*, 2000).

Le CIEM a estimé l'évolution de l'abondance dans les sous-régions VI et VII à partir des CPUE de la pêcherie française. L'empereur étant une espèce agrégative, la CPUE est probablement un mauvais indice de l'abondance de l'espèce. En effet, quand l'abondance totale diminue, l'aire de distribution des fortes densités rétrécit (Clark, 1999 ; Clark, *et al.*, 2000) mais la densité sur les concentrations résiduelles ne diminue pas nécessairement dans les mêmes proportions. Ce phénomène est connu pour de nombreuses espèces grégaires. L'analyse des rendements risque donc de sous estimer la baisse de l'abondance. En revanche, l'évolution des captures totales par secteur reflète bien la disparition des biomasses accumulées (Lorance et Dupouy, sous presse).

10.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Inconnue, mais les taux d'exploitation exercés sur les concentrations connues sont indiscutablement très supérieur à ce qui pourrait être durable, comme le montre l'évolution des captures et des rendements.

10.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les informations disponibles sur le plan biologique et sur la pêcherie sont imprécises. Cependant, le déclin des biomasses sur les zones exploitées est une évidence d'après la simple évolution des débarquements de cette espèce dont l'exploitation est particulièrement profitable pour qui connaît un lieu de pêche.

Le stock dans la sous-région VI a été estimé à environ 30% de la biomasse vierge (Anon., 2000). Si l'on se réfère aux définitions de points de référence biologique proposées par le CIEM dans le cas de stocks pour lesquels les données sont peu fiables (« poor data situations », Anon., 1997), le stock serait en dessous de ce qui est considéré comme conforme à une approche de précaution (50 % de la biomasse vierge) et en voie de déclin vers le niveau de biomasse en dessous duquel les risques d'effondrement biologique deviennent très importants (20 % de la biomasse vierge).

Dans la sous région VII les modèles d'évaluation n'ont pas donné de résultats fiables.

Ainsi que déjà signalé, ces évaluations reposent sur l'évolution des rendements et risquent de surestimer l'abondance réelle des stocks. Ainsi dans la sous région VII les CPUE restent à peu près constantes grâce à la découverte séquentielle de différentes concentrations dans ce secteur.

Si l'on se réfère au potentiel de production estimé pour l'espèce, 1 à 2% de la biomasse vierge, (voir aussi ci-dessous) l'avis exprimé par le CIEM que *"les pêcheries sur de telles espèces devraient être autorisées seulement lorsqu'elles se développent lentement et qu'elles sont accompagnées de programmes de collectes de données qui permettent l'évaluation de l'état des stocks"* (Anon., 2001a) apparaît très modéré pour une espèce dont on peut prédire à court terme l'arrêt de l'exploitation sur les secteurs de pêche actuels. L'exploitation s'est déjà effondrée au sud de l'Islande et à l'ouest des îles britanniques et le même déclin semble maintenant frapper la sous-région XII. Les concentrations découvertes jusqu'ici dans le nord-ouest Atlantique étaient petites. S'il existe probablement quelques autres sites dans l'Atlantique nord, il est peu probable qu'ils recèlent des biomasses supérieures aux concentrations déjà exploitées. L'exploitation de l'empereur semble donc avoir peu d'avenir, même si elle pourrait montrer quelques rebonds à l'occasion de découvertes de nouvelles concentrations.

10.4.4. Potentiels de production

Ni le potentiel de production de l'espèce dans l'ensemble de l'Atlantique nord, ni celui des différentes concentrations qui le compose ne sont connus. Cependant, en relation avec sa croissance, sa longévité et sa maturité tardive, le prélèvement durable d'une population d'empereur est estimé de 1 à 2 % de sa biomasse vierge (Clark, 1995 ; Koslow, *et al.*, 2000).

Dans la division CIEM VI la biomasse vierge a été évaluée aux environs de 7 000 t, ce qui lui aurait permis de supporter des prises de 70 à 140 tonnes par an. Ainsi, l'espèce ne pourra être exploitée durablement que si la pêcherie ne prélève qu'une petite fraction de la biomasse. Gérées de façon adéquate, ces captures, bien valorisées en ciblant un marché approprié, pourraient alimenter une activité de pêche limitée.

A titre d'information, on peut signaler que les principaux stocks d'empereurs de Nouvelle Zélande ont été fortement surexploités notamment lorsque les captures ont atteint environ 50 000 t/an de 1984 à 1990. Un total de 15 000 t/an dans la ZEE néo-zélandaise serait durable (Clark, 1998), mais certains stocks sont actuellement réduits à de très faibles biomasses et ont fait l'objet en 2000 de fortes réductions des TACs, voire de fermeture de pêcherie, (<http://www.fish.govt.nz/sustainability>). Grâce aux mesures de gestion mises en place dans les eaux néo-zélandaises, le principal stock serait en voie de reconstitution (phénomène très lent). Pendant cette longue période de reconstitution, les captures totales néo-zélandaise pourraient rester autour de 15 000 t/an grâce à l'exploitation des concentrations découvertes récemment. Cependant le temps de reconstitution devrait être très lent (Clark, *et al.*, 2000) de sorte que la perspective de maintenir les captures totales à ce niveau pourrait être trop optimiste.

10.5. Les mesures de gestion.

10.5.1. Mesures actuellement en vigueur.

La seule mesure de gestion actuellement en vigueur est une réglementation de l'effort de pêche dirigé sur les espèces profondes dans la division Vb les sous-régions VI-X et les zones CEEAF 34.1.1 34.1.2 et 34.2.0. (Règlement du Conseil N° 2027/95 du 15 juin 1995). La définition du terme "espèces profondes" n'est pas donnée dans ce règlement. A moins qu'il n'ait été défini par ailleurs dans la réglementation de la commission européenne il convient de le comprendre selon la définition du CIEM (Anon., 2001a) : les eaux profondes sont les eaux au-delà de 400 m, une liste d'espèce est fournie, elle inclut le brochet, la lingue franche et la lingue bleue. D'après le même document, le merlan bleu, le flétan noir et les sébastes sont à considérer comme des espèces profondes, d'autres dont le merlu et les baudroies sont notées comme ayant une partie de leurs populations dans les eaux profondes et comme ayant suscité un déploiement récent d'effort vers la profondeur.

Ainsi, la répartition de l'effort d'après le règlement 2027/95 doit inclure ces espèces non qualifiées de "profondes" par la profession française. Seule cette vision permet de comprendre l'allocation de près de 50% de l'effort total sur les espèces profondes au Royaume-Uni.

Jusqu'à présent, cette mesure de gestion est restée sans effet sur la pêcherie.

Par ailleurs, la réglementation générale impose pour les chaluts un maillage supérieur à 100 mm en régions 1 et 2 et supérieur à 70 mm en région 3.

10.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

Toutes les informations dont on dispose indiquent que les ressources profondes sont fragiles et limitées et que leur taux d'exploitation doit être très bas. Ainsi que le note le CIEM (Anon., 200b), il semble que seule une combinaison de mesures portant sur le niveau des captures autorisées, la limitation de l'effort de pêche, voire la limitation de l'utilisation de certains engins de pêche permettrait d'assurer la viabilité des écosystèmes profonds.

La distribution en concentrations denses de l'empereur implique un mode de gestion particulier.

En termes d'évaluation, le contexte dans l'Atlantique nord-est est moins favorable que celui de Nouvelle Zélande parce que les populations en place, clairement plus réduites, demanderaient le même effort d'échantillonnage, voir plus pour obtenir des estimations de biomasses avec des intervalles de confiance raisonnables. Par exemple, les biomasses des concentrations étant plus faibles, la densité des œufs dans la masse d'eau devrait être moindre et donc requérir un effort d'échantillonnage plus important. Concernant l'acoustique, les poissons adultes étant distribués par de plus grandes profondeurs dans l'Atlantique nord-est, les performances de ces méthodes sont moindres. Enfin, les concentrations connues sont distantes et la participation des individus dispersés à la biomasse totale n'est pas nécessairement aussi faible que dans le Pacifique sud-ouest. L'effort d'échantillonnage développé sur l'empereur correspond à plusieurs mois de campagne par an en Nouvelle Zélande. Un tel effort est justifié car c'est l'une des principales ressources de poisson de Nouvelle Zélande (Tracey et Horn, 1999).

Une population inexploitée d'empereurs est caractérisée par une biomasse accumulée importante (somme des biomasses de nombreux groupes d'âges d'adultes). Cette biomasse est présumée pouvoir être réduite sans dommage dans un premier temps, les captures devant ensuite diminuer pour se stabiliser à une situation d'équilibre entre le prélèvement et la production de biomasse (par croissance et recrutement) dans le stock d'adultes exploités. En terme de dynamique de population cette vision fait l'hypothèse implicite que les niveaux de recrutement à venir ne seront pas affectés par une réduction de la biomasse de géniteurs, cette hypothèse paraît audacieuse pour une espèce à faible fécondité. Cependant, il peut exister des mécanismes compensatoires. En effet, les plus vieux individus pourraient être moins féconds et la réduction de biomasse d'un stock pourrait générer une augmentation des fécondités individuelles. Les observations, à cet égard sont contradictoires, ce mécanisme semble avoir fonctionné au large de la Tasmanie (Koslow, *et al.*, 1995), mais il n'a pas été observé pour le plus gros stock très surexploité de Nouvelle Zélande (Clark, *et al.*, 2000).

En terme de gestion, la phase d'exploitation de la biomasse accumulée est courte. Elle le serait particulièrement sur d'éventuelles petites concentrations de poisson encore à découvrir dans l'Atlantique nord. La gestion à venir de l'exploitation sans épuisement de telles concentrations ne pourra être possible que si un système est mis en place sans attendre leur découverte. Ce système implique une limitation des captures par un TAC de précaution dès le début de l'exploitation (Koslow, *et al.*, 1997) et une forte collaboration entre scientifiques, autorités responsables de la gestion et professionnels pour réaliser ensuite une estimation et mettre en place un plan de gestion plus fin.

Une gestion par TACs par grandes zones pourrait conduire à ce que certaines concentrations locales soient surexploitées puis épuisées voire leur extinction séquentielle (le contexte actuel –sans gestion- conduisant, lui, droit à une extinction simultanée!). La distribution en agrégations permet aussi une estimation des biomasses de chaque agrégation par des campagnes d'estimation acoustique, de chalutage ou d'estimation de la production d'œufs (qui permettent de déduire la biomasse de géniteurs). Ces méthodes ont été mises en œuvre avec succès en Nouvelle-Zélande et en Australie, mais une seule d'entre elles ne peut pas suffire de sorte que l'effort de campagne à la mer requis est très important (Clark, 1996).

Les systèmes de gestion existants en Australie, en Nouvelle Zélande et en Namibie (pêcherie peu documentée dans la littérature scientifique) méritent certainement d'être étudiés. Le système néo-zélandais procède par définition de TAC en fonction des évaluations scientifiques puis d'une répartition de ces TAC en quotas individuels transférables (QIT) (Shallard, 1997). A la lumière de la poursuite du déclin de l'abondance il reste cependant à prouver que les évaluations des gros stocks néo-zélandais n'ont pas été trop optimistes. En effet, les inquiétudes quant à la durabilité de l'exploitation de l'empereur dans cette région grandissent (Clark, 1999).

En outre, la régulation de l'exploitation de l'empereur, devra aussi tenir compte de l'impact des opérations de pêche sur une faune benthique jugée précieuse et localement très perturbée par les chalutages (Clark, 1999 ; Koslow, *et al.*, 2000). Les méthodes de gestion habituelles dans les eaux européennes (TAC et quotas) n'offrent aucune protection de la faune benthique et des mesures complémentaires seront probablement requises.

L'effet de la destruction de colonies d'organismes benthiques fixés (gorgones, coraux) sur la productivité de l'écosystème profond en ressources exploitables restera probablement difficile à évaluer. Cependant, l'existence d'un tel effet n'est guère discutable. Par exemple, les édifices coralliens de la mer de Norvège sont des zones de nourricerie des sébastes. La preuve de l'impact des chalutages sur ce type de faune benthique (notamment sous formes d'images très médiatiques) ont conduit à des mesures d'interdiction de chalutages dans certaines zones riches en coraux profonds. Le problème ne pourra pas être éludé pour l'empereur, même si sa distribution ne semble pas systématiquement associée à celle des organismes fixés en question. En particulier, dans l'Atlantique nord, l'empereur semble distribué par des profondeurs supérieures aux édifices de coraux profonds les plus importants.

10.6. Références bibliographiques.

- Allain V., Lorange P., 2000. Age estimation and growth of some deep-sea fish from the Northeast Atlantic ocean. *Cybiurn*, **24** (3 suppl.), 7-16.
- Annala J. H., 1993. Report from the Fishery assessment plenary, May 1993: stock assessments and yield estimates. NIWA, Wellington, Unpublished report held in NIWA library, 241 p.
- Annala J.H., Sullivan K.J., O'Brien C.J., 2000. Report from the Fishery assessment plenary, May 2000: stock assessments and yield estimates. NIWA, Wellington, Unpublished report held in NIWA library, 496 p. Disponible aussi à <http://www.fish.govt.nz/sustainability/research/stock>.
- Anon., 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES CM 1997/Assess 7.
- Anon., 2000. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources. Copenhagen, ICES CM 2000/ACFM:8, 205 p.
- Anon., 2001a. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2000. ICES Coop. Res. Report n° 242, 911 p.
- Anon., 2001b. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources (by correspondence). ICES CM 2001/ACFM : 23, 38 p..
- Bell J. D., Lyle J. M., Bulman C. M., Graham K. J., Newton G. M., Smith D. C., 1992. Spatial variation in reproduction and occurrence of non-reproductive adults, in orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* Collett (Trachichthyidae), from south-eastern Australia. *J. Fish Biol.*, **40**, 107-122.
- Blasdale T., Newton A. W., 1998. Estimates of discards from two deepwater fleets in the Rockall trough. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., 18 p.
- Bulman C. M., Koslow J. A., 1992. Diet and food consumption of a deep-sea fish, orange roughy *Hoplostethus atlanticus* (Pisces: Trachichthyidae), off southeastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **82**, 115-129.
- Clark M. R., Fincham D. J., Tracey D. M., 1994. Fecundity of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) in New Zealand waters. *N. Z. J. mar. freshwat. Res.*, **28**, 193-200.
- Clark M. R., 1995. Experience with management of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) in New Zealand waters, and the effects of commercial fishing on stocks over the period 1980-1993. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 251-266.
- Clark M. R., 1996. Biomass estimation of orange roughy: a summary and evaluation of techniques for measuring stock size of a deep-water species in New-Zealand. *J. Fish Biol.*, **49** (Supplement A), 114-131.
- Clark M. R., 1998. Are deepwater fisheries sustainable? The example of orange roughy in New Zealand. ICES C.M./O:14, 15 p.
- Clark M. R., 1999. Fisheries for orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on seamounts in New Zealand. *Oceanol. acta*, **22** (6), 593-602.

- Clark M. R., Anderson O. F., Francis R. I. C. C., Tracey D. M., 2000. The effects of commercial exploitation on orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) from the continental slope of the Chatham Rise, New Zealand, from 1979 to 1997. *Fish. Res.*, **45**, 217-238.
- Dupouy H., Allain V., Kergoat B., 1998. The discards of roundnose grenadier in the french fishery in ICES subareas VI and VII. ICES C.M./O:31, 10 p.
- Elliot N. G., Smolenski A. J., Ward R. D., 1994. Allozyme and mitochondrial DNA variation in orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* (Teleostei: Trachichthyidae): Little differentiation between Australian and North Atlantic populations. *Mar. Biol.*, **119** (4), 621-627.
- Fenton G. E., Short S. A., Ritz D. A., 1991. Age determination of orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* (Pisces: Trachichthyidae) using ^{210}Pb : ^{226}Ra disequilibria. *Mar. Biol.*, **109**, 197-202.
- Fenton G. E., Short S. A., 1992. Fish age validation by radiometric analysis of otoliths. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.*, **43**, 913-922.
- Francis R. I. C. C., 1995. The problem of specifying otolith-mass growth parameters in the radiometric estimation of fish age using whole otoliths. *Mar. Biol.*, **124**, 169-176.
- Francis R. I. C. C., Horn P. L., 1997. Transition zone in otoliths of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) and its relationship to the onset of maturity. *Mar. Biol.*, **129**, 681-687.
- Francis R. I. C. C., Clark M. R., 1998. Inferring spawning migrations of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) from spawning ogives. *Mar. Freshwat. Res.*, **49** (2), 103-108.
- Gauldie R. W., West I. F., Davies N. M., 1989. K-selection characteristics of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) stocks in New Zealand waters. *Journal of Applied Ichthyology*, **5**, 127-140.
- Gordon J. D. M., 1979. Lifestyle and phenology in deep sea Anacanthine Teleosts. *Symp. Zool. Soc. London*, **44**, 327-359.
- Gordon J. D. M., Merrett N. R., Haedrich R. L., 1995. Environmental and biological aspects of slope-dwelling fishes of the north Atlantic. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 1-26.
- Hareide N.-R., Garnes G., 1998. The distribution and abundance of deep water fish along the Mid-Atlantic ridge from 43°N to 61°N. ICES C.M./O:39, 16 p.
- Horn P. L., Tracey D. M., Clark M. R., 1998. Between-area differences in age and length at first maturity of the orange roughy *Hoplostethus atlanticus*. *Mar. Biol.*, **132**, 187-194.
- Kloser R. J., Koslow J. A., Williams A., 1996. Acoustic assessment of the biomass of a spawning aggregation of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*, Collett) off south-eastern Australia, 1990-93. *Mar. Freshwat. Res.*, **47** (8), 1015-1024.
- Koslow J.A., Bulman C.M., Lyle J.M., 1994. The mid-slope demersal fish community off southeastern Australia. *Deep-Sea Res* (1 oceanogr Res Pap), **41**, 263-269.
- Koslow J. A., Bell J., Virtue P., Smith D. C., 1995. Fecundity and its variability in orange roughy: Effects of population density, condition, egg size, and senescence. *J. Fish Biol.*, **47** (6), 1063-1080.
- Koslow J. A., 1996. Energetic and life-history patterns of deep-sea benthic, benthopelagic and seamount-associated fish. *J. Fish Biol.*, **49** (Supplement A), 54-74.
- Koslow J. A., 1997. Seamounts and the ecology of deep-sea fisheries. *Am. Sci.*, **85**, 168-176.
- Koslow J. A., Bax N. J., Bulman C. M., Kloser R. J., Smith A. D. M., Williams A., 1997. Managing the fishdown of the Australian orange roughy resource. In: Hancock D. A., *et al.*, Developing and sustaining world fisheries resources. The state of science and management. CSIRO, Victoria, 558-562.

- Koslow J. A., Boehlert G., Gordon J. D. M., Haedrich R. L., Lorance P., Parin N., 2000. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.*, **57** (3), 548-557.
- Lorance P., Dupouy H., sous presse. CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES sub-areas V, VI and VII. *Fish. Res.*
- Mace P. M., Fenaughty J. M., Coburn R. P., Doonan I. J., 1990. Growth and productivity of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the north Chatham Rise. *N. Z. J. mar. freshwat. Res.*, **24**, 105-119.
- Magnusson J. V., Magnusson J., 1995. The distribution, relative abundance, and biology of the deep-sea fishes of the Icelandic slope and Reykjanes ridge. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 161-199.
- Pankhurst N. W., Conroy A. M., 1987. Size-fecundity relationships in the orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*. *N. Z. J. mar. freshwat. Res.*, **21**, 295-300.
- Pankhurst N. W., 1988. Spawning dynamics of orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*, in mid-slope waters of New Zealand. *Environmental Biology of Fishes*, **21** (2), 101-116.
- Robertson D. A., 1990. The new Zealand Orange Roughy Fishery: an overview. Issues and opportunities, Australian and New Zealand Southern Trawl Fisheries Conference, Melbourne, 6-9 May 1990, 38-48.
- Rosecchi E., Tracey D. M., Webber W. R., 1988. Diet of orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* (Pisces: Trachichthyidae) on the Challenger Plateau, New Zealand. *Mar. Biol.*, **99**, 293-306
- Shallard, 1997. Concepts and practice of individual transferable quotas for the management of fisheries - an overview. In: Hancock D. A., *et al.*, Developing and sustaining world fisheries resources, the state of science and management. CSIRO, Victoria, 391-395.
- Smith D. C., Fenton G. E., Robertson S. G., Short S. A., 1995. Age determination and growth of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*): a comparison of annulus counts with radiometric ageing. *Can J Fish Aquat Sci*, **52**, 391-401.
- Smith P. J., McVeagh S. M., Ede A., 1996. Genetically isolated stocks of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*), but not of hoki (*Macruronus novaezelandiae*), in the Tasman Sea and Southwest Pacific Ocean around New Zealand. *Mar. Biol.*, **125** (4), 783-793.
- Smith P. J., Benson P. G., McVeagh S. M., 1997. A comparison of three genetic methods used for stock discrimination of orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*: Allozymes, mitochondrial DNA, and random amplified polymorphic DNA. *Fish. Bull.*, **95** (4), 800-811.
- Thomsen B., 1998. Faroese quest of orange roughy in the north Atlantic. ICES C.M./O:31, 8 p.
- Tracey D. M., Horn P. L., 1999. Background and review of ageing orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*, Trachichthyidae) from New Zealand and elsewhere. *N. Z. J. mar. freshwat. Res.*, **33**, 67-86.
- Zeldis J. R., Grimes P. J., Ingerson J. K. V., 1995. Ascent rates, vertical distribution, and a thermal history model of development of orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*, eggs in the water column. *Fish. Bull.*, **93**, 373-385.
- Zeldis J. R., Grimes P. J., Hart A. C., 1998. Embryology and early larval development of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus* Collett). *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, **32** (1), 159-174.

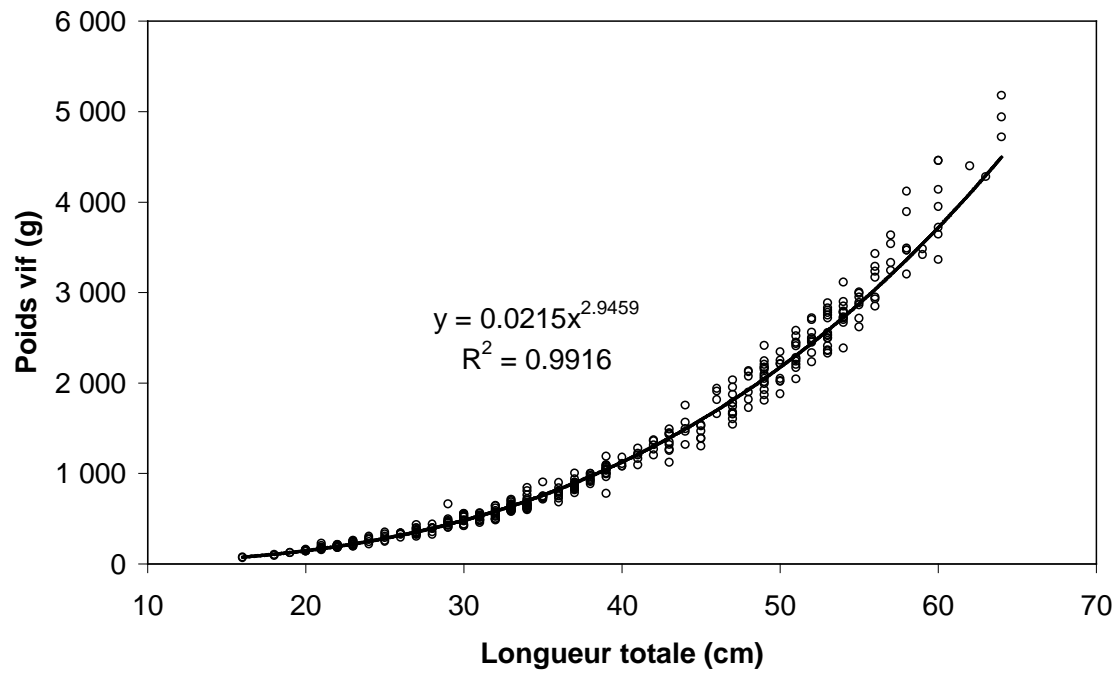


Figure 1 : Relation taille-poids de l'empereur (*Hoplostethus atlanticus*), données de la campagne talus99 (N/O Thalassa, avril-mai 1999).

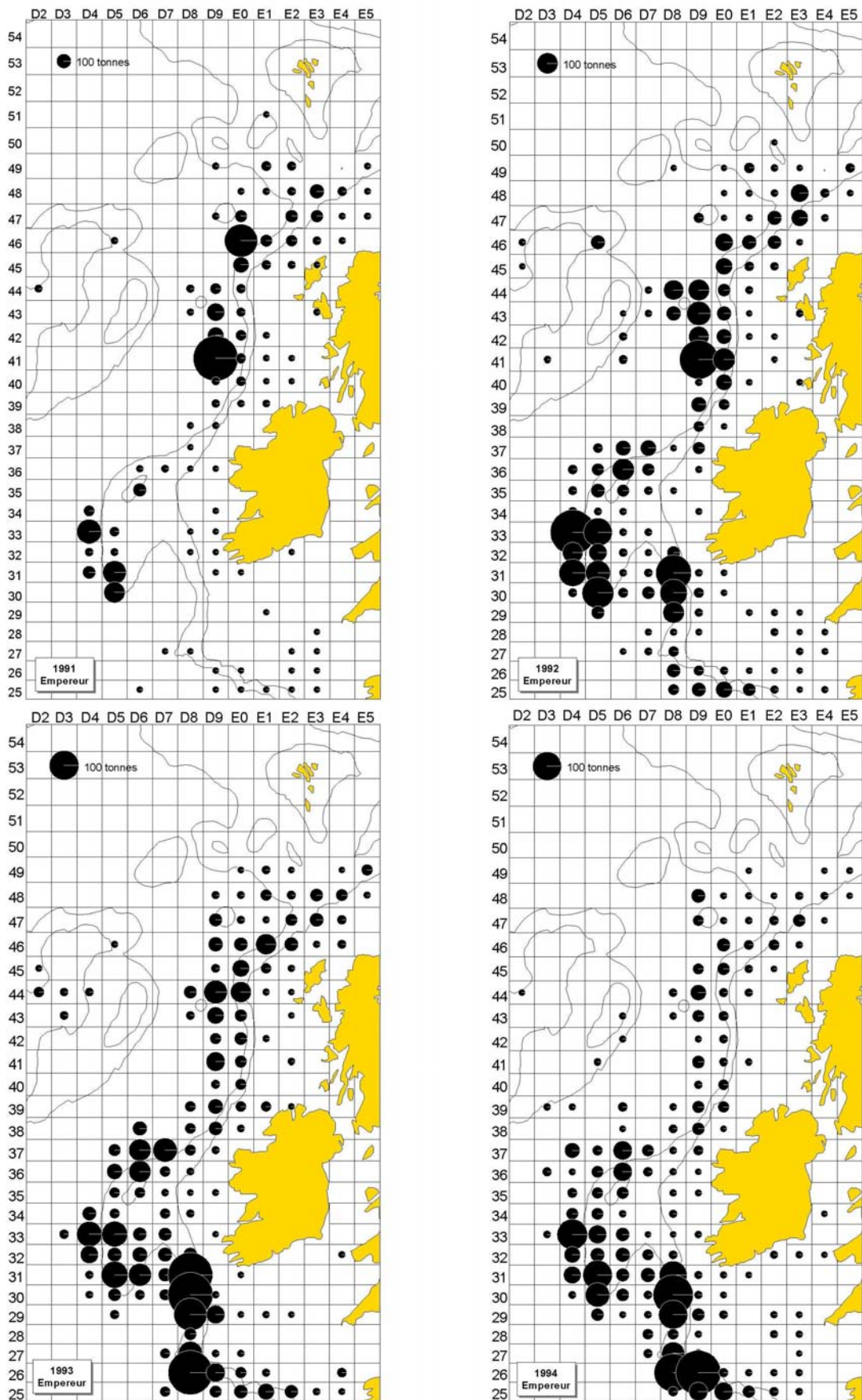


Figure 2 :Distribution géographique des captures d'empeur de 1991 à 1994, données base statistiques nationale (nb : disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1000 m).

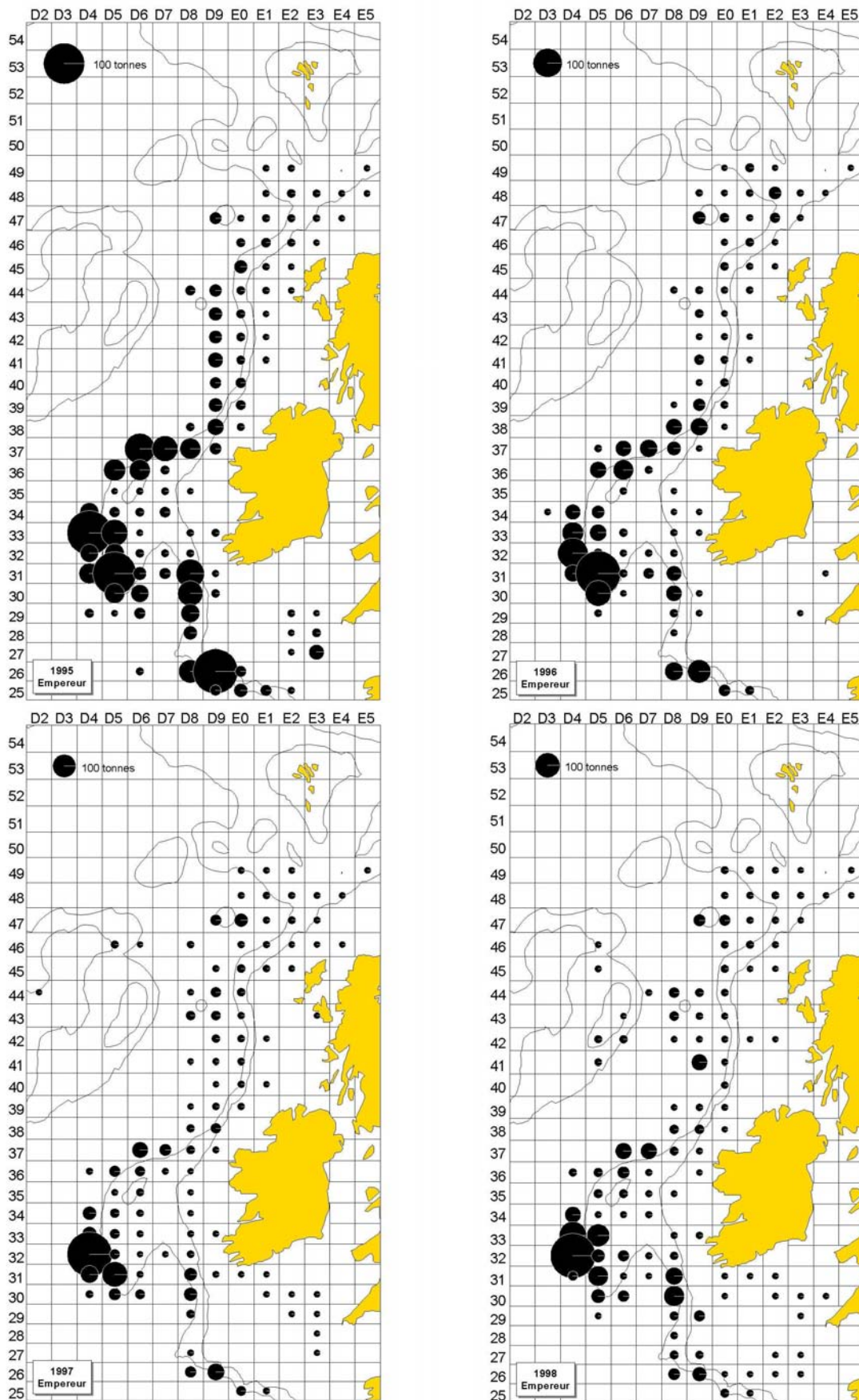


Figure 3 :Distribution géographique des captures d'empeur de 1995 à 1998, données base statistiques nationale (nb : disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1000 m).

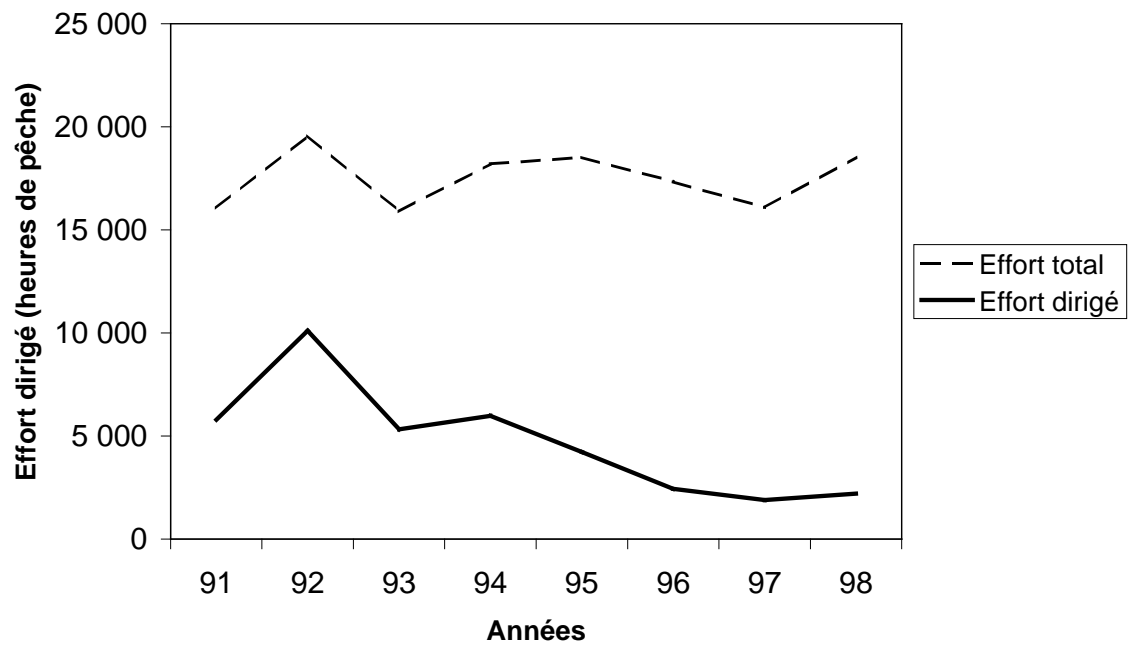


Figure 4 : Effort total et effort dirigé sur l'empeur de la flottille de chalutiers industriels de pêche profonde français.

11. Le germon (*Thunnus alalunga*) de l'Atlantique Nord.

Michel Bertignac

11.1. Considérations biogéographiques

11.1.1. Distribution géographique du stock

Le germon (*Thunnus alalunga*) est un poisson pélagique des eaux chaudes et tempérées. Il est présent dans les trois océans : Pacifique, Indien et Atlantique (Collette & Nauen, 1983). Dans l'Atlantique, il est supposé que la population est constituée de deux stocks, séparés approximativement par la latitude 5°N. Cette hypothèse est en accord avec la distribution spatiale des captures (Shiohama, 1971) et la mise en évidence de deux zones distinctes de fraie au nord et au sud (Ueyanagi, 1971). De plus, si plusieurs expériences de marquage ont montré que des échanges est-ouest pouvaient avoir lieu dans chaque hémisphère (Aloncle et Delaporte, 1979 ; Hue, 1979), aucun échange entre le nord et le sud n'a été observé à ce jour. Il en est de même, entre l'Atlantique Nord et la Méditerranée où existe également une population de germon. Toutefois, plusieurs études sur la structure de la population à partir de matériel génétique n'ont pu mettre en évidence des différences entre ces trois stocks : une étude utilisant l'ADN mitochondrial (ADNmt) ne montre pas de différences significatives entre les échantillons de l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne) et Sud (Brésil); une autre étude utilisant également l'ADNmt arrive aux mêmes conclusions en ce qui concerne les stocks méditerranéen et Nord Atlantique (Viñas *et al.*, 1999). Dans ce dernier cas cependant, des germes prélevés en Mer d'Alboran ont été intégrés à l'échantillon de Méditerranée alors qu'il s'agit probablement d'une composante de germon Atlantique qui y pénètre saisonnièrement (Caminas *et al.*, 1986). Si ces analyses génétiques traduisent des échanges probables entre les stocks, il est possible que ces échanges soient limités, une faible proportion d'individus migrant d'un stock à l'autre étant suffisante pour rendre impossible la mise en évidence d'éventuelles différences génétiques entre stocks à l'aide des méthodes génétiques actuellement utilisées. En conséquence, le Comité Permanent pour la Recherche et les Statistiques (SCRS) de la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (ICCAT) considère toujours, lors de ses évaluations, que la population du germon Atlantique est divisée en trois stocks : un stock Atlantique Nord, un stock Atlantique Sud et un stock méditerranéen. Dans ce rapport, nous nous limitons au stock Nord Atlantique.

11.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le germon ne fréquente les eaux de l'Atlantique Nord-Est, et plus particulièrement la zone des 200 milles au large des côtes françaises, que de façon saisonnière (voir ci-dessous la description complète du cycle de vie). Cette migration trophique est surtout le fait de jeunes germes de moins de 5 ans et a lieu en été et automne. Elle se fait en relation avec la température de surface des eaux et les fronts thermiques (Havard Duclos, 1973). Ces germes juvéniles se trouvent surtout dans des eaux où la température de surface est comprise entre 16 et 21°C. Les zones de frayères de l'Atlantique Nord quant à elles, sont situées à l'ouest de cet océan entre 5°N et 20°N, en dehors donc des limites juridictionnelles françaises.

11.2. Données biologiques

11.2.1. Description du cycle de vie

Dans l'Atlantique Nord, la ponte a lieu chaque année de avril à septembre à l'ouest et au nord des Antilles, dans la Mer des Sargasses, à une latitude comprise entre 5°N et 20°N. La température des eaux de surface y est supérieure à 24°C. Après une phase larvaire très courte (Ueyanagi, 1973) et une croissance assez rapide des juvéniles jusqu'à 40 cm - ils ont alors probablement entre six mois et un an - les germes immatures de longueur supérieure à 40 cm apparaissent à des latitudes comprises entre 40°N et 50°N où ils sont exploités par les pêcheries de surface : canne, traîne, chalut pélagique et filet maillant dérivant. L'essentiel des captures par cette pêche s'est longtemps fait dans la partie Est de l'océan entre 10 et 25°W mais des captures ont également été observées jusqu'à 30°W ainsi que dans la partie ouest de l'océan. Une distribution d'immatures sur l'ensemble de l'océan entre 40°N et 50°N n'est donc pas à exclure (Bard, 2001). Le germon acquiert sa première maturité sexuelle à une longueur supérieure à 85cm (15kg) soit environ 5 ans révolus. En hiver, après la ponte, un certain nombre d'adultes se déplacent vers l'Atlantique central à des latitudes comprises entre 20°N et 35°N (Beardsley, 1969 ; Koto, 1969).

11.2.2. Paramètres biologiques

11.2.2.1. Relation taille–poids

Pour le stock nord, deux relations taille–poids ont été successivement utilisées lors des évaluations récentes conduites dans le cadre de l'ICCAT : l'équation de Beardsley (1971) et celle de Santiago (1993). Elles sont toutes deux fournies dans le tableau ci-dessous et présentées à la figure 1.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Beardsley, 1971	Atlantique nord	Longueur totale	M+F		$0,006310.10^{-3}$	3,283
Santiago, 1993	Atlantique nord	Longueur totale	M+F		$0,01339.10^{-3}$	3,107

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le germon selon divers auteurs ($W = aL^b$, avec W poids vif en kg et L longueur en cm).

L'équation établie par Santiago (1993) qui est utilisée aujourd'hui estime des poids plus faibles que celle de Beardsley pour les grands individus : jusqu'à plus de 3kg de différence pour un germon de 110–120 cm. Elle a été choisie car elle repose sur un échantillon couvrant une gamme plus étendue de taille et dans des zones correspondant à celles fréquentées par la pêcherie (Anon. 1996). Celle de Beardsley provenait de données plus hétérogènes.

11.2.2.2. Croissance

Un grand nombre d'études sur la croissance est disponible dans la littérature. Une comparaison des principaux résultats de ces études est reportée au tableau ci-dessous et à la figure 2. Plusieurs méthodes de détermination de l'âge ont été utilisées. Fernandez (1992) a effectué une étude comparative de l'utilisation de coupes transversales de trois structures osseuses. Elle a montré que, des otolithes, vertèbres et rayons épineux des nageoires, ces derniers semblaient les plus appropriés pour déterminer l'âge des germons. Elle a observé également des taux de croissance plus lents pour les femelles à partir de la maturité (environ 5 ans). Son étude repose sur un nombre limité d'individus.

Auteurs	Méthodes	L_{∞} (cm)	K (an ⁻¹)	t_0
Bard (1981)	Epines	124.74	0.23	-0.9892
Fernandez (1992)	Epines	125.05	0.17	-1.1200
Santiago (1999)	Multifan	122.80	0.22	-
Ortiz et Parrack (1994)	Marquage	108.20	0.31	-1.2446
Ortiz et Restrepo (2001)	Marquage	105.60	0.33	-

Tableau 2 : Paramètres de croissance de l'équation de von Bertalanffy estimés par différents auteurs pour le germon de l'Atlantique Nord.

Ortiz et Cummings-Parrack (1994) ont analysé des données de plusieurs marquages réalisés dans le Golfe de Gascogne pour estimer la croissance du germon. Elles ont utilisé la méthode de Fabens (1965) pour estimer les paramètres K et L_{∞} du modèle de von Bertalanffy. Leurs estimations conduisent à des valeurs plus faibles de L_{∞} et plus fortes de K que celles obtenues précédemment par d'autres méthodes. Il a été noté à la suite de cette étude que le modèle utilisé ne comportant pas de variabilité individuelle de croissance, cela pouvait entraîner un biais lors de l'estimation des paramètres. Une étude plus récente (Ortiz et Restrepo, 2001) prend en compte cette variabilité individuelle en utilisant les méthodes de Kirkwood et Sommers (1984) et Sainsbury (1980). Elle arrive cependant à des estimations similaires pour K et L_{∞} .

Bard (1981) a étudié les rayons épineux des nageoires. Les paramètres de croissance qu'il a estimé sont toujours utilisés lors des évaluations de stock.

Enfin, l'utilisation du logiciel MULTIFAN (Fournier *et al*, 1990) a conduit également à plusieurs estimations des paramètres de croissance à partir des distributions en longueur des captures, toutes assez proches de celles obtenues à partir des pièces dures (Santiago, 1993b ; Ortiz et Santiago, 1994 ; Santiago, 1999). Cette méthode présente de plus l'avantage de fournir directement les distributions en âge des captures utilisées ensuite dans les évaluations.

11.2.2.3. Reproduction

La première maturité débute à environ 85 cm de longueur à la fourche et 50% des individus atteignent la maturité à 90 cm ce qui correspond, en utilisant la courbe de croissance proposée par Bard (1981), à un âge de 5 ans. A partir d'échantillons de longueur par sexe, il a pu être mis en évidence qu'au delà de 100 cm, les mâles étaient proportionnellement plus nombreux. Bien qu'aucune explication concluante ne soit disponible à ce jour, ce phénomène pourrait être dû à une mortalité différente entre les deux sexes ainsi qu'à une différence de taux de croissance après la maturité.

Il ne semble pas y avoir de relation simple entre longueur et nombre d'œufs produits (Collette et Nauen, 1983). Une femelle peut produire de 800 000 à 2 500 000 œufs par saison de ponte.

11.2.2.4. Mortalité naturelle

Comme pour beaucoup d'espèces de poissons, il existe assez peu d'information sur les taux de mortalité naturelle du germon Nord Atlantique, ce paramètre étant difficile à estimer. Un M de 0.3 an⁻¹ pour tous les groupes d'âge est utilisé depuis 1989 par le SCRS. Plusieurs auteurs ont supposé une relation entre mortalité naturelle et âge ou taille des poissons. Suda (1956) a proposé un vecteur de mortalité naturelle croissante pour le germon passant de 0.2 pour les juvéniles à 0.4 puis 0.6 et 0.8 pour les adultes. Plus récemment, Chen et Watanabe (1989) ont proposé une méthode d'estimation de M supposant une relation entre mortalité naturelle et croissance. Une application de cette relation présentée lors du groupe de travail du SCRS en 1998 (Anon., 1999) a conduit aux valeurs suivantes de mortalité naturelle :

Age	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
M	0.63	0.46	0.38	0.34	0.31	0.29	0.31	0.33	0.36	0.39	0.43	0.48

Tableau 3 : Estimation de la mortalité naturelle du germon en fonction de l'âge (Anon., 1999).

Cependant, lors de ce groupe de travail, l'utilisation d'un vecteur de mortalité naturelle à la place d'une valeur constante de 0.3 a eu peu d'effet sur les résultats de l'évaluation du stock. Un M de 0.3, constant sur l'ensemble des classes d'âge, est donc toujours utilisé.

11.3. Les pêcheries

Les pêcheries de germon du Nord Atlantique peuvent être classées suivant la taille des poissons ciblés par chaque flottille. Un premier groupe, la pêcherie de surface, s'est orienté essentiellement vers la capture des juvéniles et pré-adultes (de 2 à 15 kg) dans les latitudes élevées tandis qu'un second, la pêcherie de palangre, cible les adultes (15 kg et plus) en zones tropicale et sub-tropicale. La distribution géographique approximative de ces groupes et des engins utilisés est présentée à la figure 3

La pêcherie de surface suit les déplacements des juvéniles liés au réchauffement des eaux de l'Atlantique Nord-Est en été. Les canneurs descendent ensuite jusqu'aux Açores et Canaries en automne et hiver (zone d'hivernage des juvéniles et pré-adultes). Les palangriers quant à eux exploitent les zones de pontes en été et se déplacent vers le nord et le centre de l'océan Atlantique en hiver (zone d'hivernage des adultes).

11.3.1. La pêcherie française

La pêcherie française de germon est une pêcherie de surface. Elle cible les juvéniles lorsqu'ils migrent, chaque année, dans le golfe de Gascogne et les eaux avoisinantes en été et en automne. Cette pêcherie a débuté dès les XVIII-XIX^{ème} siècles avec des pinasses à voile basées à Groix pratiquant la ligne de traîne (Bard, 1981). A partir des années 30, l'apparition du moteur et d'une cale à glace permet d'augmenter le rayon d'action des navires et leurs rendements. Dans les années 50 se développe la technique de pêche à l'appât vivant. La pêcherie est alors dominée par la pêche à la canne (avec appât vivant) et la traîne et ce jusque dans les années 80. Cette pêcherie a subi, depuis, une profonde mutation. La pêche à l'appât vivant est abandonnée à partir de la fin des années 70, la ligne de traîne disparaissant au milieu des années 80. Ces deux techniques de pêche ont été remplacées depuis une quinzaine d'années et pour des raisons économiques par deux nouveaux engins : le chalut pélagique et le filet maillant dérivant (Liorzou, 1989). Après l'introduction du filet maillant dérivant en 1987, la technique est rapidement adoptée par les pêcheurs bretons et vendéens.

11.3.2. Les pêcheries étrangères

Les pêcheries étrangères sont dominées par deux groupes de pays ciblant pour l'un, principalement des juvéniles (Espagne, Portugal, Irlande et Royaume Uni) et pour l'autre, des adultes (Japon et Taiwan). Il est à noter également l'existence d'une petite pêcherie plaisancière de surface à la canne avec moulinet (en anglais : *rod and reel*) aux Etats-Unis ainsi qu'une pêcherie à la palangre et une autre au filet.

L'Espagne a été, avec la France, l'un des deux premiers pays à utiliser la ligne de traîne et ce dès le XIX^{ème} siècle. A partir du milieu du XX^{ème} siècle s'est développé dans ce pays, comme en France, une pêcherie à l'appât vivant. Contrairement à la France cependant, l'effort et les captures de ces deux engins de pêches sont restés relativement stables au cours des deux dernières décennies. L'évolution principale qu'a connue cette pêche ces dernières années a été l'extension de l'activité de la flottille de canneurs vers la zone des Açores et le Sud-Ouest du Portugal en automne, ainsi que vers les îles Canaries en hiver et au début du printemps et même, parfois, jusqu'en Méditerranée.

La pêcherie portugaise de germon a surtout lieu dans les archipels des Açores et de Madère, où des flottilles pratiquent de façon saisonnière la pêche thonière à l'appât vivant.

Depuis 1990, l'Irlande et le Royaume Uni ont chacun développé une flottille utilisant le filet maillant dérivant pour capturer du germon. Depuis 1998, l'Irlande a également développé une pêche au chalut pélagique.

Le Japon a commencé à cibler le germon à partir de 1956 à l'aide de palangres. Entre 1960 et 1975, cette pêcherie a cependant progressivement transféré son effort de pêche vers la capture de thon obèse (*Thunnus obesus*) et de thon rouge (*Thunnus thynnus*). Depuis cette date, le germon ne constitue plus, pour cette flottille, qu'une prise accessoire.

L'activité de pêche de germon à la palangre des Taiwanais a débuté à la fin des années 60. A partir du milieu des années 80 cependant, cette flottille a opéré, comme ce fut le cas pour le Japon, une réorientation de son effort de pêche vers la capture de thon obèse, le germon devenant alors une prise accessoire.

11.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

11.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les captures totales de germon de l'Atlantique Nord montrent une tendance à la baisse depuis le milieu des années 60 (figure 4). Après un pic à 64 000 tonnes en 1964, elles sont passées à 30 000 tonnes/an au cours de la dernière décennie. Cette baisse est en partie imputable à une diminution des captures des pêcheries de surface « traditionnelles » (canne et traîne) et notamment celle des ligneurs français. Une autre raison est liée à la diminution des captures des palangriers pour lesquels le germon ne constitue plus qu'une prise accessoire. En revanche, depuis le milieu des années 80, les captures des nouvelles pêcheries de surface (filet maillant dérivant et chalut pélagique) ont augmenté. Notons enfin une augmentation assez forte des captures en 1999 (avec plus de 34 000 tonnes) par rapport à celles de l'année précédente (25 000 tonnes). Cette augmentation a touché tous les métiers (surface et palangre).

11.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Les données d'efforts de pêche nominaux ne sont pas disponibles pour toutes les flottilles. Si les données des pêcheries palangrières ainsi que celles des ligneurs et canneurs espagnols peuvent être considérées comme « satisfaisantes », ce n'est pas le cas des pêcheries de surface plus récentes comme celles des chalutiers pélagiques français ou bien des fileyeurs irlandais, anglais et français pour lesquelles les données disponibles dans la base de données ICCAT restent incomplètes. Les principales caractéristiques de l'évolution de l'effort de pêche sont les suivantes :

- Réorientation de l'effort de pêche des palangriers japonais d'abord (années 70), taiwanais ensuite (années 80) vers la capture d'autres espèces de thons à valeur commerciale supérieure (thon obèse et thon rouge) par l'introduction des palangres profondes et le déplacement d'une partie de leur effort de pêche vers de nouvelles zones de pêche.

- Disparition des ligneurs français et forte réduction des canneurs à partir du milieu des années 70 et « remplacement » de ces unités par des flottilles de chalutiers pélagiques et de fileyeurs au cours des années 80. Depuis 1995, une limitation du nombre de navires français autorisés à cibler le germon a été mise en place. Un « permis de pêche spécial » (PPS) par bateau, associé à un engin de pêche « principal » utilisé pour capturer du germon, a ainsi été créé. Lors de sa mise en place, les nombres de navires ayant obtenu des PPS et ayant pratiqué la pêche du germon étaient les suivants : 69 au filet maillant dérivant, 78 au chalut pélagique et 8 à la canne. Pour l'année 1999, ce nombre était passé à 78 chalutiers pélagiques, 38 fileyeurs et 4 canneurs (figure 5). Ces 5 années ont vu une diminution progressive du nombre de PPS « filet maillant dérivant » et « canne ».
- Au cours des années 80 également, l'usage de grands filets maillant dérivant par les pêcheurs asiatiques soulève de nombreuses inquiétudes quant à l'impact de cet engin de pêche sur l'environnement : capture d'espèces non ciblées tels des mammifères marins, des oiseaux et des tortues (Antoine *et al.*, 1995 ; Goujon *et al.*, 1996). L'usage de ces filets est interdit depuis 1990 (Assemblée Générale des Nations Unies, 1990). A partir de 1992 et dans les eaux des Etats membres de la Communauté européenne, la longueur maximale utilisable par un même bateau a été fixée à 2.5 km. Une dérogation à 5 km a été accordée à 37 navires jusqu'au 31 décembre 1993 (Règlement CEE n° 345/92 du Conseil des Communautés du 27 janvier 1992) ; elle n'a pas été renouvelée. En 1998, il a été finalement décidé d'interdire définitivement l'usage de cet engin à partir du 1 janvier 2002.
- Stabilité de la flottille des ligneurs espagnols depuis de nombreuses années, sans modification technologique notable. L'effort nominal des canneurs espagnols est également resté stable mais deux modifications technologiques ont été introduites (sonar dans les années 70 et écho-sondeur couleur dans les années 80). Ces navires ont également augmenté leur puissance motrice durant la même période.

11.3.4. Structure démographique des captures

Le stock de germon de l'Atlantique Nord fait l'objet d'un suivi régulier au sein de l'ICCAT. La base de données des distributions en longueur des captures par engin est mise à jour périodiquement et, depuis plusieurs années, les captures aux âges sont estimées de façon standard en utilisant le logiciel MULTIFAN avec des paramètres de croissance fixés (Anon, 1996). Une longue série de captures aux âges est donc disponible. La structure démographique ainsi obtenue est donnée à la figure 6 pour la période 1975-1999. Il est clair que ce sont les trois premiers groupes d'âge qui sont les mieux représentés dans les captures et plus particulièrement le groupe d'âge 2. Les groupes d'âge 5 et au delà sont importants jusqu'en 1986, date à laquelle les palangriers Taiwanais commencèrent à réduire leur effort de pêche dirigé vers le germon.

11.3.5. Sélectivité des engins de pêche

A notre connaissance, peu d'étude sur la sélectivité des engins capturant du germon dans l'Atlantique Nord ont été menées. Le programme ADAPT (Gavaris, 1988), qui est le principal logiciel d'évaluation du stock utilisé à l'ICCAT pour le germon (voir plus loin) estime des coefficients de sélectivités pour les flottilles et sur les groupes d'âges pour lesquels des séries d'indices d'abondance sont disponibles, mais les valeurs de ces coefficients restent imparfaitement connues.

11.3.6. Les compétitions entre métiers

L'introduction au milieu des années 80 et dans le golfe de Gascogne, de nouveaux engins de pêche de surface (filet maillant et chalut pélagique français) a suscité des inquiétudes chez les pêcheurs utilisant des engins plus « traditionnels » (i.e. canneurs et ligneurs espagnols) comme le souligne Antoine (1995). Un programme d'observation financé par la CEE a été réalisé en 1989 et n'a pu conclure à l'impact direct d'un type d'engin sur les rendements d'autre engin (Anon., 1989). Une études des séries de CPUE des canneurs a montré une baisse des rendements coïncidant avec l'accroissement de l'effort de pêche nominal du filet dérivant, mais ce type de corrélation reste cependant assez délicate à interpréter. Une autre approche possible qui porte sur d'éventuelles interactions à long terme serait de conduire, à partir des évaluations réalisées à l'ICCAT, des simulations afin de mesurer l'impact de l'augmentation de la mortalité par pêche d'un groupe d'engins (engins de surface traditionnel, engins de surfaces récents, palangriers) sur les captures ou rendements d'un autre groupe, mais aucune de ces analyses n'a été conduite jusqu'à présent. L'arrêt de l'utilisation du filet maillant programmé pour

la fin 2001 pourrait avoir, avec la reconversion des unités vers une autre technique de pêche, des conséquences nouvelles sur ces problèmes de compétition.

11.4. L'état de la ressource

11.4.1. Evolution de l'abondance

Les seules séries d'indices d'abondances disponibles ont été obtenues à partir des données commerciales. Lors des évaluations les plus récentes menées dans le cadre du SCRS de l'ICCAT, elles ont été utilisées pour le calibrage de la VPA (Analyse de Populations Virtuelles) par la méthode ADAPT. Ces indices sont obtenus après « standardisation » des CPUEs en ajustant, pour la plupart, un modèle linéaire généralisé. Parmi l'ensemble des séries disponibles, seul un certain nombre est retenu lors de l'évaluation. Ainsi, les indices des canneurs espagnols, qui présentent des variations inter annuelles importantes liées probablement davantage à des changements de puissance de pêche ou de stratégie difficilement quantifiables qu'à des variations d'abondances (Anon., 1996) ont été jusqu'à présent écartés des analyses. Les séries utilisées lors de la dernière évaluation sont celles des pêcheries suivantes : ligneurs espagnols (Ortiz de Zarate *et al.*, 2001), ligneurs et canneurs français (Goujon *et al.*, 1996), palangriers américains (Ortiz et Cramer, 2001), taiwanais (Tzeng *et al.*, 2001) et japonais (Uosaki, 2001). Elles sont présentées à la figure 7.

Les évolutions de l'abondance des adultes mesurées par les indices japonais et taiwanais sont assez cohérentes. La série japonaise décroît assez nettement de 1976 à 1978, diminue plus lentement ensuite et se termine par une légère amélioration en 1999. Pour la série taiwanaise, les tendances sont similaires, orientées à la baisse avec une reprise au cours des 3 dernières années. La série américaine n'a pas de tendance claire. En ce qui concerne l'abondance des juvéniles, les séries des pêcheries de surface ne sont pas aussi cohérentes et leur interprétation est plus délicate. Certaines séries délivrent des « signaux » opposés quant à l'évolution de l'abondance (âges 2 et 3 des ligneurs espagnols) ce qui avait été évoqué pour rendre compte de la baisse apparente du recrutement à partir des années 80 (Bard et Joanny, 1996). Ceci a des conséquences sur les résultats des VPA calibrées (voir plus loin les réserves émises par le SCRS sur l'évaluation).

11.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Le stock de germon de l'Atlantique Nord a été régulièrement évalué depuis plusieurs décennies, soit au sein de l'ICCAT, soit au cours d'études plus ponctuelles. La majorité de ces études a reposé sur l'utilisation de VPA. Bard (1981) a analysé les captures aux âges de la période 1955 à 1973 en utilisant une VPA classique. La méthode MUCO (Laurec et Bard, 1980) qui fait des hypothèses de stabilité relative des capturabilités des âges 2 et 3 pour les ligneurs français, fut également utilisée pour les cohortes 1964 à 1977 (Bard, 1981). Ces analyses furent ensuite mises à jour par Antoine et Garces (1982), Garces et Weber (1985) et Garces *et al.* (1989). Toutes conclurent à des taux d'exploitation élevés durant les années 60 et 70 qui ensuite diminuèrent entre 1973 et 1980.

11.4.3. Recrutement

Toujours selon les mêmes analyses, entre 1965 et 1977, les recrutements estimés étaient relativement stables autour de 13 à 15 millions de recrues (âge 1) avec des pics pouvant atteindre 20 millions. Il ont ensuite baissé lors des années 80 autour de 7 à 12 millions de recrues. A partir du début des années 90, la méthode ADAPT (basée elle aussi sur une VPA mais cette fois calibrée à l'aide d'indices d'abondances) a été utilisée par l'ICCAT. Elle a confirmé la baisse apparente du recrutement à partir du début des années 80 et estimé des valeurs élevées de mortalités par pêches sur les groupes d'âge 2 à 4 ans.

11.4.4. Etat actuel de l'exploitation et potentiel de production

La dernière évaluation conduite par le SCRS en Octobre 2000 confirme les diagnostics des années précédentes. La biomasse féconde, qui semble avoir chuté à partir du milieu des années 70 jusqu'en 1985-1986, années où les captures des palangriers taiwanais ont été très fortes, aurait légèrement augmenté depuis (figure 8). Le recrutement serait relativement stable depuis le début des années 80 autour de 10 millions d'individus. Les taux de mortalité par pêche des juvéniles (âges 2 à 4) seraient en légère hausse au cours de la période analysée. Le taux de mortalité par pêche des adultes (âges 5 et plus), après avoir enregistré une hausse record en 1986 (en relation avec les captures exceptionnelles des palangriers taiwanais) auraient chuté ensuite. Les taux les plus récents semblent être encore assez élevés, sans toutefois atteindre le niveau de 1986.

Les analyses de rendements par recrue en conditions d'équilibre (figure 9) montrent un stock pleinement exploité et indigent, avec $F_{99} < F_{max}$, que le stock nord n'est pas en condition de mésexploitation (growth overfishing). Par contre, les analyses de production équilibrée utilisant la relation entre biomasse féconde et recrutement montrent que la biomasse actuelle du stock reproducteur est, avec 29 000 t, inférieure d'environ 30% à celle associée à la prise maximale équilibrée (PME) qui est estimée à 42 300 t. De même, la PME est évaluée à 32,600t alors que les captures de 1999 étaient de 34 500 t. Enfin, la mortalité par pêche actuelle, estimée à 0.57 est légèrement supérieure à celle correspondant à la PME et estimée à 0.51.

L'état actuel de l'exploitation serait caractérisé par des niveaux élevés de mortalité par pêche sur les juvéniles par les pêcheries de surface qui empêcherait la biomasse féconde de se reconstituer à un niveau suffisant permettant d'atteindre la PME.

Les précédentes études fondées sur les données historiques indiquaient des niveaux recrutements plus élevés dans les années 60 et 70, période pendant laquelle les captures ont durablement dépassé 50 000 t/an. La valeur de la PME estimée aujourd'hui est donc curieusement plutôt faible par rapport à ce niveau de captures. Il est possible que ces valeurs de recrutement fortes aient été associées à un régime environnemental différent de celui qui est en cours actuellement (Santiago, 1997). Cependant, d'autres hypothèses peuvent aussi être émises pour expliquer cet écart. Une baisse générale des capturabilités aux engins traditionnels (ligne, canne) a pu être engendrée par un changement des conditions environnementales, surtout les contrastes thermiques, dans la zone de pêche du Nord Est Atlantique (Bard et Santiago, 1999). Des études de sensibilités ont été conduites lors des dernières évaluations afin de tester le rôle joué par chaque série d'indice d'abondance utilisée pour calibrer la VPA. Elles mettent en évidence des conflits entre ces séries, notamment entre celles des ligneurs espagnols sur les classes d'âge 2 et 3ans. Dans certains cas, les résultats de la VPA sont plus « optimistes » que ceux du cas de référence avec des mortalités par pêches plus faibles sur les juvéniles, un recrutement récent plus important de l'ordre de 15 millions (davantage en accord avec les valeurs historiques) et une reprise importante de la biomasse féconde au cours des années récentes. Il se pourrait ainsi que les indices d'abondances estimés à partir des CPUEs ne reflètent pas l'évolution de l'abondance réelles des différents groupes d'âge (Anon., 1996 ; Ortiz *et al.*, 1997 ; Bard, 2001). Une tel scénario d'évolution récente du stock est tout à fait envisageable mais, insuffisamment étayé à ce jour, il n'a pas été retenu par le SCRS.

Une autre incertitude concerne la relation stock–recrutement (figure 9). Le modèle utilisé actuellement est celui de Beverton et Holt. Un modèle qui ferait l'hypothèse d'une plus grande stabilité du nombre de recrues dans la gamme observée de biomasse féconde conduirait également à un diagnostic plus optimiste avec une mortalité par pêche inférieure à F_{PME} et une biomasse supérieure à B_{PME} .

Production actuelle (1999)	34 557
Production maximale équilibrée (PME)	32 600 [32 400-33 100]
Biomasse féconde (SSB ₉₉)	29 000 [23 000-35 000]
SSB _{PME}	42 300 [40 400-44 000]
B ₉₉ /B _{PME}	0.68 [0.52-0.86]
F ₉₉ /F _{PME}	1.10 [0.99-1.30]
F ₉₉ /F _{max}	0,71 [0.66-0.78]
F _{max}	0.80 [0.73-0.84]
F _{PME}	0.51 [0.47-0.55]
F ₉₉ (Moyenne Géométrique 1996-1998)	0.57 [0.52-0.60]
Mesures de gestion en vigueur	Recommandation.98-8 : nombre de bateaux limité au nombre moyen sur la période 1993-1995 TAC fixé à 34 500t

Tableau 4 : Estimations obtenues à l'issue de la VPA (cas de référence) sur les données de captures de 1975 à 1999 réalisée lors du SCRS 2000 [intervalles de confiance à 80%].

11.5. Les mesures de gestion

11.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Contexte : Comme pour les autres espèces de thonidés de l'Atlantique, l'évaluation du stock de germon de l'Atlantique Nord se fait dans le cadre de l'ICCAT. La commission se réunit tous les deux ans. Elle prend avis auprès du SCRS pour élaborer ses recommandations et proposer d'éventuelles mesures de gestion. Jusqu'en 1999, aucune mesure mise en place par l'ICCAT n'existait pour le germon. Au cours des dernières années, les recommandations du SCRS étaient de ne pas augmenter la mortalité par pêche au delà de sa valeur courante. Ceci conduisit la Commission à recommander, à partir de 1999, une limitation du nombre de navires ciblant le germon au nombre moyen observé sur la période 1993-1995 (Recommandation n° 98-8). Il faut noter que la France avait déjà mis en place une mesure similaire avec l'instauration, dès 1995, de permis de pêche spéciaux. De plus, au niveau de l'Union Européenne, une réglementation limitant à 2.5 km la longueur totale des filets maillant utilisés par les navires des ses états membres avait été adoptée en 1992. Elle était complétée en 1998 par une limitation du nombre de navires autorisés à pratiquer le filet maillant jusqu'à son interdiction totale à partir du 1^{er} janvier 2002.

Situation actuelle : En réponse aux recommandations de la Commission faite en 1999 sur la limitation du nombre de navires, le SCRS a conclu, en octobre 2000, à la difficulté d'utiliser une telle mesure pour contrôler la mortalité par pêche. Il a par contre considéré qu'une limitation des captures constituait un moyen plus efficace. Compte tenu des résultats des évaluations conduites par le comité, deux alternatives ont été proposées. Un maintien des captures actuelles à 34 500 t permettant d'assurer la stabilité de la biomasse féconde ou bien une légère réduction des captures permettant à terme d'accroître la biomasse féconde au niveau estimé supporter la PME. Suite à cette recommandation, un TAC germon de 34 500 t a été décidé pour la période 2001-2002. Le détail de sa répartition par pays de l'Union Européenne est le suivant :

Irlande	3 158 t
Espagne	17 801 t
France	5 599 t
Royaume Uni	201 t
Portugal	1 953 t
Total UE	28 712 t

La capacité de pêche est quand à elle toujours limitée au nombre moyen de navires présents dans la pêcherie entre 1993 et 1995.

11.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Un changement important est déjà intervenu dans la gestion du stock de germon Nord Atlantique avec la mise en place d'un TAC à partir de 2001. Cette espèce quitte donc la catégorie des ressources halieutiques « hors quotas » qui constitue le thème de ce rapport. Cette évolution n'est pas surprenante. Comparé à beaucoup d'autres ressources traitées dans ce rapport, notre niveau de connaissance de la dynamique du stock et de la pêcherie sont plutôt bons, suffisamment en tout cas pour conduire, dans le cadre de l'ICCAT, des évaluations régulières permettant aujourd'hui la fixation de quotas. Cependant, les évaluations ne sont pas exemptes d'incertitude et il ne peut être exclu qu'elles soient révisées de manière importante à l'avenir lorsque la dynamique du stock sera mieux connue et que certains points sur le niveau de recrutement et la taille du stock seront éclaircis.

La stratégie de gestion de l'ICCAT est essentiellement fondée sur le MSY : un stock est considéré comme surexploité (overexploited) quand sa biomasse est en dessous de celle qui correspond au MSY (Bmsy) et comme surpêché (overfished) quand l'effort de pêche dépasse celui correspondant au MSY (Fmsy). Ces points sont considérés comme des cibles et non des limites. L'ICCAT a mis en place un groupe de travail chargé d'étudier la mise en place de l'approche de précaution. A terme, on peut donc envisager la possibilité de définir des points de référence biologique, et les gestionnaires pourraient envisager de fixer des points cibles ainsi que des règles de gestion plus précises et correspondant mieux à une approche de précaution.

L'inconnue principale concerne l'évolution de la pêcherie après l'interdiction définitive des filets maillant et le type d'engin qui sera choisi pour les remplacer. Des essais ont été conduits avec des sennes ou des lignes automatiques mais aucun n'a à ce jour donné entière satisfaction.

11.6. Références bibliographiques

- Aloncle H. et F. Delaporte, 1979. Nouvelles remarques sur la structure du stock de Germon dans le Nord-Est Atlantique. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **VIII**(2) : 261-264.
- Anon. 1989 . Interaction de différents engins de pêche de la pêcherie de surface des germons de l'Atlantique Nord-Est. IEO-Ifremer. Contrat ref. CEE 2018 DB/vt 18.7 du 5/6/89.
- Anon. 1996, Rapport de la Réunion Finale du Programme ICCAT de Recherche sur le Germon, Sukarrieta, Vizcaya, Espagne, 1-8 juin 1994, *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XLIII** : 395 p.
- Anon., 1999. Rapport détaillé SCRS/1998, *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XLIX** (4) : 19-39 .
- Antoine, L. et A.G. Garces, 1983. Considérations sur l'état du stock de germon (*T. alalunga*) de l'Atlantique Nord d'après les données des flottilles franco-espagnoles. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **XVIII**(2) : 411-420.
- Antoine, L., S. Hassani, M. Goujon et A. Collet., 1995. L'impact écologique du filet maillant dérivant. Thon germon et dauphins du proche Atlantique. *Penn ar Bed.*, n° 157/158, 69-77
- Antoine, L., 1995. Quand la controverse tourne à l'impasse : la guerre du thon. *Nature, Science et Sociétés*, **3** (1) : 6-15.
- Bard, F.X. , 1981. Le Thon Germon (*Thunnus alalunga*) de l'océan Atlantique. De la Dynamique des populations à la stratégie démographique. Thèse Doct. Univ. Paris 6 : 330p.
- Bard, F.X. et T. Joanny, 1995. The North Atlantic albacore assessment problem. ICCAT Final Meeting of the ICCAT Albacore Research Program ICCAT Vol 43 : 339-346
- Bard, F.X., et J. Santiago, 1999. Review of albacore (*T. Alalunga*) historical surface fisheries data (1920-1975) for possible relationship with the North Atlantic Oscillation. SCRS/98/106, *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **49**(4) 311-323
- Bard, F.X., 2001. Extension of geographical and vertical habitat of albacore (*T. alalunga*) in the North Atlantic. Possible consequences on true rate of exploitation of this stock. Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/119. 7p
- Beardsley, G. L., 1969. Proposed migrations of albacore *Thunnus alalunga*, in the Atlantic Ocean. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **98**(4) : 589-598.
- Beardsley, G. L., 1971. Contribution to the population dynamics of the Atlantic albacore with comments on potential yields. *Fish. Bull., U.S.*, **69** : 845-857.
- Caminas J.A., E. Alot, A. Ramos, 1986. La pesqueria española de atun blanco en el Mediterraneo, año 1984. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **25** : 149-154
- Chen, L. and S. Watanabe, 1989. Age dependence of natural mortality coefficients in fish population dynamics. *Nippon Suisan Bakkishi*, **55**(2) : 205-208.
- Collette, BB and C.E. Nauen, 1983. FAO species catalogue, Volume 2 Scombrids of the World. *FAO Fisheries Synopsis*, n°. 125, Volume 2
- Fabens, A.J. 1965. Properties and fitting of the von Bertalaffy growth curve. *Growth*, **29**(3) : 265-289.
- Fernandez, M. 1992. Révision des méthodes d'âgeage du germon (*Thunnus alalunga*) Nord-Est Atlantique par l'étude des pièces anatomiques calcifiées. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **XXXIX**(1) : 225-240.
- Fournier, D. , Sibert, J.R., Majkowski, J., and Hampton, J. 1990. MULTIFAN : a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47** :301-317

Garces, A. G. et E. Weber, 1985. Yield per Recruit analysis of North Atlantic albacore (*T. alalunga*). *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **XXIII**(2) : 307-318.

Garces, A.G., P. Mogueudet, B. Garcia, 1989. Analisis de la pesqueria de atun blanco (*T. alalunga*) del atlantico norte. Estimacion de los coeficientes de mortalidad por pesca y de los rendimientos en peso utilizando modelos estructurales. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.* **XXX**(1) : 218-228.

Gavaris, S. 1988. An adaptative framework for the estimation of population size. *Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. (CAFSAC) Res. Doc.* 88/29, 12 p.

Goujon, M., L. Antoine et B. Leroy. 1996. Captures de la pêche germonière française au filet maillant dérivant dans l'Atlantique Nord-Est. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XLIII** : 191-205.

Havard - Duclos, F. 1973. La pêche au germon dans le Golfe de Gascogne. Influence de la température sur le déplacement des mattes. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **1** : 339-370.

Hue, S.B., 1979 Etude de l'hétérogénéité du stock de germon dans l'Atlantique Nord-Est. Thèse Doc. Sci. de Nantes : 239 p.

Koto, T., 1969. Studies on the albacore : Distribution and movement of the albacore in the Indian and the Atlantic Oceans based on the catch statistics of Japanese tuna longline fishery. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, **1** : 115-129

Laurec, A. et F.X. Bard, 1980. Analyse multicohorte sur deux classes d'âge. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **IX**(1) : 14-25.

Liorzou, B ; 1989. Les nouveaux engins de pêche pour la capture du Germon. Description Statistique, impact sur le stock Nord Atlantique. *ICCAT Rec. Doc. Sci.*, **XXX**(1) : 203-217.

Ortiz M. et Cramer J., 2001, Standardized catch rates for albacore (*Thunnus alalunga*) from the U.S. pelagic longline fleet, 1982-1999. Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/143. 8p.

Ortiz de Zarate V. and N. Cummings-Parrack 1994, Preliminary analysis of albacore tag-return observations from surface fleets in the north Atlantic. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XII**(1) : 388-390.

Ortiz de Zarate V. and J. Santiago., 1994. Catch-at-age estimation in the north Atlantic albacore. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XLII**(1) : 388-390.

Ortiz de Zarate V., A. Lavin and X. Moreno-Ventas, 1997. Existe algun relacion entre las variable ambientales y las captura de superficie de atun blanco (*T. alalunga*) en el Atlantico norte ? *ICCAT SCRS/94/54*

Ortiz de Zarate V., J. Cramer et M. Ortiz. 2001. Standardized age specific catch rates for albacore *Thunnus alalunga*, from the spanish troll fishery in the northeast atlantic, 1981-1999. Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/114, 12 p

Ortiz de Zarate V. et V. Restrepo, 2001. Analysis of tagging data from North Albacore : Von Bertalanffy growth estimates and catca-at-age. Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/117, 11 p

Santiago, J. 1992. Aplication of MULTIFAN to estimate the age composition of the north Atlantic albacore catches. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XXXIX**(1) : 188-195

Santiago, J. 1993a. A new length-weight relationship for the north Atlantic albacore. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XL**(2) : 316-319.

Santiago, J. 1993b. Composicion en edades de la captura internacional de Atun blanco (*Thunnus alalunga*) del Atlantico norte. Anos 1975-1991. *ICCAT. Col. Vol. Sci. Pap.*, **XL**(2) : 320-329

Santiago, J. 1997. The North Atlantic oscillation and the recruitment of temperate tunas, *ICCAT SCRS/97/40*, 21p.

Santiago, J. 1999. North Atlantic albacore catch-at-age estimates for the period 1975-1997. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. Vol. XLIX*(4) :182-187.

Shiohama, T. 1971. Studies on measuring changes in the character of the fishing effort of the tuna longline fishery. Concentrations of the fishing effort to particular areas and species in the Japanese Atlantic fishery. *Bull. Far. Seas Fish. Lab.*, **5** :107-130.

Suda A., 1956. Studies on the albacore. III. Size compositions classified by ocean current. *Bull. Jap. Soc. Scient. Fish.*, **21**(12) : 1194-1198.

Tzeng, T.D., Wang S.J., Chang Y. et Yeh S.Y., 2001. Standardized CPUE trend of taiwanese longline fishery for northern atlantic from 1968 to 1998. Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/170. 14p.

Ueyanagi, S. 1971. Larval distribution of tunas and billfishes in the Atlantic ocean. *FAO, Fis. Rep.*, **71**(2) : 297-305.

Uosaki, K. 2001. Updated standardized cpue for albacore caught by japanese longline fishery in the atlantic ocean, 1975-1999. . Document de travail ICCAT présenté au SCRS 2000. SCRS/00/160. 7p.

Viñas, J., J. Santiago, C. Pla. 1999. Genetic characterisation and atlantic-mediterranean stock structure of albacore, *Thunnus alalunga*. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, **XLIX**(4) :188-190.

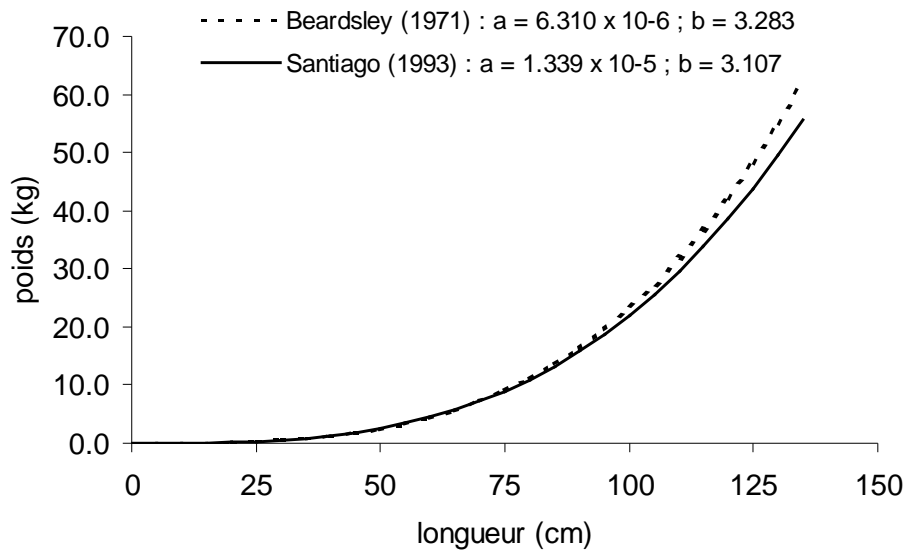


Figure 1 : Relations taille poids utilisées lors des évaluations de stock du germon de l'Atlantique Nord par l'ICCAT.

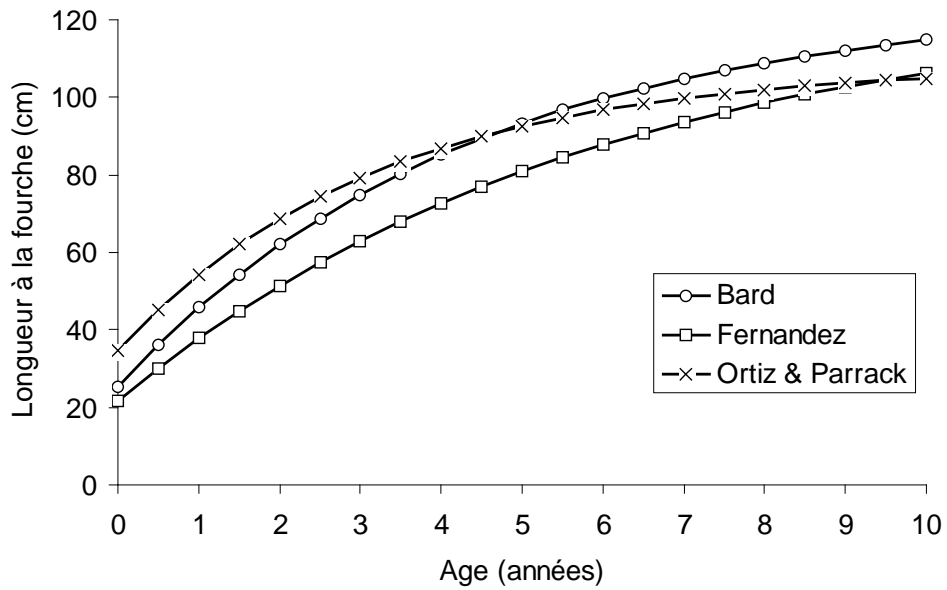


Figure 2 : Comparaisons de différentes courbes de croissance du germon Nord-Atlantique.

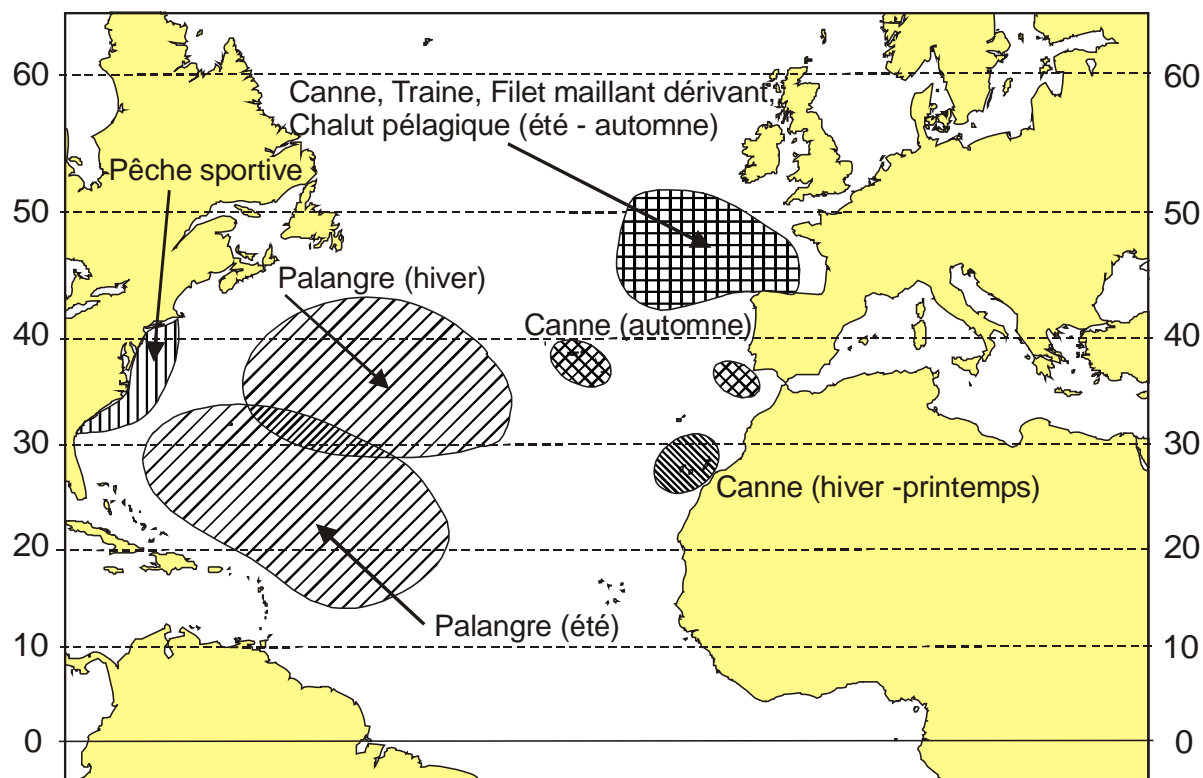


Figure 3 : Lieux de pêche généraux des principales flottilles capturant du germon dans l'Atlantique Nord.

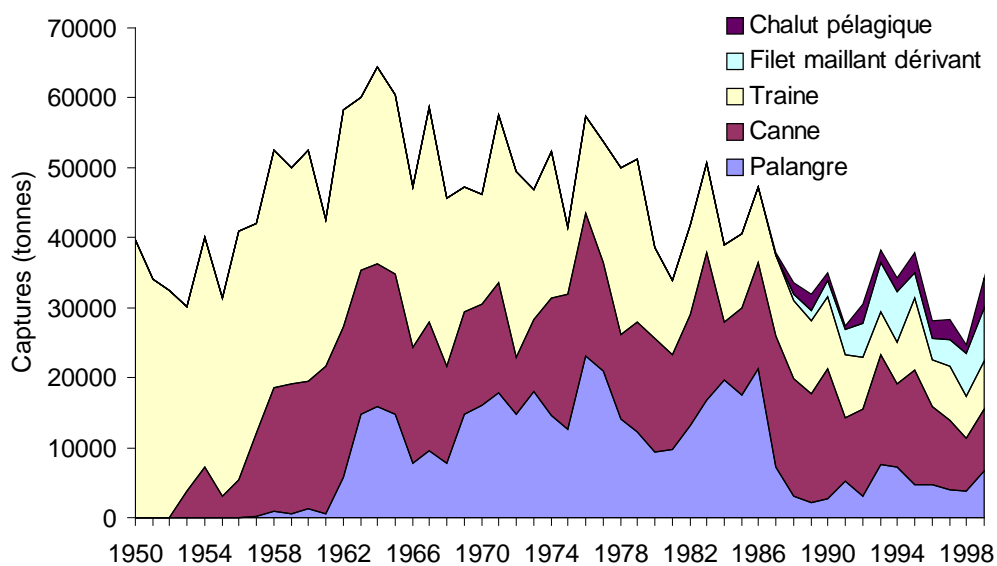


Figure 4 : Evolution des captures de germon par engin dans l'Atlantique Nord de 1950 à 1999 (Source, ICCAT, 2000).

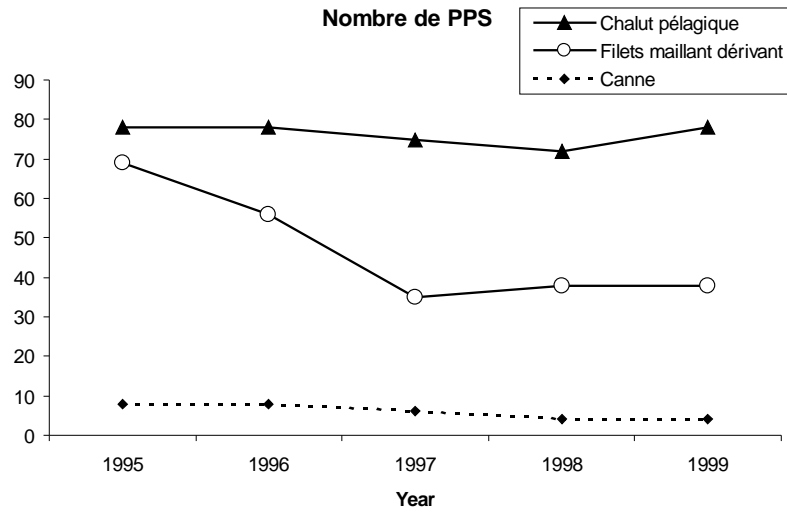


Figure 5 : Evolution du nombre de PPS dans la flotte française par engin « principal » utilisé pour capturer du germon de 1995 à 1999.

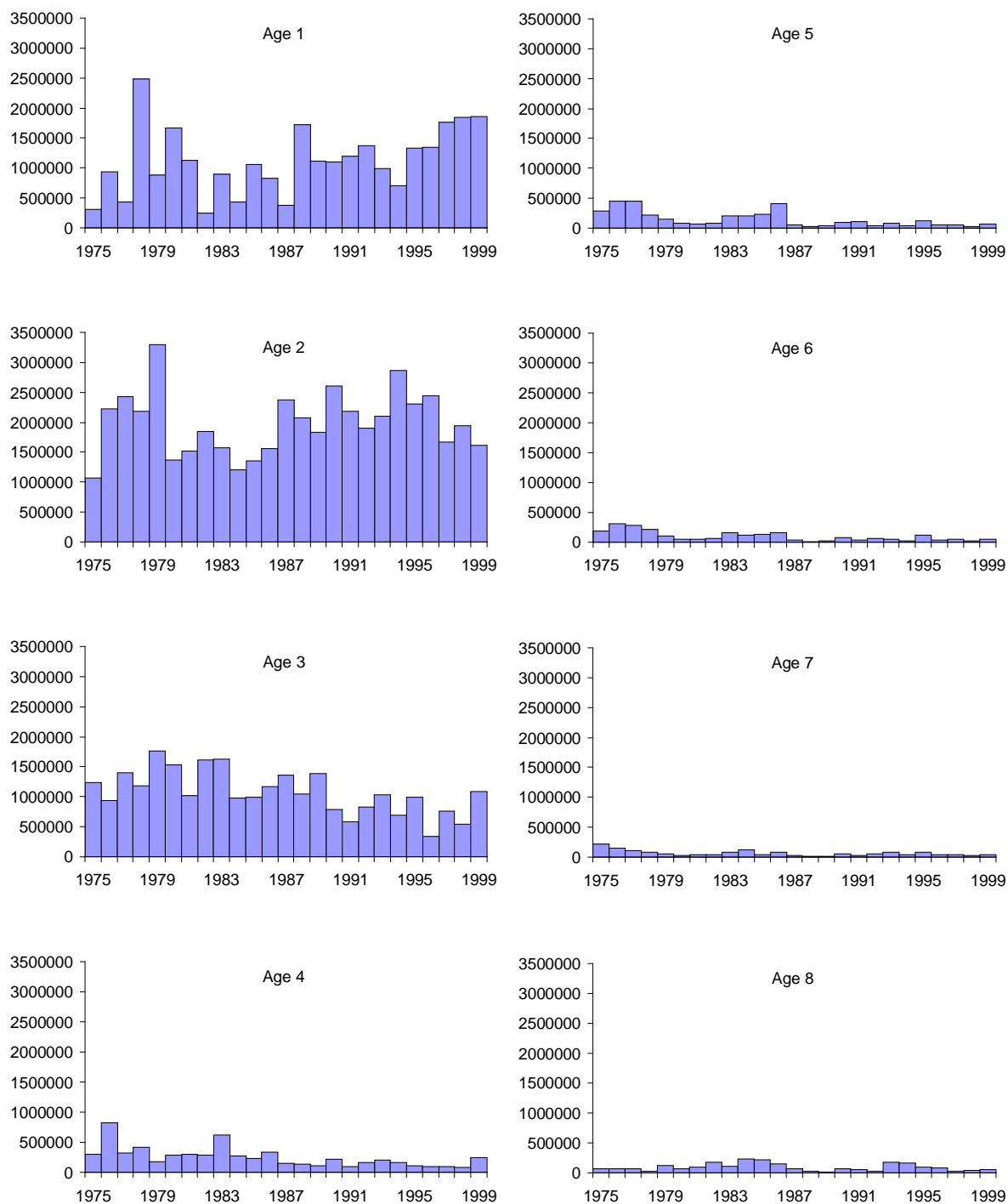


Figure 6 : Captures en nombre aux âges pour le stock de germon de l'Atlantique Nord (SCRS, 2000).

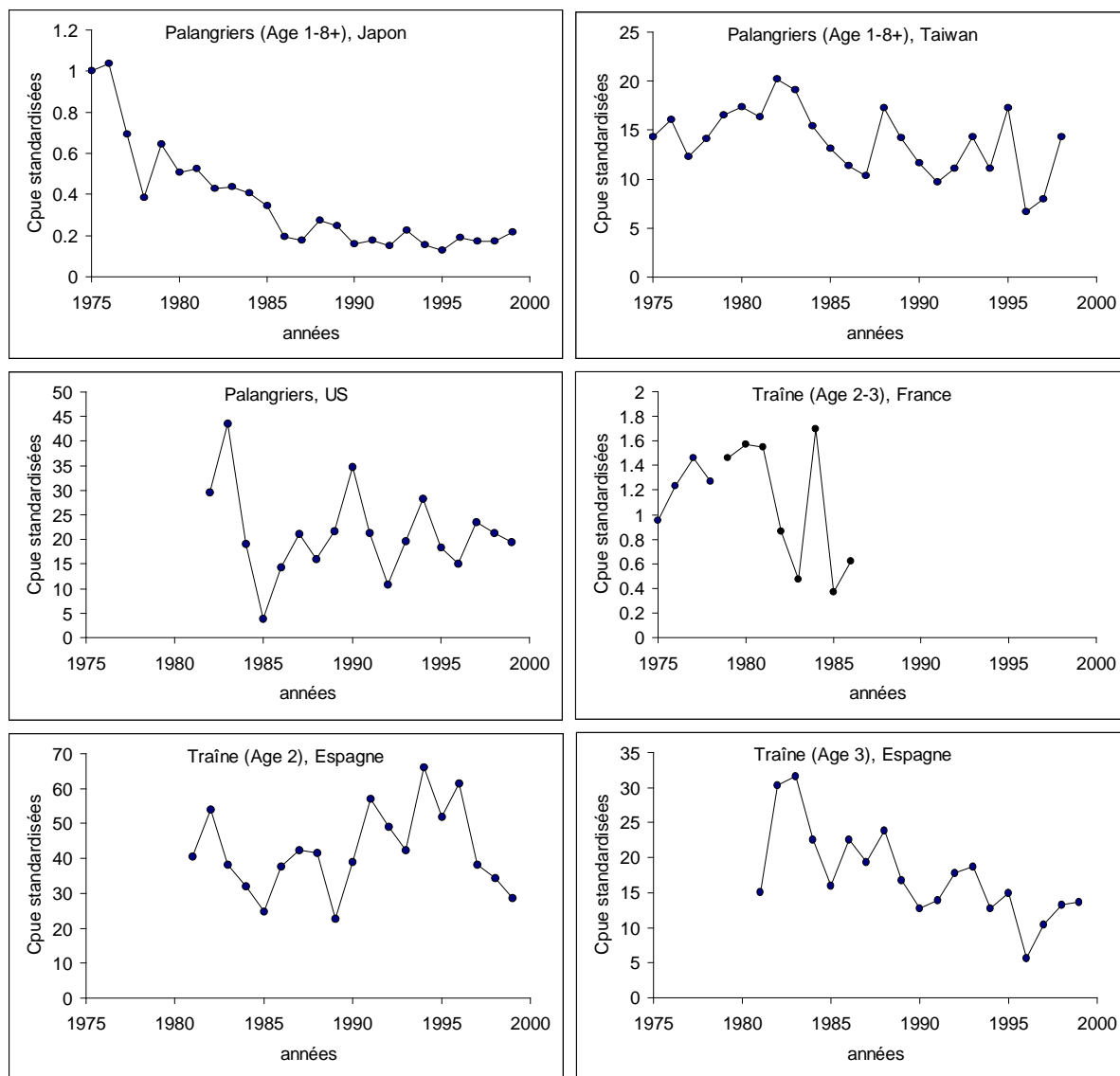


Figure 7 : Evolution des CPUE standardisées de différentes pêcheries pour le germon de l'Atlantique Nord de 1975 à 1999.

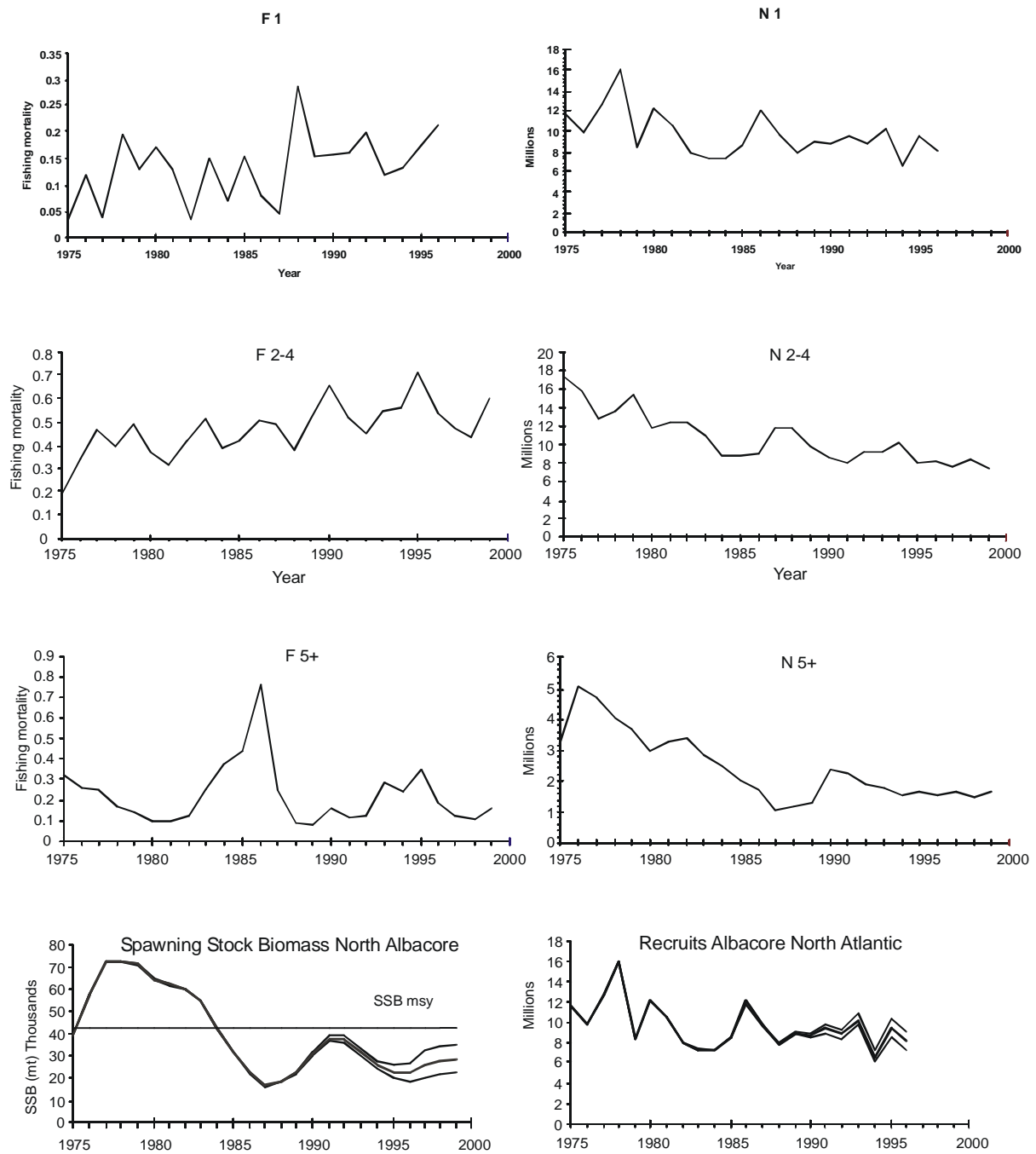


Figure 8 : Estimations des mortalités par pêche (F), effectifs par classes d'âge (N), biomasses fécondes et recrutements (avec intervalles de confiance à 80%) obtenus lors de la VPA (cas de référence) du SCRS 2000.

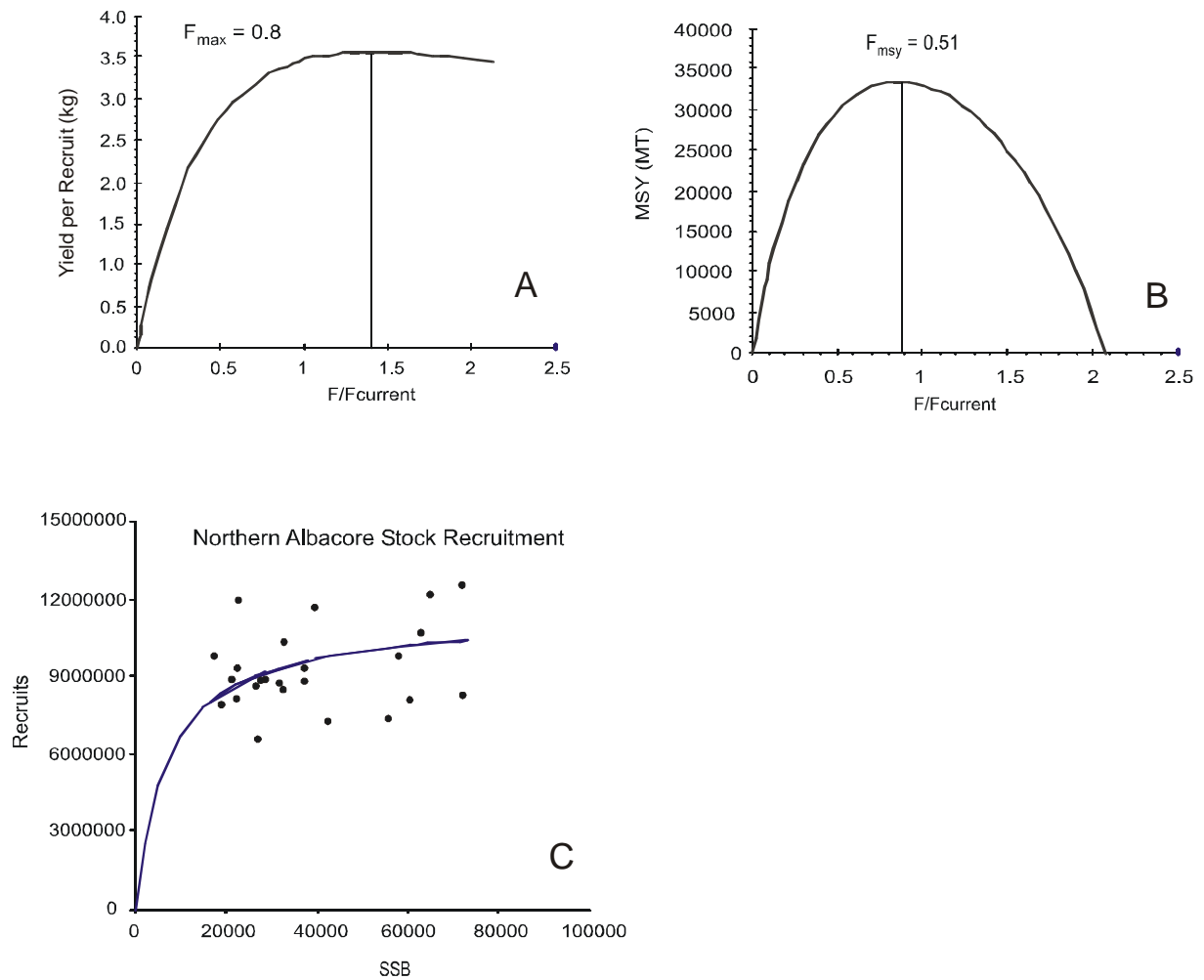


Figure 9 : Rendement par recrue (A), production à l'équilibre (B) et relation stock-recrutement (C) estimés à l'issue de la VPA conduite sur le stock de germon de l'Atlantique Nord lors du SCRS 2000.

12. Le grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*) de l'Atlantique du nord – est (zones Vb, VI et VII du CIEM)

Pascal Lorange

12.1. Considérations biogéographiques

12.1.1. Distribution géographique du stock

Le grenadier de roche, plus simplement dénommé grenadier dans ce document, est distribué dans l'Atlantique nord tempéré. Au large de l'Amérique du Nord, il est présent depuis environ 37°N (soit la latitude du cap Hatteras) jusqu'à la terre de Baffin et le Groenland. Dans l'Atlantique est il se rencontre au large de l'Islande et de la Norvège et sa distribution s'étend vers le sud, jusqu'en Afrique de l'ouest (20°N, Cohen, *et al.*, 1990). En outre, dans l'Atlantique est, quelques individus ont été signalés, par grande profondeur, à la latitude des Bahamas (24°N). Le grenadier est aussi présent et exploité sur la crête de Reykjavik et sur la ride médio-Atlantique au moins jusqu'à 44° N (Hareide et Garnes, 1998). Enfin, il pénètre en mer du Nord où il est exploité sur les accores nord. Il est présent en densité assez faible dans la fosse norvégienne mais est plus abondant dans certains fjords et au Skagerrak (Gordon et Hunter, 1994).

Le grenadier est une espèce benthopélagique à bathypélagique. Ces deux termes désignent respectivement des espèces essentiellement rencontrées au voisinage du fond mais qui s'alimentent de proies pélagiques et des poissons vivant dans la pleine eau par des profondeurs de 1 000 à 3 000 m. Le grenadier, généralement plus abondant au voisinage du fond, forme parfois des couches denses à une hauteur pouvant atteindre 500 m au-dessus du fond (Gordon et Hunter, 1994).

Le grenadier a été observé par des profondeurs de 180 m à 2 200 m, cependant il est rare en deçà de 400 m et au-delà de 2 000 m. Il ne semble pas avoir de préférence d'habitat vis à vis de la nature du fond. On le trouve en abondance sur la pente continentale douce et sablo-vaseuse de l'ouest Ecosse mais aussi au-dessus de fonds plus durs et de monts sous-marins. Ses zones de plus fortes abondances sont probablement celles où ses proies pélagiques sont plus abondantes et/ou accessibles en fonction des conditions hydrologiques locales.

La structuration en populations de cette espèce reste hypothétique. La distribution géographique très continue de l'espèce pourrait laisser penser qu'il y a peu de barrière à la dispersion des individus (larves, juvéniles ou adultes). Le seuil Wyville-Thomson entre l'ouest Ecosse et les accores nord de la mer du Nord constitue cependant des obstacles naturels à la dispersion de cette espèce profonde. Ainsi, les individus du nord de la mer du Nord et de la fosse Norvégienne sont considérés comme constituant une population indépendante. En raison de la circulation générale des eaux dans l'Atlantique nord, il est vraisemblable aussi que les individus de la ride médio-Atlantique constituent également une (des) population(s) relativement indépendante(s).

Contrairement à des hypothèses antérieures, notamment Russes (Atkinson, 1995), qui indiquaient que le grenadier ne se reproduit que sur la ride médio-atlantique, des femelles matures sont rencontrées dans toute l'aire de distribution de l'espèce de sorte que l'existence de plusieurs populations indépendantes est possible. La distribution des œufs et larves qui pourraient constituer des stades de dispersion importants n'est pas connue, et jusqu'à présent des larves planctonique n'ont été capturées que dans le Skagerrak (Bergstad et Gordon, 1994).

Sur la base des considérations biogéographiques précédentes, les captures réalisées dans les sous-régions V, VI et VII du CIEM, c'est à dire au sud des îles Féroé et à l'ouest des îles britanniques, sont présumées être produites par un seul stock. Les flottilles françaises exerçant leurs activités surtout dans cette zone, il sera principalement traité de ce stock dans ce rapport.

La sous-région XII qui inclut des captures provenant de la ride médio-Atlantique et de l'ouest du banc Hatton est considérée comme formant une autre unité.

12.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Ce stock chevauche la ZEE communautaire et les eaux internationales, notamment depuis l'abandon de la souveraineté britannique sur le banc de Rockall. Il s'agit donc d'un stock partagé.

12.2. Données biologiques

12.2.1. Description du cycle de vie

Comme pour la plupart des espèces benthopélagiques, le cycle de vie du grenadier est mal connu. Dans le Skagerrak, où sa distribution bathymétrique est moins profonde qu'à l'ouest des îles britanniques, il semble se reproduire en automne (Bergstad, 1990). A l'ouest des îles britanniques, des femelles susceptibles de pondre sont observées de février à décembre mais elles sont plus abondantes de mai à octobre (Allain, 1999b, *in press*). Le cycle de reproduction est donc saisonnier bien qu'il existe des individus en reproduction tout au long de l'année. Les stades planctoniques n'ont jamais été observés dans l'Atlantique nord - est, leur distribution géographique et bathymétrique y est inconnue.

Dans le Skagerrak, des œufs, des post larves et des juvéniles ont été capturés au filet à plancton entre 150 et 550 m de profondeur. Les œufs ont un diamètre de 2,4 à 2,6 mm. Dans ce secteur où la saisonnalité de la reproduction semble plus marquée, la taille moyenne des larves augmente de février à octobre, période à laquelle elles acquièrent un mode de vie démersal (Bergstad et Gordon, 1994). La phase pélagique durerait ainsi environ 1 an. Il ne semble pas exister de nurseries bien identifiées, juvéniles et adultes cohabitant sur l'ensemble des lieux de pêches connus.

Le grenadier est un prédateur de proie benthopélagiques (Mauchline et Gordon, 1984). Son alimentation est essentiellement constituée de crustacés copépodes et décapodes nageurs (crevettes) et de poissons auxquels s'ajoutent mysidacés, euphausiacés (krill), amphipodes et mollusques céphalopodes (Du Buit, 1978 ; Mauchline et Gordon, 1984). Les larves et juvéniles de grenadiers se nourrissent essentiellement de copépodes. Chez les plus grands individus, la ration alimentaire contient une plus forte proportion de proies de grandes tailles (poissons, crustacés décapodes, euphausiacés) mais les copépodes restent abondants dans les estomacs des grands grenadiers. L'espèce apparaît ainsi se nourrir principalement de petits organismes.

12.2.2. Paramètres biologiques

12.2.2.1. Relation taille poids

Les relations taille-poids disponibles pour cette espèce montrent d'assez larges variations. Une grande partie des écarts est probablement due à l'état dans lequel les individus ont été mesurés. En effet, d'une part le museau de du grenadier est peu ossifié, d'autre part stocké en glace, le poisson perd de l'eau ; les relations taille poids estimées au moment de la capture (lors des campagnes océanographiques par exemple) ou au débarquement peuvent être différentes, les longueurs et poids individuels ayant tous les deux changé. Ainsi les relations taille-poids estimées lors de deux campagnes du N/O Thalassa en 1996 et 1999 étaient très similaires tandis que les échantillonnages au débarquement dans les ports français donnent des poids aux tailles inférieurs (tabl.1, fig. 1).

Source	Zone	Etat	a	b
Gordon et Hunter (1994)	Eaux islandaises		0,379	2,877
Connolly et Kelly (1996)	Ouest Irlande	Lors de la capture	1,108	2,4
Kelly, <i>et al.</i> , (1997)	Ouest Irlande	Frais	0,732	2,587
		Sous glace	2,287	2,176
		Congelé	1,652	2,274
Lorance, <i>et al.</i> , (sous presse)	Ouest Irlande, ouest Ecosse	Sous glace	0,0694	3,286
Campagne Thalassa 1996	Ouest Ecosse	Lors de la capture	0,170	3,069
Campagne Thalassa 1999	Ouest Ecosse	Lors de la capture	0,214	2,987

Tableau 1 : Paramètres des relations entre taille et poids établies par différents auteurs pour le grenadier de roche ($W=aL^b$, avec W poids vif en g et L_{ana} longueur antérieure à la nageoire anale en cm).

De plus, des variations saisonnières et locales du coefficient de condition de l'espèce peuvent aussi induire des écarts comme le suggère la relation estimée dans les eaux islandaises, où ces poissons sont plus lourds. Enfin, selon les auteurs, la longueur totale, la longueur préanale ou la longueur de la tête ont été mesurée. Les conversions entre ces différentes mensurations peuvent induire des biais. En outre, la longueur pré anale peut-

être prise de l'extrémité du museau à l'anus (longueur pré anus, L_{pa}) ou au premier rayon de la nageoire anale (longueur antérieure à la nageoire anale, L_{ana} , méthode aujourd'hui recommandée et utilisée pour les échantillonnages français). L'écart entre L_{pa} et L_{ana} et la gamme de taille, réduite du côté des grands poissons, explique probablement des poids aux tailles plus élevés dans les petites tailles et plus faibles au-delà dans les estimations irlandaises (Connolly et Kelly, 1996).

Ainsi il convient d'utiliser une relation taille poids estimée à partir d'un échantillon de la population à laquelle elle est appliquée.

Il existe des relations de conversion entre les diverses longueurs évoquées plus haut, la plus utile est la relation entre L_{ana} et la longueur totale (LT) :

$$L_{ana} = 0.20LT + 1.68$$

12.2.2.2. Croissance

La croissance de cette espèce a fait l'objet de nombreuses études et les résultats sont assez cohérents (tabl. 2). En effet, chez le grenadier, les pièces calcifiées présentent des stries d'accroissement nettes et faciles à lire (fig. 2) à condition de les soumettre à un traitement minutieux (coupe fine de 0,2 mm d'épaisseur réalisée à la scie diamantée lente, lecture en microscopie). La périodicité annuelle du dépôt des macrostructures lues sur les otolithes a été validée sur des juvéniles jusqu'à un âge de 8 ans (Gordon et Swan, 1996). Comme l'aspect des nombreuses macrostructures observées sur les grands individus est similaire à celui des huit premières marques de croissance et que, de plus, adultes et juvéniles vivent sur les mêmes fonds, toutes les macrostructures sont considérées comme des marques d'accroissement annuelles (Allain et Lorange, 2000; Bergstad, 1990 ; Kelly *et al.*, 1997).

Auteur (s)	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	K (an^{-1})	t_0 (années)
Bergstad (1990)	Skagerrak	M	14,7	0,105	-1,5
		F	18,1	0,100	-0,9
(Kelly, <i>et al.</i> , 1997)	Fossé de Rockall	M	16,1	0,128	0,65
		F	20,3	0,101	0,80
(Allain et Lorange, 2000)	Fossé de Rockall	M	20,7	0,06	-0,29
		F	23,9	0,06	-0,29

Tableau 2 : Paramètres de croissance du grenadier de roche selon divers auteurs.

Les paramètres L_{∞} plus élevés dans l'analyse française sont à relier à une plus forte proportion de grands individus dans les échantillons réalisés à bord des chalutiers. Cependant les croissances estimées dans la période de croissance rapide apparaissent très similaires et les tailles atteintes entre 15 et 25 ans, âges les plus abondants dans les captures, diffèrent peu (fig. 3).

L'espèce atteint des tailles modérées (25 –30 cm \leq 3,5 kg), sa croissance est lente et sa longévité élevée (\geq 45 ans).

12.2.2.3. Reproduction

L'analyse de l'évolution des ovocytes dans les ovaires a montré que les femelles pondent plusieurs lots d'ovocytes au cours de la même année (Allain, 1999a, *in press*). En outre, chaque lot est pondu en plusieurs fois, mais tous les ovocytes qui entre en vitellogenèse sont finalement pondus. La fécondité partielle, c'est à dire par lot, pour un cycle de vitellogenèse, varie selon la taille des individus de 2 500 à 70 000 ovocytes par femelle (moyenne 23 000). Contrairement à des publications antérieures (Kelly, *et al.*, 1996) la fécondité annuelle est inconnue parce que le nombre de lots pondus par femelle et par an (au moins 2) n'a jamais été estimé sur cette espèce (les méthodes pour mener une telle estimation sur une espèce profonde reste à trouver).

La fécondité par lot (nombre d'ovocytes émis par cycle de vitellogenèse) est corrélée à la taille des femelles :

$$O_{lot} = 3\,700 * L_{ana} - 47\,000$$

où O_{lot} est le nombre d'ovocyte par lot.

La fécondité relative par lot, pour 100 g de femelle est en moyenne de 2 500 ovocytes.

A l'ouest des îles britanniques, la taille moyenne de première maturité sexuelle des femelles est de 11,5 cm soit un âge moyen 14 ans (Allain, 1999a).

12.2.2.4. Recrutement

Il n'existe pas d'information sur le recrutement du grenadier. Le grand nombre de groupes d'âge dans la population suggère qu'une cohorte annuelle donnée ne puisse pas représenter une forte proportion des captures et donc que d'éventuelles fluctuations du recrutement n'ont pas un impact fort sur les captures.

12.2.2.5. Mortalité naturelle

La mortalité naturelle a été estimée à partir des abondances relatives des groupes d'âge successifs (Lorance *et al.*, sous presse). Un coefficient de mortalité de 0,1 a été considéré comme plausible pour la gamme d'âge dominante dans les débarquements (20-30 ans). Ce taux correspondrait à une situation où environ 1% des juvéniles atteindraient un âge de 45 ans. La mortalité naturelle des juvéniles est inconnue.

12.3. Les pêcheries

Le grenadier est essentiellement capturé au chalut de fond. Le mode de vie benthopélagique de l'espèce implique que des chaluts à grande ouverture verticale soient plus efficaces que les chaluts benthiques comme, par exemple, les chaluts jumeaux destinés à cibler la baudroie et dont une partie des captures est constituée de grenadier. Son exploitation est aussi pratiquée au chalut pélagique lorsqu'il est rencontré en pleine eau (dans son habitat bathypélagique).

12.3.1. Les pêcheries françaises

La pêche française est le fait des chalutiers industriels et semi-industriels immatriculés à Boulogne, Fécamp, Concarneau et Lorient. La plupart des navires sont aujourd'hui exploités en base avancée de sorte qu'une grande partie des débarquements arrivent dans les ports de Boulogne, Lorient et Concarneau par camions. Au début des années 90, les chalutiers surgélateurs ont participé aux débarquements mais leur effort sur cette espèce est devenu négligeable à partir de 93/94. Quelques navires artisans bretons ont pratiqué cette pêche pendant quelques années puis l'ont abandonnée (tabl. 4). Enfin une partie mineure des captures a été débarquée à Douarnenez et au Guilvinec jusqu'en 1994.

Année	Chalutiers surgélateurs	Chalutiers industriels	Chalutiers semi-industriels	Chalutiers artisans
1990	2	28	18	
1991	4	28	31	
1992	5	27	31	2
1993	4	24	25	4
1994		21	29	4
1995		18	34	
1996		16	28	
1997		15	24	
1998	1	14	31	

Tableau 3 : Nombre de chalutiers français ayant débarqué plus de 5 tonnes de grenadier de roche au cours de l'année entre 1990 et 1998.

L'essentiel de cette activité se déroule dans les zones Vb (Féroé), VI (ouest Ecosse) et VII (ouest Irlande), secteurs où les flottilles françaises de pêche profondes sont prédominantes.

12.3.2. Les pêcheries étrangères

Il existe une pêche active dans la sous-région CIEM III (Skagerrak). Elle est essentiellement danoise mais aussi norvégienne et suédoise. Les débarquements ont atteint 4 700 tonnes en 1998. Compte tenu de la superficie de la zone, ce niveau de captures implique que la densité de la population est beaucoup plus élevée dans ce secteur qu'à l'ouest des îles britanniques. Dans cette zone, le grenadier est aussi un rejet de la pêche crevettière, ces rejets pourraient excéder 1 000 t/an (Anonyme, 2000). Cette pêche opère par des profondeurs bien moindres (300-650 m) que celle de l'ouest et du nord des îles britanniques.

En Islande, les débarquements provenant de la sous division Va ont varié de 120 à 400 t/an de 1992 à 1998.

Les îles Féroé ont capturé jusqu'à 500 t/an de grenadier dans la division Vb, probablement sur les mêmes lieux de pêche que les chalutiers français ; ces prises ont diminué à partir de 1996.

Dans les sous-régions VI et VII les débarquements français représentent plus de 95% des captures depuis 1989. Cette proportion devrait décroître avec l'augmentation de l'activité des flottilles du Royaume-Uni et de l'Irlande le long du talus.

Dans le nord-ouest Atlantique, des débarquements de grenadier ont été déclarés dans les statistiques de pêche à partir de 1967. Les captures annuelles dans la zone NAFO ont varié entre 18 000 et 40 000 t/an jusqu'en 1978 sauf en 1971 ou plus de 80 000 t ont été débarquées (Atkinson, 1995). Ensuite, elles ont diminué et sont restées à un niveau plus faible (4 000 à 7 000 t/an) à cause de l'effondrement du (des) stock (s).

Il y a eu une pêcherie active sur la ride médio-Atlantique de 1973 à 1991 (Merrett et Haedrich, 1997 ; Troyanovsky et Lisovsky, 1995). La situation actuelle y est mal connue. Après une période sans capture importante (1992-1996), les prises connues du CIEM dans la sous-région XII se sont élevées à 12 000 t en 1998 et 9 000 t en 1999. Elles sont en grande partie le fait de chalutiers polonais et espagnols. Elles incluent des prises réalisées sur la partie ouest du banc Hatton et sur la ride médio-Atlantique, et sont probablement sous-estimées. Il semble que les poissons capturés soient de taille légèrement inférieure à ceux exploités par la pêcherie française.

12.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

12.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les captures de grenadier de roche sont très majoritairement réalisées par des chalutiers. Comme le montre le tableau ci-dessous, les débarquements ont largement fluctué au cours du temps, quels que soient les secteurs de pêche.

Année	Secteurs CIEM							Total
	II	III+IV	Va	Vb	VI+VII	XII	XIV	
1988		618	2	1	32	10 000	52	10 705
1989	22	1 055	4	258	2 440	8 000	45	11 824
1990	49	1 440	7	1 549	5 730	2 300	47	11 126
1991	72	2 053	48	2 311	7 794	7 610	29	19 917
1992	52	4 247	210	3 817	8 350	2 397	31	19 104
1993	15	1 928	276	1 681	1 934	2 341	26	16 407
1994	15	2 139	210	668	7 865	1 161	15	12 073
1995	7	2 312	398	1 223	7 767	285	27	12 019
1996	2	1 238	140	1 078	7 099	1 728	25	11 310
1997	106	2 301	198	1 112	7 071	9 216	59	20 063
1998	100	4 793	120	1 667	6 366	11 978	126	25 150
1999 (1)	44	56	0	2 054	1	9 085	124	17 111

Tableau 4 : Débarquements internationaux de grenadier de roche de 1988 à 1999, (source : Anon., 2000). (1) : données provisoires.

Bien que connu depuis longtemps, rejeté par la pêcherie de lingue bleue et identifiée comme une espèce pouvant supporter une exploitation rentable (Fontaine, 1979), le grenadier n'a été débarqué par des chalutiers français qu'à partir de 1987. En 1987 et 1988, les captures ont été enregistrées comme "divers poissons" et ne sont donc plus identifiables dans les statistiques de pêche. Les débarquements ont atteint un maximum en 1992 et ont décliné progressivement jusqu'en 1998 avant d'augmenter à nouveau légèrement (tabl. 5). L'essentiel des captures provient de la sous-région VI (surtout de la division VIa), celles réalisées dans la division Vb ayant augmenté ces 2 dernières années (tabl. 5).

Année	Sous-région CIEM						Total
	IV	V	VI	VII	VIII	XII	
1989	166	166	2215	211	6		2 761
1990	388	1051	5509	211	5		7 165
1991	536	1 410	7 644	512	1	24	10 128
1992	419	2 990	7 009	1 590	13	229	12 251
1993	217	1 134	6 606	1 760	14	81	9 814
1994	185	209	5 911	1 924	5	28	8 261
1995	19	459	6 315	1 292	0	285	8 371
1996	7	479	5 750	1 048	1	179	7 464
1997	1	508	5 754	1 025	0	111	7 398
1998	4	807	5 169	1 144	1	138	7 264
1999	56	1 670	6 139	917	9	51	8 842
2000 (1)	3	1 678	5 741	749	3	128	8 302

Tableau 5 : Débarquements français de grenadier de roche (tonnes) par sous-région CIEM de 1989 à 2000. (1) données provisoires et incomplètes.

La distribution des captures françaises par rectangle à l'ouest des îles britanniques (sous-régions V-VII) fait apparaître que la pêcherie est essentiellement développée dans la division VIa, à l'ouest de l'Ecosse (fig. 4 et 5). La qualité des données statistiques est cependant assez médiocre (captures de grenadier sur les plateaux continentaux). Sans aucun doute, les données issues des observations de navires français par les avions de surveillance, publiées dans les rapports écossais (Gordon et Hunter, 1994) donnent une connaissance plus précise de la distribution de l'effort de pêche français.

Les chalutiers industriels et semi-industriels de pêche fraîche et les navires surgélateurs et de grande pêche ont effectué entre 95% et 100% des mises à terre depuis le début de la pêcherie. Leur participation relative s'est modifiée, les chalutiers surgélateurs et de grande pêche ayant cessé d'exploiter cette espèce en 1994, les participations des industriels et semi-industriels aux apports sont restés stables depuis 1996 (tabl. 6).

Année	Surgélateurs et Grande Pêche	Industriels	Semi-industriels
1991	6	79	16
1992	26	63	11
1993	10	71	16
1994	0	69	30
1995	0	63	36
1996	0	61	34
1997	0	62	35
1998	0	62	35

Tableau 6 : Evolution du pourcentage des mises à terre françaises réalisées par les trois principaux types de navires exploitant le grenadier.

On considère que les captures des deux types de chalutiers de pêche fraîche ont la même structure démographique.

12.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'effort de pêche des chalutiers industriels et semi-industriels français a été analysé du début de la pêcherie à 1996 (Lorance et Dupouy, sous presse). Pour ces deux types de navires, l'essentiel de l'effort dirigé (Biseau, 1998) est distribué dans la sous-région VI du CIEM (ouest Ecosse). L'effort dirigé des chalutiers industriels a augmenté de 1988 à 1991, il est relativement stable depuis.

Cependant, l'estimation de l'effort dirigé sur le talus continental est difficile parce que les statistiques de pêche sont fournies par rectangle statistique mais ne contiennent pas d'information sur la profondeur de pêche. Le long du talus, un rectangle statistique peut recouvrir des fonds de 200 à 2 000 m et certains navires, au cours d'une

même marée et dans un même rectangle, peuvent rechercher soit des espèces profondes sur le talus, soit des espèces démersales sur le plateau continental.

12.3.3.3. Evolution des rendements par métier

De 1989 à 1996 l'évolution des captures par unité d'effort (CPUE) a été analysée pour 3 catégories de navires français pour les zones Vb, VI, VII (Lorance et Dupouy, sous presse) : les chalutiers semi-industriels d'une part et les industriels divisés en une flottille homogène de chalutiers pratiquant essentiellement la pêche profonde et les autres pratiquant une activité plus mixte sur le talus et le plateau. Seule l'évolution des rendements des chalutiers de pêche profonde "exclusifs" a été considérée comme significative en terme d'indice d'abondance du grenadier. Elle seule a été analysée par la suite.

On observe une augmentation de la CPUE des chalutiers de pêche profonde "exclusifs" de 1989 à 1991 (fig. 7) qui ne peut en aucune façon résulter d'une croissance de l'abondance du stock pour une espèce d'une aussi grande longévité. Elle doit être comprise comme un effet technique (acquisition de savoir-faire par les patrons, découverte de fonds de pêche, équipement des navires en appareils de ponts et chaluts adaptés au talus) dans une période de redéploiement de la flottille. A partir de 1991, la CPUE de cette flottille décroît progressivement et reflète la baisse de densité de l'espèce sur les fonds exploités. Elle se situe actuellement aux environs de 50% des valeurs maximales.

12.3.4. Structure démographique des captures.

12.3.4.1. Structure des débarquements

Les plus petits grenadiers mis à terre ont une longueur (L_{ana}) d'environ 15 cm, correspondant à une longueur totale de 70 cm et un poids vif de 480 g. La proportion des poissons de grande taille ($L_{ana} > 20$ cm) a décliné de 1990 à 1999 (fig. 6). En dessous de 15 cm les poissons sont trop petits pour le filetage qui constitue la quasi-totalité du marché de cette espèce. La diminution des tailles au cours du temps implique que le même poids débarqué est atteint avec un plus grand nombre d'individus.

12.3.4.2. Rejets

Les rejets de grenadier de roche ont été étudiés à partir d'observations réalisées à bord des chalutiers. Le rapport entre les poids débarqués et rejetés a été estimé à environ 30% (Allain, 1999a). Ce taux est susceptible de varier avec les secteurs et les profondeurs. Il est en effet établi que la distribution en taille des grenadiers varie avec la profondeur (Mauchline et Gordon, 1984), les poissons de grande taille sont moins fréquents au-delà de 1300 m, or, avec le temps, la proportion d'effort alloué à ces plus grandes profondeurs a pu augmenter. Par ailleurs, le ratio rejets/débarquements devrait augmenter avec la raréfaction des plus grands individus dans les captures de sorte que le ratio estimé en 1996/1997 pourrait sous-estimer les taux de rejets actuels.

En nombre, la moitié des grenadiers capturés sont de petits individus qui sont rejetés.

Il convient de souligner que les rejets de la pêche profonde incluent aussi des espèces voisines du grenadier de roche. Les principales sont *Caelorinchus labiatus*, *Nezumia aequalis*, *Trachyrinchus trachyrinchus* et *T. murrayi*. Ces espèces ne sont jamais commercialisées leurs tailles maximales étant trop réduites.

12.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Cette espèce n'a pas fait l'objet d'étude quantitative de sélectivité.

Comme certaines autres espèces profondes, le grenadier est caractérisé par une faible quantité de mucus cutané. Pris au chalut, ces poissons tendent à rester en bloc de sorte qu'il est parfois difficile de vider les rallonges en cas de grosse capture. De même sur les ponts ou dans les cales, ces poissons ne glissent pas, il faut souvent l'action d'un marin pour les charger sur les norias de tri. Cette pauvreté en mucus, associée à la forme générale de l'espèce dont la longue queue peut facilement rester coincée font que la sélectivité s'opère assez mal pour cette espèce. En outre, en relation avec la pauvreté en mucus, le grenadier arrive sur le pont des navires très largement écaillé. Ces pertes d'écaillés se font lors du contact avec les mailles du chalut et il est vraisemblable qu'elles ne permettent pas la survie des individus échappés à travers les mailles. Ces observations ne relèvent pas d'études quantitatives, elles indiquent cependant qu'une amélioration de la sélectivité visant à réduire les captures de petits individus non commerciaux (voir plus haut) n'apporterait pas nécessairement une réduction de la mortalité par pêche de ces petits poissons. D'éventuelles études de sélectivité devraient donc d'abord quantifier ce facteur afin d'évaluer l'intérêt de poursuivre dans ce domaine.

12.3.6. Les compétitions entre métiers

La quasi-totalité des captures est réalisée par des chalutiers. En dehors d'une compétition directe pour la ressource, il ne semble pas exister d'interaction entre les pêcheries.

12.4. L'état de la ressource

12.4.1. Evolution de l'abondance

Au voisinage du fond, le grenadier est généralement abondant entre 500 m et 1 500 m. A l'ouest de l'Ecosse par 56 à 57 °N, les travaux de la Scottish Association for Marine Science (SAMS) indiquent une biomasse maximale d'environ 13 t/mn² par des profondeurs de 1 250 m à 1 500 m (Gordon et Bergstad, 1992). Les données anciennes de campagnes exploratoires allemandes indiquent un pic d'abondance d'environ 10 t/mn² à 800 m de profondeur (Ehrich, 1983). D'après la même source, la densité dans le golfe de Gascogne serait moindre avec un pic de densité de 5 t/mn² par 1 000 m de profondeur. Ces densités observées avant l'exploitation par la pêcherie profonde contrastent fortement avec les données récentes : 2 à 4 t/mn² sur la pente des Hébrides et 200 kg/mn² sur la terrasse de Mériadzec (nord du golfe de Gascogne).

Les rendements des chalutiers français (CPUE) sont également des indicateurs de l'évolution de l'abondance du grenadier (fig. 7). Entre 1990 et 1998, les CPUE ont régulièrement diminuer, ce qui traduit la baisse de l'abondance du stock dans les zones Vb, VI et VII.

12.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune donnée n'est disponible sur l'évolution du taux d'exploitation du grenadier. Pour ce qui concerne la flottille française, l'effort de pêche dirigé sur le grenadier a fortement augmenté entre 1989 et 1992, passant de 1 000 à 15 000 heures de pêche/an, puis s'est stabilisé aux environs de 14 500 heures de pêche/an (Anon., 2000).

12.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Une évaluation analytique a été réalisée sur les structures en âges des années 1996 et 1997. Cette méthode n'a pas été réutilisée depuis, faute de nouvelle clé taille âge. Elle semble cependant satisfaisante et le grenadier pourrait être une des rares espèces profondes dont l'évaluation analytique soit possible sans difficulté majeure.

Sous l'hypothèse d'une mortalité naturelle $M=0,1$ (voir plus haut) la mortalité par pêche a été estimée à 0,1 pour les âges pleinement recrutés, elle augmente très progressivement entre les âges 5 (0,001) et 25 (0,09). Cette estimation est clairement affectée d'une large incertitude, non estimée. Une telle mortalité par pêche paraît modérée et susceptible de permettre une exploitation durable. Cependant, il a déjà été montré que ce type d'analyse conduit parfois à des diagnostics excessivement optimistes quand ils sont réalisés sur des pêcheries récentes en phase d'exploitation de la biomasse accumulée (Atkinson, 1995). Les résultats de cette analyse doivent donc être considérés avec prudence. Enfin, la comparaison directe de cette mortalité par pêche avec celles, nettement plus élevées, auxquelles sont soumises les ressources du plateau continental est fallacieuse, le grenadier, de par ses caractéristiques biologiques, et notamment un taux de croissance très faible, est beaucoup plus sensible à la surexploitation.

Cette évaluation analytique indique cependant que sous le régime d'exploitation de 1997, les captures annuelles vont décliner progressivement au cours du temps. A l'équilibre les captures pour les sous-régions V-VII seraient de 5 500 t/an. Ainsi, à travers un modèle suspecté de produire un diagnostic optimiste, les niveaux de captures de 1999 et 2000 ne sont pas soutenables.

Une analyse du rendement par recrue indique qu'en terme de débarquements, le stock serait exploité à son maximum dans les conditions actuelles de l'exploitation (forte proportion de rejets). Une augmentation d'effort entraînerait une augmentation des rejets de juvéniles et induirait une baisse des débarquements (fig. 8). Selon cette analyse, la biomasse des reproducteurs serait actuellement aux environs de 50% de la biomasse vierge.

Pour cette espèce les individus deviennent capturables par les chaluts bien avant d'avoir une taille commercialisable et la majorité des individus de moins de 20 ans est rejetée. Les cohortes qui vont atteindre cet âge (classes annuelles 1985 et antérieures) auront été "érodées" depuis le début de la pêcherie. Il est à craindre qu'elles aient ainsi une participation réduite au stock de grands individus susceptibles d'alimenter la pêcherie dans les années à venir.

La réduction des rejets serait évidemment très profitable à cette pêcherie mais la résolution de ce problème via l'amélioration de la sélectivité des engins de pêche semble compromise par la fragilité de l'espèce.

Malgré toutes leurs imprécisions, les différentes informations portant sur l'état et l'évolution du stock dans les zones Vb, VI et VII montrent que la mortalité par pêche serait voisine de la mortalité naturelle et que la biomasse des reproducteurs seraient en dessous de 50% de la biomasse vierge. Si l'on se réfère aux définitions de points de référence biologique proposées par le CIEM dans le cas de stocks pour lesquels les données sont peu fiables (« poor data situations », Anon., 1997), même si le taux d'exploitation ne paraît pas excessif, le stock serait en dessous du niveau qui correspondrait à une approche de précaution ($F_{pa} = M$; $CPUE_{pa} = 0,5 * CPUE_{max}$)

12.4.4. Potentiels de production

L'ajustement des données de CPUE à un modèle de production aboutit à une production annuelle à l'équilibre (MSY) d'environ 4 200 t/an, la biomasse totale correspondante représentant 40% de la biomasse vierge (Anonyme, 2000). Les intervalles de confiance de ces estimations sont toutefois très importants et les résultats doivent être considérés avec beaucoup de précaution.

L'évaluation du stock dans les sous-régions V-VII fait apparaître que le potentiel de production à long terme est probablement inférieur à la production annuelle actuelle. Le manque de connaissances sur la biologie de l'espèce (distribution des stocks, recrutement), leur faible précision (structures démographiques) et le manque de recul (pêcherie récente) ne permettent pas cependant une évaluation précise du potentiel de production.

12.5. Les mesures de gestion

12.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La seule mesure de gestion actuellement en vigueur est une réglementation de l'effort de pêche dirigé sur les espèces profondes dans la division Vb les sous-régions VI-X et les zones CECAF 34.1.1 34.1.2 et 34.2.0. (Règlement du Conseil N° 2027/95 du 15 juin 1995)¹. La définition du terme "espèces profondes" n'est pas donnée dans ce règlement à moins qu'il n'ait été défini par ailleurs dans la réglementation de la commission européenne il convient de le comprendre selon la définition de l'ACFM (Anonyme, 1998) : les eaux profondes sont les eaux au-delà de 400 m, une liste d'espèce est fournie, elle inclut le brochet, la lingue franche et la lingue bleue. D'après le même document, le merlan bleu, le flétan noir et les sébastes sont à considérer comme des espèces profondes, d'autres dont le merlu et les baudroies sont notées comme ayant une partie de leurs populations dans les eaux profondes et comme ayant suscité un déploiement récent d'effort vers la profondeur.

Ainsi, la répartition de l'effort d'après le règlement 2027/95 doit inclure ces espèces non qualifiées de "profondes" par la profession française. Seule cette vision permet de comprendre l'allocation de près de 50% de l'effort total sur les espèces profondes au Royaume-Uni.

Jusqu'à présent, cette mesure de gestion est restée sans effet sur la pêcherie.

On notera qu'à partir des résultats disponibles, le CIEM a proposé une réduction immédiate de 50% dans les zones VI, VII et Vb du CIEM (Anon., 2001).

12.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Toutes les informations dont on dispose indiquent que les ressources profondes sont fragiles et limitées et que leur taux d'exploitation doit être très bas. Ainsi que le note le CIEM (Anon., 200b), il semble que seule une combinaison de mesures portant sur le niveau des captures autorisées, la limitation de l'effort de pêche, voire la limitation de l'utilisation de certains engins de pêche permettrait d'assurer la viabilité des écosystèmes profonds.

Une mise sous quotas des espèces profondes a été envisagée. L'évaluation de l'état du stock implique qu'un éventuel TAC dans les sous-régions V-VII devrait être fixé à un niveau inférieur aux captures actuelles. Le maintien des conditions actuelles d'exploitation pendant quelques années conduira, en effet à la poursuite du déclin de l'abondance du stock et, en conséquence, à une baisse de rentabilité voire un arrêt de sa pêche.

¹ On notera que le règlement n° 850/98 du Conseil liste les « grenadiers » dans les groupes d'espèces pouvant être pêchées avec un maillage minimal de 80 mm (régions 1 et 2) ou 60 mm (région 3), mais il est indiqué par le texte que les espèces couvertes par ce terme sont *Nezumia spp*, *Trachyrhynchus spp* et *Malacocephalus spp*.

La pêcherie de grenadier de la zone NAFO a été gérée par TAC à partir de 1974. Ces TACs n'ont en fait jamais été atteints. Ils ont d'abord été fixé trop haut puis ont été ajustés à la baisse pour suivre l'évolution de la pêcherie mais n'ont jamais effectivement régulé celle-ci et n'ont absolument pas anticipé son effondrement (Haedrich, *et al.*, 1998; Merrett et Haedrich, 1997).

Sur la ride médio-Atlantique, la pêche n'a jamais fait l'objet d'aucune mesure de gestion.

L'amélioration de la sélectivité des engins de pêche pour assurer la préservation des juvéniles ne semble pas offrir de perspectives très intéressantes (les éléments rapportés ici sont cependant très qualitatifs). Une partie de la solution pourrait appartenir aux professionnels. Il conviendrait d'estimer à chaque trait les quantités de grenadiers commerciaux et rejetés afin de définir des zones et profondeurs plus riches en juvéniles qu'il faudrait cesser d'exploiter.

Toute gestion du grenadier, et notamment la mise en place de TAC ou une limitation de l'accès aux pêcheries profondes, devrait tenir compte du fait qu'il est capturé en même temps que d'autres espèces cibles principales, le sabre noir et les sikis et de quelques espèces accessoires : phycis de fond (*Phycis blennoïdes*), chimères (*Chimaera monstrosa* et *Hariotta Raleighana*), aiguillat noir (*Centroscyllium fabricii* et quelques autres petits squalidae).

Enfin, compte tenu des lacunes dans les connaissances sur cette espèce, l'application de l'approche de précaution devrait conduire à ne pas développer cette pêcherie avant que des informations plus précises soient disponibles.

12.6. Références bibliographiques

Allain V., 1999a. Ecologie, biologie et exploitation des populations de poissons profonds de l'Atlantique du nord-est. Thèse Océanologie Biologique, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 376 p.

Allain V., 1999b. Fecundity of the deep-sea fish in the north-east Atlantic *Alepocephalus bairdii* (Pisces: Alepocephalidae). *J. mar. Biol. Ass. U. K.*, **79** : 765-767.

Allain V., Lorance P., 2000. Age estimation and growth of some deep-sea fish from the Northeast Atlantic ocean. *Cybium*, **24** ((3) suppl.) : 7-16.

Allain V., *in press*. Reproductive strategies of 3 deep-water benthopelagic fishes from the north-east Atlantic Ocean. *Fish. Res.*

Anon, 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES CM 1997/Assess : 7

Anon., 1998. Report of the ICES Advisory committee on Fishery Management, 1998. *ICES coop. Res. Rep.* n° 229 - part 2, 446 p.

Anon., 2000. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources. Copenhagen, ICES CM 2000/ACFM:8, 205 p.

Anon., 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2000. ICES Coop. Res. Report n° 242, 911 p.

Atkinson D. B., 1995. The biology and fishery of roundnose grenadier (*Coryphaenoides rupestris* Gunnerus, 1765) in the north west Atlantic. *In*: Hopper, AG Deep-water fisheries of the north Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London : 51-111.

Bergstad O. A., 1990. Distribution, population structure, growth and reproduction of the roundnose grenadier *Coryphaenoides rupestris* (Pisces: Macrouridae) in the deep waters of the Skagerrak. *Mar. Biol.* : **107**, 25-39.

Bergstad O. A., Gordon J. D. M., 1994. Deep-water ichthyoplankton of the Skagerrak with special reference to *Coryphaenoides rupestris* Gunnerus, 1765 (Pisces, Macrouridae) and *Argentina silus* (Ascanius, 1775) (Pisces, Argentinidae). *Sarsia*, **79** : 33-43.

Biseau A., 1998. Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aqu. Liv. Res.*, **11** (3) : 119-136.

- Cohen D. M., Inada T., Iwamoto T., Scialabba N., 1990. Gadoid fishes of the World. An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fish. Syn.*, n° 125, (10) : 442 p.
- Connolly P. L., Kelly C. J., 1996. Catch and discards from experimental trawl and longline fishing in the deep water of the Rockall Trough. *J. Fish Biol.*, **49**, supplement A : 132-144.
- Du Buit M.-H., 1978. Alimentation de quelques poissons téléostéens de profondeur dans la zone du seuil de Wyville Thomson. *Oceanologica acta*, **1** (2) : 129-134.
- Ehrich S., 1983. On the occurrence of some fish species at the slopes of the Rockall Trough. *Archiv für Fischereiwissenschaft*, **33** (3) : 105-150.
- Fontaine B., 1979. Le grenadier. *Sciences et Pêche*, n° 294 : 15-21.
- Gordon J. D. M., Bergstad O. A., 1992. Species composition of demersal fish in the Rockall Trough, north-eastern Atlantic, as determined by different trawls. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **72** : 213-230.
- Gordon J. D. M., Hunter J. E., 1994. Study of deep-water fish stocks to the west of Scotland., Scottish Association for Marine Science, rapport non publié, SAMS, Oban.
- Gordon J. D. M., Swan S. C., 1996. Validation of age readings from otoliths of juvenile roundnose grenadier, *Coryphaenoides rupestris*, a deep-water macrourid fish. *J. Fish Biol.*, **49** (Supplement A) : 289-297.
- Haedrich R. L., Merrett N. R., O'Dea N., 1998. Can ecological knowledge catch up with deep-water fishing? ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M./O:39, 15 p.
- Hareide N.-R., Garnes G., 1998. The distribution and abundance of deep water fish along the Mid-Atlantic ridge from 43°N to 61°N. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M./O:39 : 16 p.
- Kelly C. J., Connolly P. L., Bracken J. J., 1996. Maturity, oocyte dynamics and fecundity of the roundnose grenadier from the Rockall Trough. *J. Fish Biol.*, **49** (Supplement A) : 5-17.
- Kelly C. J., Connolly P. L., Bracken J. J., 1997. Age estimation, growth, maturity and distribution of the roundnose grenadier from the Rockall Trough. *J. Fish Biol.*, **50** : 1-17.
- Lorance P., Dupouy H., sous presse. CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES sub-areas V, VI and VII. *Fish. Res.*,
- Lorance P., Dupouy H., Allain V., sous presse. Assessment of the roundnose grenadier (*Coryphaenoides rupestris*) stock in the Rockall Trough and neighbouring areas (ICES sub-areas V, VI and VII). *Fish. Res.*,
- Mauchline J., Gordon J. D. M., 1984. Diets and bathymetric distributions of the macrourid fish of the Rockall Trough, northeastern Atlantic Ocean. *Mar. Biol.*, **81**, 107-121.
- Merrett N. R., Haedrich R. L., 1997. Deep-sea demersal fish and fisheries. The Natural History Museum., Chapman & Hall, London., p.
- Troyanovsky F. M., Lisovsky S. F., 1995. Russian (USSR) fisheries research in deep waters (below 500 m.) in the North Atlantic. In: Hopper AG Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 357-365.

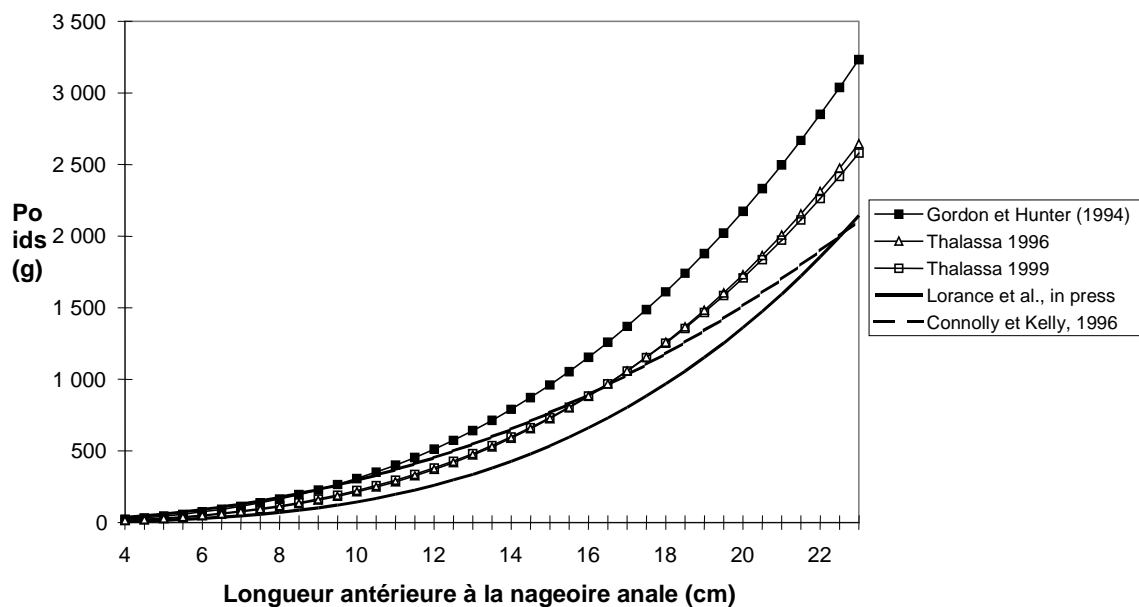


Figure 1. Relation taille poids du grenadier de roche selon différents auteurs.

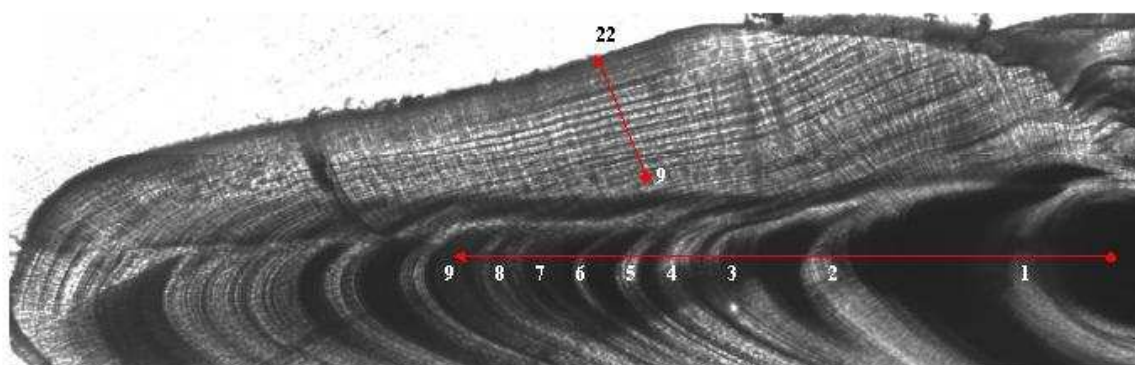


photo F. Garren - IFREMER

Figure 2 : Coupe transversale d'un otolith de grenadier âgé de 22 ans vu en lumière transmise. Les zones claires correspondent aux périodes de croissance ralentie, chez le grenadier, ce dépôt hyalin aurait lieu essentiellement d'avril à juillet (Gordon et Swan, 1996).

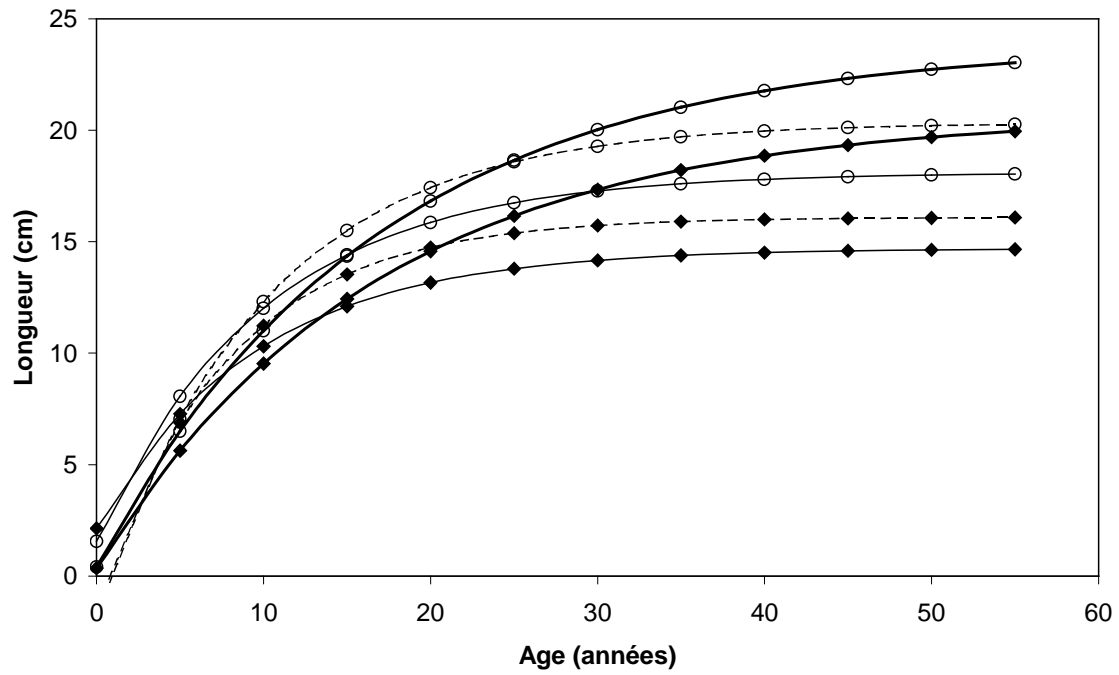


Figure 3. Croissance des mâles (losanges pleins) et des femelles (cercles vides) du grenadier de roche dans le Skagerrak (Bergstad, 1990) (trait normal) et dans le fossé de Rockall selon des données irlandaises (Kelly, 1997) (trait tireté) et françaises (Allain, in press) (trait gras).

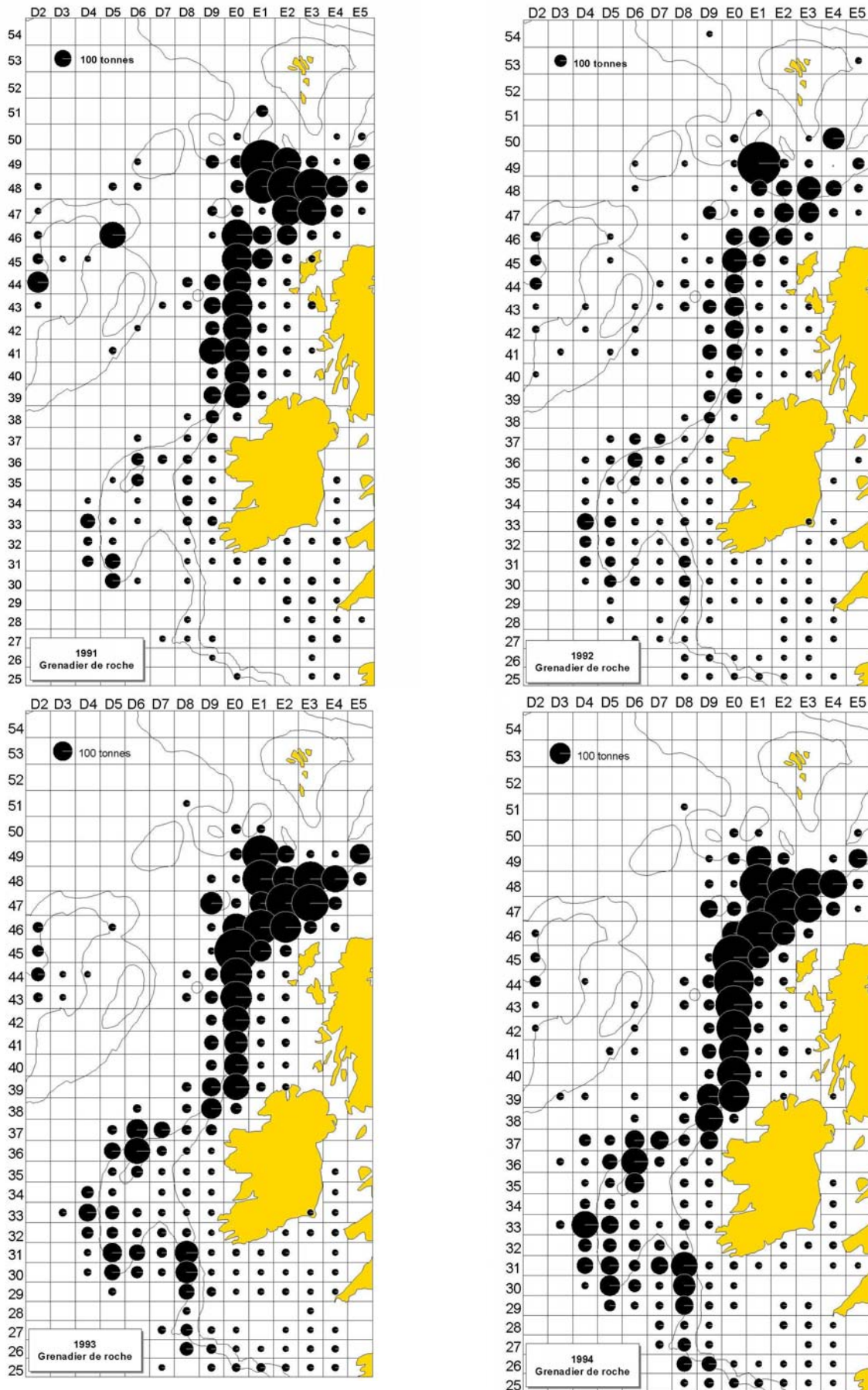


Figure 4 :Distribution géographique des captures françaises de grenadier de 1991 à 1994, données base statistiques nationale (nb : le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1500 m).

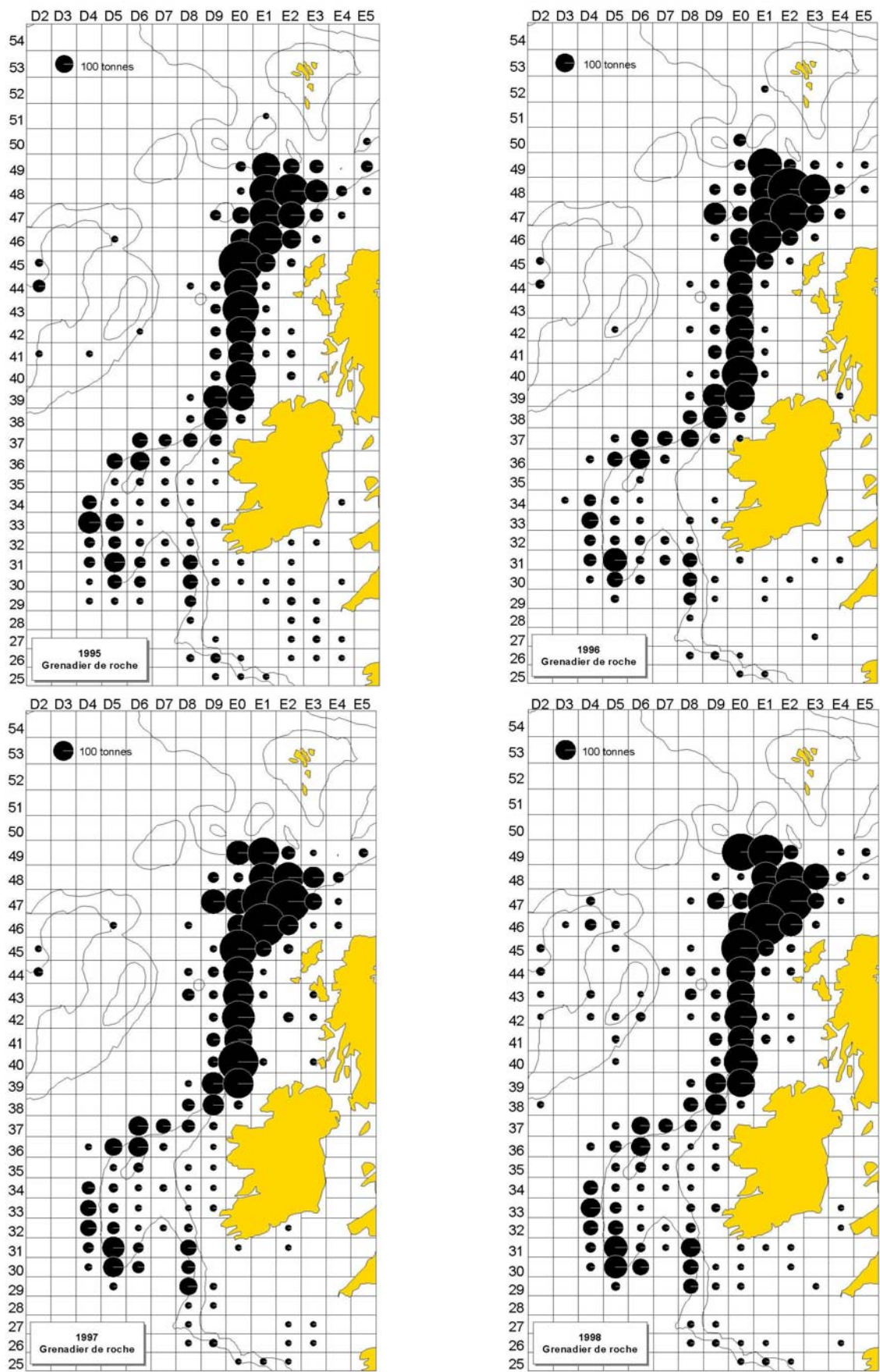


Figure 5 :Distribution géographique des captures françaises de grenadier de 1995 à 1998, données base statistique nationale (nb : le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1500 m).

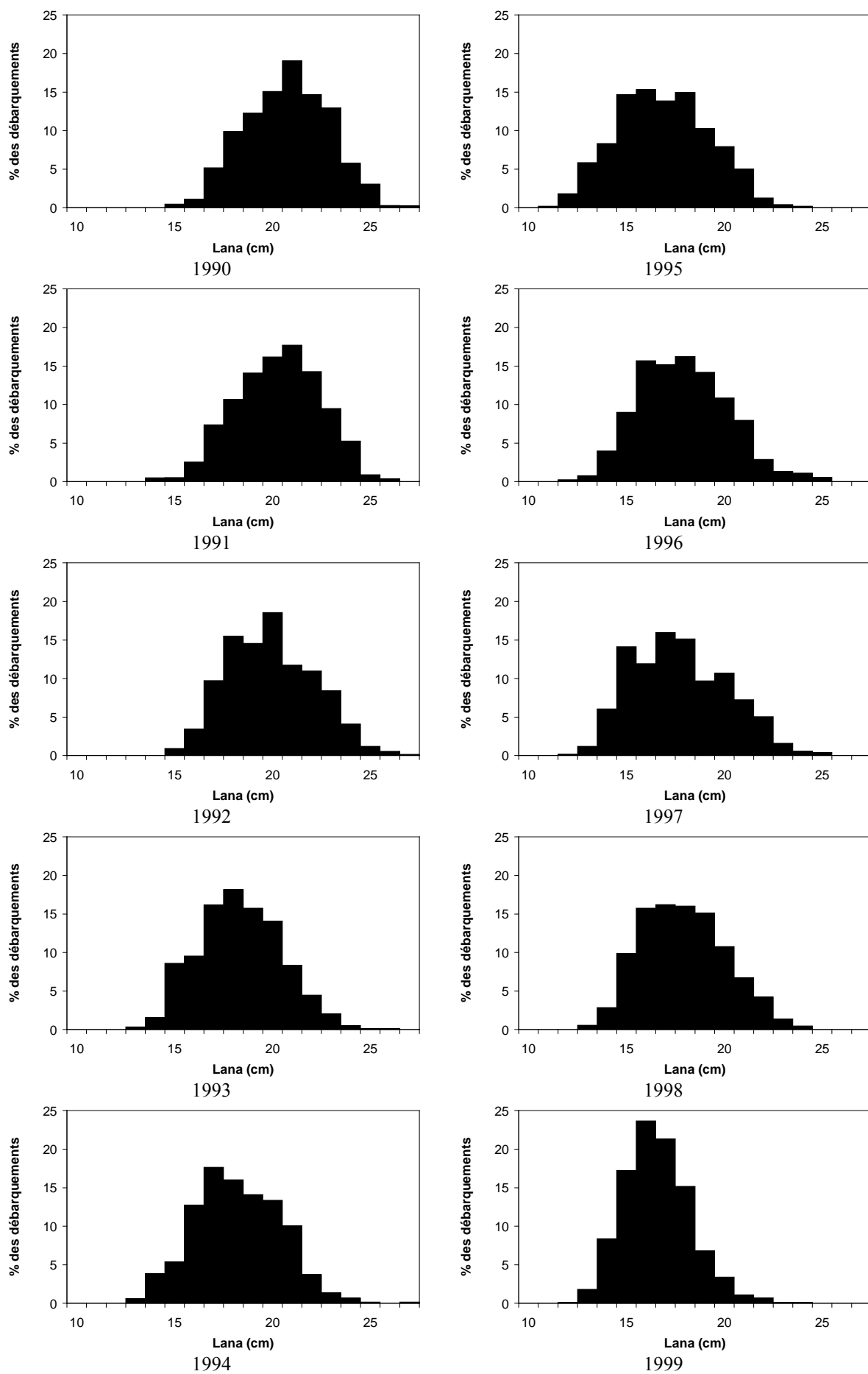


Figure 6 : Distribution en taille (L_{ana} , cm) des débarquements français de grenadier de roche de 1990 à 1999.

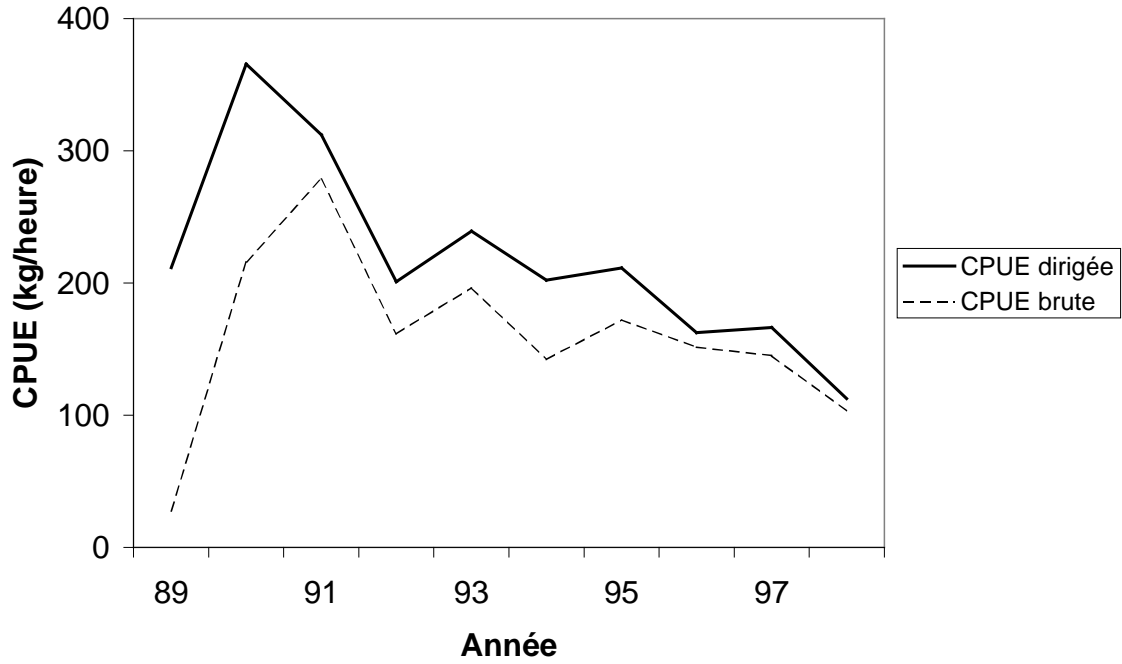


Figure 7 : CPUE brutes (captures par marée x rectangle rapportée au temps de pêche total) et dirigées (rapportées au temps de pêche dirigé sur l'espèce) des chalutiers industriels de pêche profonde français.

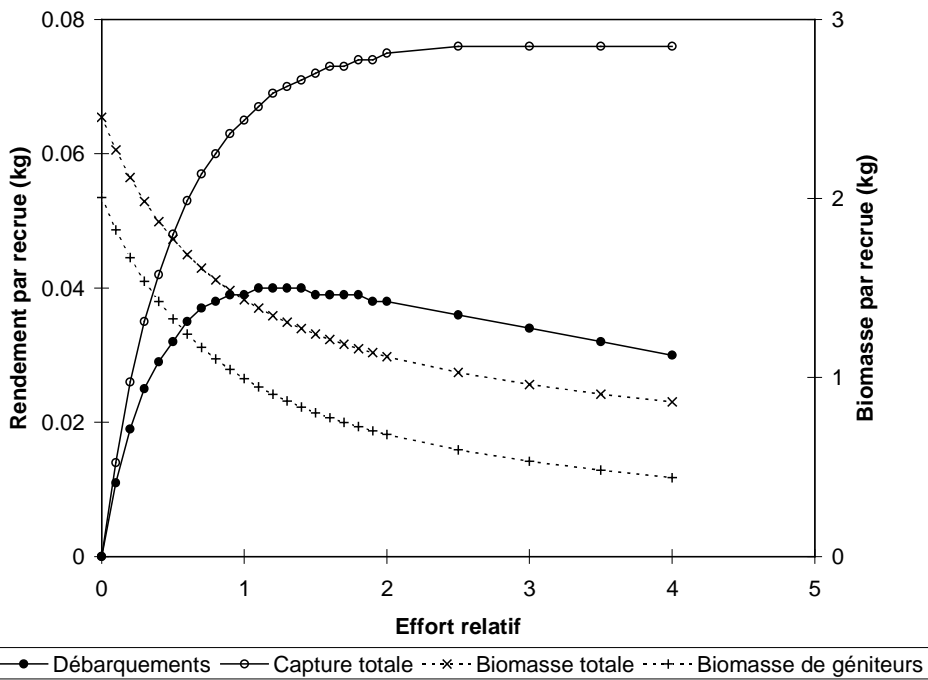


Figure 8 : Rendement par recrue du grenadier de roche ; le diagramme d'exploitation est celui observé en 1997, l'âge au recrutement correspond au groupe d'âge 1.

13. Le grondin rouge (*Aspitrigla cuculus*) de Manche et sud mer du Nord (divisions IVc et VIIde du CIEM)

Jean-Paul Delpéch et Franck Coppin

Le grondin rouge (*Aspitrigla cuculus*, Linné, 1758) ou grondin pin appartient à la famille des triglidés et représente le grondin le plus important (en abondance et en valeur) des quatre espèces pêchées en Manche (grondin gris *Eutrigla gurnardus*, Linné, 1758 ; grondin perlon *Trigla lucerna*, Linné, 1758 ; grondin camard *Trigloporus lastoviza*, Brünnich, 1768). En 1990, une révision des genres a modifié la classification et attribué le nom de genre *Chelidonichthys* aux quatre espèces de triglidés ci-dessus (Richards *et al.*, 1990).

13.1. Considérations biogéographiques

13.1.1. Distribution géographique du stock

Le grondin rouge est présent en Atlantique nord est, du sud de la Norvège et du nord des îles britanniques jusqu'en Mauritanie (Quéro 1984) ; il est indiqué comme rare en mer du nord par Hureau (1986). Il se rencontre également en Méditerranée et sur les côtes de l'Afrique de l'ouest jusqu'à la latitude des îles Canaries.

On le trouve sur le plateau continental, depuis la côte jusque vers 200 mètres de profondeur. Théret (1983) indique qu'en Manche ouest les plus grandes concentrations sont situées aux abords de la fosse centrale jusqu'à 90 m de fond.

Les résultats des campagnes expérimentales et la distribution des secteurs exploités par les professionnels (Anon., 1993) montrent que l'espèce est présente depuis le sud de la mer du Nord jusqu'en mer Celtique. En particulier, les résultats de campagnes expérimentales de chalutages CGFS (Channel Ground Fish Survey) réalisées chaque année en octobre depuis 1988 par l'Ifremer (Carpentier et Coppin, 2000) confirme qu'en Manche orientale le grondin rouge se rencontre surtout dans la partie centrale, selon un axe orienté nord-est sud-ouest (fig. 1), plutôt dans la partie française. Il est absent des baies et estuaires (Dauvin, 1988). Les individus âgés (groupe 2 et plus) sont plus présents côté français avec deux zones préférentielles de regroupement : au large de Dieppe – Fécamp et devant la baie des Veys (Delcour, 1996 ; Carpentier *et al.*, 1997 et 2000). Cette espèce est classée comme commune à cette période de l'année puisqu'on la rencontre dans près de la moitié des stations de chalutage.

En revanche lors des campagnes IBTS réalisées chaque année en mer du Nord en février (et en septembre parfois), il est très rare de rencontrer le grondin rouge (quelques individus sont épisodiquement capturés au large de l'Ecosse sur des fonds durs ; Vérin et Dufour, 1999).

En Manche, l'unicité du stock entre les parties orientale et occidentale reste à établir, aussi Dunn (1996) recommande de ne pas agréger les paramètres biologiques des deux régions.

Les données disponibles ne sont pas suffisantes pour déterminer si les grondins rouges de la Manche appartiennent à un même stock qui occuperait aussi le sud de la mer du nord et les eaux situées à l'ouest de la Manche. Cependant, sa présence y est continue durant l'année et il sera considéré ici que le stock occupe les divisions IVc et VIIde.

13.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock est entièrement inclus dans les eaux de l'Union européenne ; il est quasi absent de la zone des 3 milles. Son exploitation est partagée entre différents Etats membres de l'U.E.

13.2. Données biologiques

13.2.1. Description du cycle de vie

Le grondin rouge est un poisson benthique. Divers travaux ont récemment été réalisés pour analyser les relations entre la présence de grondin rouge et les paramètres environnementaux à partir des résultats des campagnes CGFS (Danel *et al.*, 1999, Bonnard *et al.*, 2000, Carpentier *et al.*, 2000 ; Carpentier *et al.* à paraître). Ils montrent la nette préférence de cette espèce pour les fonds de graviers, et dans une moindre mesure de sables grossiers.

Elle est très rare par fonds de moins de 20 m, et se concentre aux stations dont la profondeur va de 30 à 60 m. Elle ne se rencontre que dans des eaux dont la salinité est supérieure à 34 g/l. Ces résultats confirment les observations de Théret (1983) qui la signalait surtout sur des fonds à ophiures de 40 à 60 mètres.

L'analyse des variations saisonnières des apports de pêche fait dire à Théret (1983) que le grondin pénètre dans l'ouest et le centre de la Manche en septembre, et demeure de novembre à janvier dans une zone située entre l'île d'Ouessant et l'île de Wight, notamment autour de la fosse centrale. L'observation des stades sexuels chez la femelle permet de déduire que la maturation des gonades commencerait en décembre tandis que la période de ponte ne débiterait que fin février pour se terminer en juin. Pour Quéro (1984) et Hureau (1986), celle-ci se situerait en été. Les femelles reviennent en Manche avant les mâles qui n'y parviennent qu'en décembre.

A partir de données recueillies sur les œufs planctoniques, Clark (1914) conclut que l'espèce fraie en Manche du mois d'avril au mois d'août. Mais les œufs et larves de grondins sont difficiles à identifier au niveau de l'espèce (Riley *et al.*, 1986). Des œufs de triglidés ont été pêchés devant le site de Paluel en juillet 1975 et mars 1977 mais en densités très faibles (0,1 à 0,2 œufs/m³); aucune larve n'a été capturée lors de l'étude de projet du site (Halgand *et al.*, 1981). La zone comprise entre l'île d'Ouessant et l'île de Wight est considérée comme frayère de février à juin (Théret, 1983).

Les campagnes CGFS n'ont pas mis en évidence la présence de nourricerie en Manche Est. En revanche, en 1994 pendant la campagne EVHOE d'automne dans le golfe de Gascogne, de fortes concentrations de groupe 0 ont été observées devant la pointe de Bretagne, juste à l'entrée de la Manche en 1994 (campagne EVHOE de l'Ifremer).

Le grondin rouge est un carnassier qui se nourrit de crustacés (Bernard l'Hermite, crevettes, crabes) et de divers petits poissons typiquement benthiques comme les gobies et callionymes. Baron (1983) confirme les observations de Quiniou (1978) qui signale que les jeunes se nourrissent quasi exclusivement de crustacés tandis que les adultes adoptent un régime mixte poissons-crustacés. Bien que très peu de représentants de la faune endogée aient été observés, la présence de graviers dans quelques estomacs peut indiquer la recherche de ce type de proies. Dauvin (1988) en baie de Morlaix observe le même type de comportement alimentaire, avec une activité trophique importante ; il classe ainsi le grondin rouge dans la catégorie des prédateurs supérieurs. C'est un chasseur actif qui utilise les trois rayons libres de ses nageoires pectorales pour « marcher » sur le fond et rechercher ses proies. En appui sur ces rayons, les pelviennes dégagées permettent la fuite ou la chasse (Théret, 1983).

De comportement souvent grégaire, les grondins rouges émettent des grognements en actionnant leur vessie gazeuse (Bauchot et Pras, 1980).

Quand on passe de la mer du nord à la Manche occidentale, la présence d'espèces plus méridionales comme le grondin rouge contribue à l'accroissement de la diversité spécifique observée vers l'ouest (Rogers *et al.*, 1999).

13.2.2. Paramètres biologiques

13.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres de la relation taille-poids pour le grondin de Manche ont été calculés par Théret (1983) sur une base saisonnière et Dorel (1986) et sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteur	Zones	Mois	Sexe	Nombre	a	b
Théret, 1983	Manche	septembre	M	31	$1,13.10^{-3}$	3,3854
			F	80	$4,50.10^{-3}$	3,14027
		novembre	M	33	$3,65.10^{-3}$	3,16261
			F	33	$2,94.10^{-3}$	3,20117
		décembre	M	55	$1,51.10^{-3}$	3,32967
			F	144	$1,05.10^{-3}$	3,38984
		janvier	M	112	$0,98.10^{-3}$	3,39763
			F	120	$2,19.10^{-3}$	3,25648
février	M	31	$0,73.10^{-3}$	3,44558		
	F	82	$0,88.10^{-3}$	3,41197		
Dorel, 1986	Manche		M + F	593	$5,61.10^{-3}$	3,16882

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le grondin rouge de Manche selon divers auteurs ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

13.2.2.2. Croissance

Baron (1983) a calculé les paramètres de croissance pour des poissons capturés en baie de Douarnenez mais qui ont été mélangés avec des individus en provenance de Manche et Mer du Nord.

En 1994, des échantillonnages des débarquements ont été réalisés en Manche ouest (métiers anglais) et est (métiers français) par Dunn *et al.* (1996) et lui ont permis de calculer les paramètres de la courbe de von Bertalanffy ; en Manche orientale ces paramètres ont également été estimés depuis 1995 grâce aux données des campagnes CGFS (Carpentier *et al.*, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999) ; les résultats sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	Nombre	L_{∞}	K (an^{-1})	t_0 (années)
Baron (1983)	Manche + mer du Nord	M	118	37,1	0,51	-0,08
		F	232	41,7	0,46	-0,05
Dunn <i>et al.</i> (1996)	VIIId	M	213	35,75	0,232	-3,37
	VIIId	F	531	41,05	0,248	-2,57
	VIIe	F	147	NS	0,137	-2,09
Carpentier 1995		M+F	187	36,75	0,597	0,180
Id 1996			94	37,97	0,622	0,149
Id 1997			90	36,67	0,645	0,185
Id 1998			107	36,18	0,613	0,048
Id 1999			122	36,02	0,511	-0,277
Moyenne 95-2000			704	36,34	0,543	-0,17

Tableau 2 : Paramètres de croissance du grondin rouge de Manche selon divers auteurs.

Les mâles atteignent des tailles inférieures à celles des femelles.

Au cours des 6 dernières campagnes CGFS en octobre en Manche orientale (1995 à 2000) très peu d'individus du groupe d'âge 0 ont été capturés, la majorité des individus appartenant aux groupes 1 à 4. Quéro (1984) et Bauchot (1980) considèrent que le grondin rouge est espèce de faible longévité, atteignant une taille maximum de 50 cm. Cependant, dans les chalutages expérimentaux, il apparaît quelques individus âgés de plus de dix ans.

13.2.2.3. Reproduction

La taille de première maturité sexuelle serait en moyenne de 25 cm, soit une gamme de taille de 26 à 29 cm (pour un âge de 3 ans).

13.2.2.4. Recrutement

Les informations disponibles sont très partielles. Les indices d'abondance des groupes d'âge 0 et 1 dérivés des campagnes CGFS (fig.2) suggèrent que, au moins en Manche orientale, le recrutement est extrêmement fluctuant.

13.2.2.5. Mortalité naturelle

Pas d'estimation connue en Manche (seule une estimation en Méditerranée a été faite en 1983).

13.3. Les pêcheries

C'est en Manche est que se trouvent les pêcheries les plus importantes pendant l'hiver, et en Manche ouest depuis le début du printemps jusqu'en été (Dunn, 1996).

13.3.1. Les pêcheries françaises

En 1983, Théret considère qu'il y a une pêche dirigée vers les grondins, notamment le grondin rouge, de la part de quelques chalutiers artisans (16-20 mètres; 150-450 CV) de Port-en-Bessin et Cherbourg à certaines saisons.

La pêcherie la plus importante se situe en Manche est où il y a un marché bien développé ; le métier le plus important est celui du chalutage de fond à panneaux hauturier (à Boulogne, Port-en-Bessin, Dieppe, Grandcamp et Cherbourg; les espèces-cibles sont les gadidés, maquereaux, plie et grondins). Ce métier est généralement pratiqué toute l'année par des bateaux assez grands (en moyenne 18 m et 362 kW) pour rester en mer de 3 à 10 jours et travailler dans différents secteurs (dont la mer du Nord) durant la même marée (Tétard *et al.*, 1995). Dans les années 90 il assure à lui seul 80% des débarquements internationaux de grondin rouge issus de la division VIIId. Pour la flottille des Etaplois, le grondin rouge fait partie, avec le rouget-barbet, l'encornet et la limande-sole d'un cortège d'espèces cibles (le « divers ») à valeur marchande intéressante.

En Manche ouest, le chalutage de fond à panneaux hauturier est encore plus clairement orienté vers l'exploitation du grondin rouge qui représente sa deuxième espèce en poids. Les principaux ports sont Cherbourg, Saint-Malo et des ports situés en dehors de la Manche ouest (Port-en-Bessin, Dieppe, Le Guilvinec, Concarneau). Certains de ces grands bateaux (caractéristiques moyennes: 21 m et 400 kW) ne font pas ce métier toute l'année et peuvent travailler plus à l'ouest. Les fonds sont accidentés et il y a des zones préférentielles de grande abondance (fig. 3). L'espèce est également une prise accessoire importante pour le chalutage côtier (espèces-cibles: seiche, pétoncle, baudroie, raies, lieu jaune) pratiqué surtout dans le golfe normand-breton et en baie de St-Brieuc au printemps - été.

Amara (1988) indique que les grondins constituent une des prises accessoires des navires du quartier de Morlaix utilisant les palangres de fond à bar.

Les fileyeurs débarquent également du grondin rouge comme prise accessoire.

13.3.2. Les pêcheries étrangères

Au Royaume Uni selon Dunn (1996) le grondin n'est pas considéré comme une espèce commerciale importante et ne peut pas être considéré comme espèce-cible. En Manche est c'est le métier du chalutage de fond à panneaux qui est le plus important (petits bateaux travaillant surtout entre 3 et 12 milles et basés à Newhaven et Shoreham, espèces-cibles : gadidés, poissons plats et seiche ; débarquements maxi de juillet à novembre). Pour le chalutage à perche hauturier (grands bateaux de 23 m de longueur moyenne, basés surtout à Shoreham et Portsmouth) dont l'espèce-cible principale est la sole, le grondin est une prise accessoire.

En Manche ouest, plusieurs métiers génèrent des prises accessoires de grondin rouge : le chalutage de fond à panneaux (bateaux de Brixham, actifs de mai à novembre surtout), le chalutage à perche hauturier (très grandes unités de 41 m pour 800 kW en moyenne, basés à Brixham et Newlyn, actifs toute l'année mais surtout de juillet à septembre), et plus secondairement le chalutage à perche côtier (grands bateaux également, de 33 m et 656 kW en moyenne, basés surtout à Brixham, très actifs d'octobre à mars et dont les espèces-cibles sont les poissons plats, la lotte, la seiche, les raies, les grondins et les gadidés).

Dans les îles anglo-normandes, le chalutage de fond à panneaux hauturier capture également du grondin rouge comme prise accessoire (Dintheer *et al.*, 1995).

Concernant l'activité des bateaux belges pendant l'année 2000, quelques rares chalutiers de fond viennent travailler en Manche est, mais jusqu'à 50 chalutiers à tangons (en général moins de 15 unités chaque mois) viennent y rechercher les poissons plats. Sur les 3 600 tonnes (poids vide) capturés dans ce secteur et débarqués dans les ports belges par ces navires, environ 270 tonnes sont constituées de grondins (dont 30 à 40 % de grondin rouge, le reste est constitué de grondin perlon), qui sont pêchés surtout de novembre à avril. Ces chalutiers à tangons basés à Zeebrugge, Ostende et Nieupoort, sont de grosses unités de longueur comprise entre 20 et 33 mètres. Les plus grands d'entre eux sont capables de travailler sur de très vastes secteurs (mer du Nord, Manche est et ouest, mer Celtique et mer d'Irlande).

13.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

13.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

En France la distinction des espèces de triglidés au niveau de la commercialisation est très approximative. Ainsi Fontaine et Théret (1982) indiquent que généralement le grondin gris est distingué en raison de sa moindre valeur, mais que les deux autres espèces (*A. cuculus* et *T. lucerna*) sont souvent regroupées sous le vocable de grondin rouge. La distinction est plus courante depuis quelques années bien que certaines appellations locales génèrent encore des confusions dans le codage des espèces.

Le tableau ci-dessous montre les débarquements réalisés par les pêcheurs français

Année	IVc	VIIId	VIIe
1988	575	720	1848
1989	124	1166	1615
1990	136	1394	1347
1991	70	1295	2073
1992	56	1358	1748
1993	82	1132	1690
1994	76	1122	1561
1995	71	1235	1580
1996	76	1417	1625
1997	49	944	2303
1998	49	1047	2284

Tableau 3 : Débarquements français de grondin rouge (tonnes) en provenance de Manche et sud mer du Nord de 1998 à 1998 (source : base statistiques nationale)

Les prises, faibles dans la division IVc (sud mer du Nord), sont plus importantes en Manche ouest (division VIIe). Si les prises diminuent depuis 1997 dans les divisions IVc et VIIId, on observe l'inverse dans la division VIIe.

Une analyse détaillée de l'année 1998 fournit les informations suivantes :

- pour la division IVc : plus de 99 % des prises sont débarquées en criée de Boulogne et ont été faites au chalut de fond à panneaux (flottille dite des Etaplois) ; sur les 48 tonnes déclarées, 37 proviennent de Sandettié soit la partie sud du secteur, le reste de la zone de Smiths ; les prises sont très faibles de février à avril ;
- pour la division VIIId : plus de 99 % des prises sont le fait du chalut de fond à panneaux, les lieux de débarquement sont plus nombreux (surtout Port en Bessin et Boulogne, secondairement Dieppe, Cherbourg Fécamp) ; les captures sont réalisées essentiellement en automne et en hiver, principalement dans la partie centrale de la Manche et dans le détroit du Pas-de-Calais.
- pour la division VIIe : les captures de grondin rouge sont toujours très majoritairement faites au chalut de fond à panneaux, les lieux de débarquement sont multiples (surtout Erquy et Cherbourg, mais aussi Port-en-Bessin, St-Quay-Portrieux, St-Malo, Roscoff, Le Guilvinec, Granville. Les débarquements sont les plus

faibles d'avril à juillet ; comme en Manche Est, le maximum de captures est réalisé dans une vaste secteur allongé selon un axe sud-ouest/nord-est, dans la partie centrale de la Manche.

Au Royaume Uni, les débarquements de grondin rouge sont mélangés avec ceux des autres espèces de grondins (le grondin rouge étant souvent minoritaire d'ailleurs), et pour la période d'avril 1994 à mars 1995, Dunn *et al.* (1996) donne les chiffres suivants (toutes espèces de grondins confondues) :

Métier	Division	Débarquements (tonnes)
Chalut de fond à panneaux	VIIe	167,4
Chalut à perche offshore	VIIe	67,5
Chalut à perche inshore	VIIe	36,4
Chalut de fond à panneaux	VIIIe	45,9

Tableau 4 : Débarquements britanniques de grondins de Manche (toutes espèces confondues) entre avril 1994 et mars 1995 (source : Dunn, 1996)

L'auteur précise également qu'en raison d'une fréquente utilisation du grondin comme appât pour les casiers à grands crustacés, des quantités considérables de poissons sont vendues directement entre pêcheurs sans être enregistrées dans les statistiques.

13.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche et des rendements par métier

Delcour (1996) observe que les débarquements de grondin rouge en Manche est augmentent de 1988 à 1990, de même que les CPUE (Captures Par Unité d'Effort ; fig. 4) tandis que l'effort, après une nette augmentation en 1989, reste à un niveau assez stable (fig. 5). Cette augmentation de l'effort serait liée à celle du prix moyen par kg suite à une forte demande du marché ; à partir de 1990 le prix moyen reste plutôt stable.

Les DPUE (débarquements en kg par heure de chalutage) ainsi que les CPUE recueillies au cours des campagnes françaises d'évaluation des poissons de fond, par rectangle statistique et par trimestre fournissent un indice de distribution et d'abondance saisonnière du grondin rouge (Anon., 1993 ; fig. 6) ; Les données de production anglaise et galloises n'ont pu être utilisées, le grondin rouge n'étant pas différencié des autres grondins dans les apports. Les variations saisonnières de DPUE et CPUE montrent que le grondin rouge est abondant en Manche au printemps, mais, qu'en été et automne, il quitte la Manche ou devient inaccessible à la pêche.

13.3.4. Structure démographique des captures

13.3.4.1. Structure des débarquements

Théret (1983) a réalisé des échantillonnages au débarquement d'un chalutier travaillant régulièrement en Manche ouest entre mai 1982 et février 1983 ; on constate qu'en début de période, des petits individus à partir de 21cm sont débarqués avec un mode à 26-27cm ; le mode se déplace au cours du temps pour atteindre voire dépasser 30 cm. En revanche, un chalutier dieppois opérant au large de Dieppe en octobre 1982 ne débarque que des individus supérieurs à 25 cm, avec un mode très marqué à 32-33 cm (taille maxi 40 cm).

A l'occasion d'un contrat financé par la CEE et portant sur l'échantillonnage d'espèces non soumises à quotas en Manche, des mensurations au débarquement de grondin rouge ont été effectuées pour différents métiers français et anglais pendant l'année 1994 et 1995 (Dunn *et al.*, 1996).

Un autre contrat financé par la CEE a permis d'échantillonner les débarquements français de grondin rouge en Manche orientale (Coppin, 1998). Trois années d'échantillonnage sont disponibles (1995 à 1997, par trimestre) ; les débarquements du chalutage hauturier étant les plus importants (97 % du total), seul ce métier a été distingué, les apports des autres métiers ont été regroupés sous l'appellation « autres métiers ». Un exemple de

mensurations du 2^{ième} trimestre 1995 est donné (fig. 7) ; l'essentiel des débarquements est composé d'individus de taille comprise entre 23 et 35 cm, le mode des différentes distributions variant de 25 à 29 cm.

13.3.4.2. Rejets

Au cours d'embarquements réalisés sur des chalutiers professionnels travaillant en Manche ouest en août 1982 à Port-en-Bessin (mais lieu de pêche en Manche Ouest) et octobre 1982 au large de Dieppe, Théret (1983) a mesuré les rejets de grondins et les débarquements effectivement réalisés. A Dieppe, seuls des individus de taille supérieure à 25 cm sont débarqués, tandis qu'à Port-en-Bessin, dès la taille de 20 cm les grondins sont débarqués. Cette différence dans la gamme de taille des rejets est liée à des habitudes locales car à Cherbourg et Port-en-Bessin, la proximité du marché des îles anglo-normandes et de ses caseyeurs qui utilisent les petits grondins comme appât oriente la pratique des professionnels.

Des informations plus nombreuses et plus précises existent en Manche occidentale où une étude a été menée en 1992 sur des flottilles françaises (Morizur *et al.*, 1996). Les métiers suivants génèrent des rejets de grondin rouge :

- les filets à petite maille : calés en zone très côtière ou sur épaves, ils ciblent le lieu jaune, la lingue franche, la morue, et selon la zone, la langouste, la baudroie, la sole ou le merlu. Leur faible durée d'immersion n'entraîne pas de rejet de poissons abîmés mais de prises accessoires de faible valeur marchande dont le débarquement n'est pas systématique comme le grondin rouge, les roussettes et le tacaud. Pour des durées d'immersion d'une journée, le taux de rejet moyen est de 10 % (par rapport au total capturé pour cette espèce); en fait il y a surtout rejet quand les captures sont insuffisantes pour constituer un lot de vente.
- Les filets à grand maillage (espèces-cibles : grands crustacés) : ils sont immergés pendant plusieurs jours et capturent rarement des grondins (et en quantités faibles) mais le rejet concerne en hiver 92 % des captures.
- Le chalutage côtier (marée courte effectuée dans les 12 milles) : le grondin rouge est une espèce accessoire courante ; il est davantage rejeté dans la partie occidentale du secteur (taux de rejet de 70 % à Camaret ou de 44 % à Morlaix : on rejette des individus mesurant jusqu'à 28-29 cm de longueur) en raison de l'utilisation du grondin comme appât par les caseyeurs présents dans la partie orientale du secteur (taux de rejet de l'ordre de 30 à 40 %, comme à St-Brieuc ou St-Malo où on ne rejette pratiquement plus d'individus au-dessus de 23 cm de longueur ; à St-Malo, tous grondins confondus, le taux de rejet peut atteindre 80 %). La faible valeur marchande du produit entraîne de fortes fluctuations du tri au sein de ce métier : le rejet est avant tout d'origine commerciale.
- Le chalutage hauturier (marée de 5 à 12 jours en dehors des 12 milles) : ses rejets sont principalement déterminés par la zone de pêche et l'engin (chalut à 2 ou 4 faces) ; le taux de rejet des grondins approche les 100 % ; le grondin rouge est rejeté à plus de 50 % (60 % pour les bateaux hauturiers de St-Malo exerçant en Manche ouest ou dans le canal de Bristol et à Smalls).

13.3.5. Sélectivité des engins de pêche

En 1983, Théret a étudié la sélectivité du chalut vis à vis du grondin rouge. Il a estimé le facteur de sélection SF=3,012.

13.3.6. Les compétitions entre métiers

Ulrich (2000) estime que 8 métiers (au niveau international) exploitent le stock en temps que prise accessoire. Certains métiers débarquent l'espèce (comme les chalutiers de fond anglais), d'autres la rejettent (chalutage de fond et fileyeurs de Bretagne nord). Il y a donc une interaction directe pour la ressource. Une analyse plus détaillée de la pêcherie serait nécessaire pour en comprendre tous les mécanismes, et voir dans quelle mesure une demande plus forte du marché ou une meilleure valorisation des captures seraient susceptibles de réduire les rejets.

Les données manquent pour pouvoir analyser et quantifier d'éventuelles interactions entre des métiers qui captureraient majoritairement des juvéniles et d'autres des adultes (pêcherie séquentielle).

13.4. L'état de la ressource

13.4.1. Evolution de l'abondance

L'évolution des CPUE (fig. 4) montre une forte tendance à l'augmentation entre 1988 et 1992 suivie d'une baisse entre 1992 et 1994. Des données plus récentes ne sont pas disponibles actuellement.

Les campagnes expérimentales de chalutages CGFS réalisées chaque année en octobre en Manche orientale depuis 1988 montrent une forte variabilité de l'abondance du grondin rouge (en nombre d'individus au km², fig. 8) avec un maximum en 1994 (essentiellement constitué d'individus de un an) suivi d'une tendance à la baisse.

13.4.2. Evolution du taux d'exploitation

L'évolution du taux d'exploitation du grondin rouge en Manche n'est pas connue.

13.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Ulrich (2000) a réalisé une analyse multi-espèces des pêcheries artisanales de la Manche ; selon ses résultats, le stock de grondin rouge serait « moyennement surexploité », la réduction d'effort nécessaire pour maximiser les captures, dans les conditions actuelles d'exploitation étant importante par rapport au bénéfice attendu (augmentation de la production de moins de 10 %). Compte tenu des hypothèses qui ont dû être retenues pour réaliser ce travail (plutôt à portée méthodologique) les résultats doivent cependant être considérés comme très préliminaires.

13.4.4. Potentiels de production

Ulrich (2000) a estimé la production maximale équilibrée (MSY) en Manche à 3 428 tonnes. Cette valeur doit être considérée comme préliminaire.

13.5. *Les mesures de gestion*

13.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Les triglidés, groupe dont fait partie le grondin rouge, sont cités dans la liste des espèces pouvant être capturées avec un maillage de 55 mm en région 2 (dont la Manche) ; il n'est pas soumis à taille marchande minimale (règlement CE 850/98).

Sa capture est le fait très majoritairement du chalutage de fond à panneaux et son exploitation est donc touchée par les mesures réglementaires concernant ce segment de flotte, notamment les programmes d'orientation pluriannuels des flottes.

13.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le grondin rouge est le plus souvent une prise accessoire destinée à la consommation humaine (cas du chalutage hauturier en Manche ouest) ou vendue comme appât pour les caseyeurs, notamment en Manche occidentale. Il est aussi l'objet de rejets parfois très importants. Ces pratiques diffèrent fortement d'un secteur géographique à l'autre et sans doute d'une saison à l'autre.

Le stock ne semble pas être dans une situation critique, et il devrait tirer bénéfices des mesures rendues nécessaires par l'état de bon nombre de ressources d'intérêt majeur, notamment la limitation de l'effort de pêche.

Si on admet le coefficient de sélection calculé par Théret pour les chaluts (3,012), et une taille à première reproduction de 25 cm, le maillage minimal fixé par la réglementation européenne pour la pêche des triglidés (55 mm) autorise la capture de juvéniles, puisque pour ce maillage, la taille ou 50 % des individus s'échappent au travers du chalut (L_{50}) est de 16,5 cm. En fait, la majorité des captures est effectuée dans des pêcheries plurispécifiques utilisant des maillages plus grands (70 mm).

Dans les conditions actuelles de l'exploitation, la fixation d'une taille minimale de débarquements comme cela avait été préconisé par Fontaine et Théret (1982) serait de peu d'efficacité en terme de protection de la ressource : même avec les maillages légaux, les captures de juvéniles sont importantes, et de plus les rejets concernent également des adultes de grande taille. Une telle mesure aboutirait probablement à une augmentation des rejets, dont on rappellera qu'une partie est valorisée sous forme d'appât pour les caseyeurs.

13.6. *Références bibliographiques*

Amara T., 1988. Filets, lignes et palangres utilisés en Bretagne nord (Brest à Paimpol). Ifremer DRV-88.021-RH/Brest.

Anon., 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. RI DRV Ifremer 93-028, 256 p.

Baron J., 1983. Les triglidae (Téléostéens, Scorpaeniformes) de la baie de Douarnenez, croissance et reproduction de : *Eutrigla gurnardus*, *Trigla lucerna*, *Trigloporus lastoviza* et *Aspitrigla cuculus*. Thèse doctorat 3^{ième} cycle, UBO, 130 p.

Bauchot M.L. et Pras A., 1980. Guide des poissons marins d'Europe. Delachaux et Niestlé, « les guides du naturaliste ». 427 p.

Berthou P., Talidec C., Jezequel M. et Lespagnol P., 1997. La flotte de pêche commerciale bretonne, description des métiers et des flottilles. Rapport d'étape IFREMER / région Bretagne.

Bonnart A-L., Dewas V., Decaux C. et O. Godinot, 2000. Campagne expérimentale de chalutage en Mer du Nord et Manche orientale. Projet d'études statistiques, Institut Supérieur d'Agronomie, Lille, juin 2000, 35 p. + annexes.

Carpentier A. *et al.*, 1997. Campagnes expérimentales de chalutage en Mer du Nord et Manche orientale, volume II : les campagnes CGFS 1995 & 1996. Rapport final contrat BIOECO n° 94/048 ; 127 p.

Carpentier A. et Coppin F., 2000. Campagnes expérimentales de chalutage en Manche orientale : les campagnes CGFS 1997 & 1998. *Rapp. scient. Techn. Ifremer*, RST 2000-03 DRV/RH Boulogne-sur-mer.

Coppin F., 1998. Structures démographiques des débarquements des principaux stocks exploités en Mer du Nord et Manche Orientale. Rapport final du Contrat N° 94/053, 792 p.

Danel F., Heyman G., Petit T. et L. Van den Bossche, 1999. Campagne expérimentale de chalutage en Manche orientale, étude inter annuelle. Projet d'études statistiques, Institut Supérieur d'Agronomie, Lille, juin 1999, 73 p.

Dauvin J.C., 1988. Rôle du macrobenthos dans l'alimentation des poissons démersaux vivant sur les fonds de sédiments fins de la Manche occidentale. *Cah. Biol. Mar.*, **29** : 445-467.

Delcour S., 1996. Répartition et abondance du grondin rouge (*Aspitrigla cuculus*) en Manche orientale, campagne CGFS 95. Université Catholique de Lille, Faculté Libre des Sciences, 79 p.

Dintheer C., Smith M.T., de Clerck R et F. Coppin, 1995. BAHAMAS Base Halieutique pour une Manche Stratifiée. Rapport final du Projet BIOECO 93.018, 164 p.

Dorel, 1986. Poissons de l'Atlantique nord-est. Relations taille-poids. Ifremer, DRV.86.001/RH/Nantes, 165 p.

Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. PhD thesis, University of Portsmouth, 326 p.

Dunn M.R., Rogers S.I., Morizur Y., Tétard A., Aublet B., Le Niliot P., and Miossec D., 1996. Biological sampling of Non-Quota Species. MAFF, IFREMER, Final Report for EC Study Contract C934CO18, 85 p.

Fontaine B. et F. Théret, 1982. Données préliminaires sur la biologie des grondins de la Manche orientale. *Cons. Int. Explor. Mer.*, Comité des poissons de fond, G :24.

Halgand D., Martin J. et Woehrling D., 1981. Etude halieutique de projet de site, Paluel (Seine Maritime). Rapport de fin d'étude de deux cycles annuels successifs. 1^{ère} partie : zooplanctonologie halieutique. ISTPM, Contrat EDF-RE / ISTPM n° PA 1645, (1980) 1981, 2 vol. : rapport 121 p., figures et tableaux 136 p.

Hureau J.C., 1986. Triglidae in Whitehead. J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J. et Tortonese E., Fishes of the Northeastern Atlantic and Mediterranean, Les Presses de l'Unesco, vol. 2, 1230-1238.

Morizur Y, Pouvreau S et Guenole A., 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, Brest, 127 p.

Quéro J.C. 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Granchet éd., 394 p.

Quiniou L., 1978. Les poissons démersaux de la baie de Douarnenez, alimentation et écologie. Thèse doctorat 3^{ième} cycle, UBO, 222 p.

Richards W.J. and V.P. Saksena, 1990. Triglidae. P. 680-684. In J.C. Quéro, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.). Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon ; SEI, Paris ; and UNESCO, Paris. Vol. 2.

Riley J.D., Symonds D.J. and L.E. Woolner (1986). Determination of the distribution of the planktonic and small demersal stages of fish in the coastal waters of England, Wales and adjacent areas between 1970 and 1984. Fish. Res. Tech. Rep., MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft 84, 23 pp.

Rogers S.I., Maxwell D., Rijnsdorp A.D., Damm U., Vanhee W., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas : patterns in fishing effort, diversity and community structure.IV. Can comparisons of species be used to assess human impacts on demersal fish faunas ? *Fish. Res.* **40**, 135-152.

Tétard A., Boon M. *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337 p.

Théret F., 1983. Biologie et pêche du grondin rouge en Manche. DEA, USTL Station Marine de Wimereux, 42 p.

Ulrich C., 2000. Modélisation multi-flottilles et multi-métiers des pêcheries artisanales de la Manche, évaluation plurispécifique des stocks, étude des interactions techniques et intégration dans la modélisation bioéconomique. Thèse ENSA Rennes, 350 p.

Vérin Y. et J.L.Dufour, 1999. Campagnes expérimentales de chalutage en mer du Nord et Manche Orientale, volume I : les campagnes IBTS 1997 & 1998. Rapport final du Contrat BIOECO n° 96/040, 133 p.

Wheeler A., 1969. The Fishes of the British Isles and North-West Europe. Macmillan & Co. Ltd , London, 613 p.

Wheeler A., 1978. Key to the Fishes of Northern Europe. Frederick Warne & Co. Ltd, 380 p.

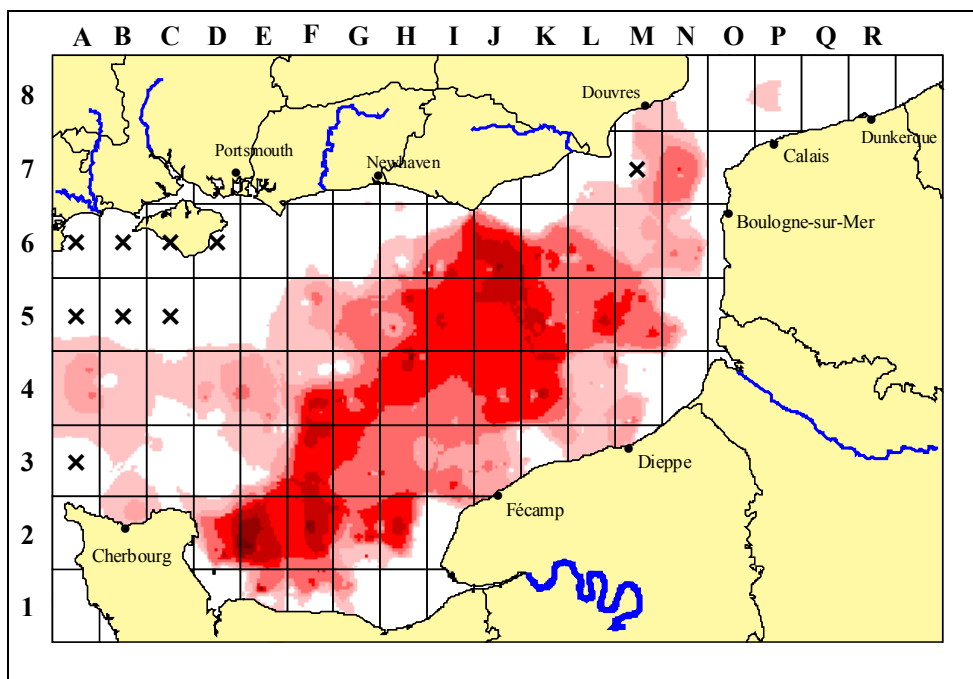


Fig. 1 : CGFS. Aire de répartition du grondin rouge en Manche orientale en octobre. Synthèse sur 11 années de campagnes CGFS. (Les X représentent les secteurs non travaillés)

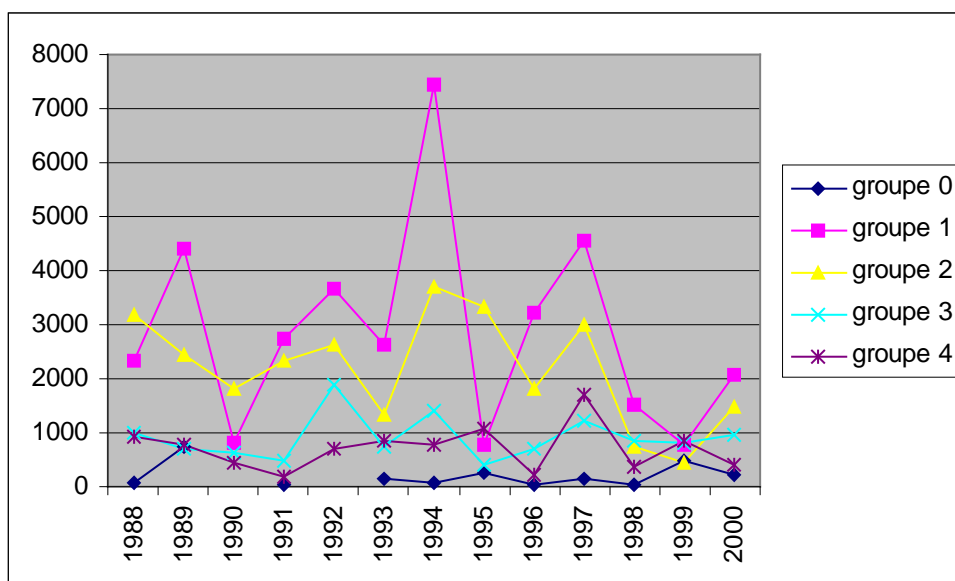


Figure 2 : Indices d'abondance du grondin rouge (nombre d'individus au km²) par groupes d'âge lors de campagnes CGFS (Coppin *et al*, à paraître)

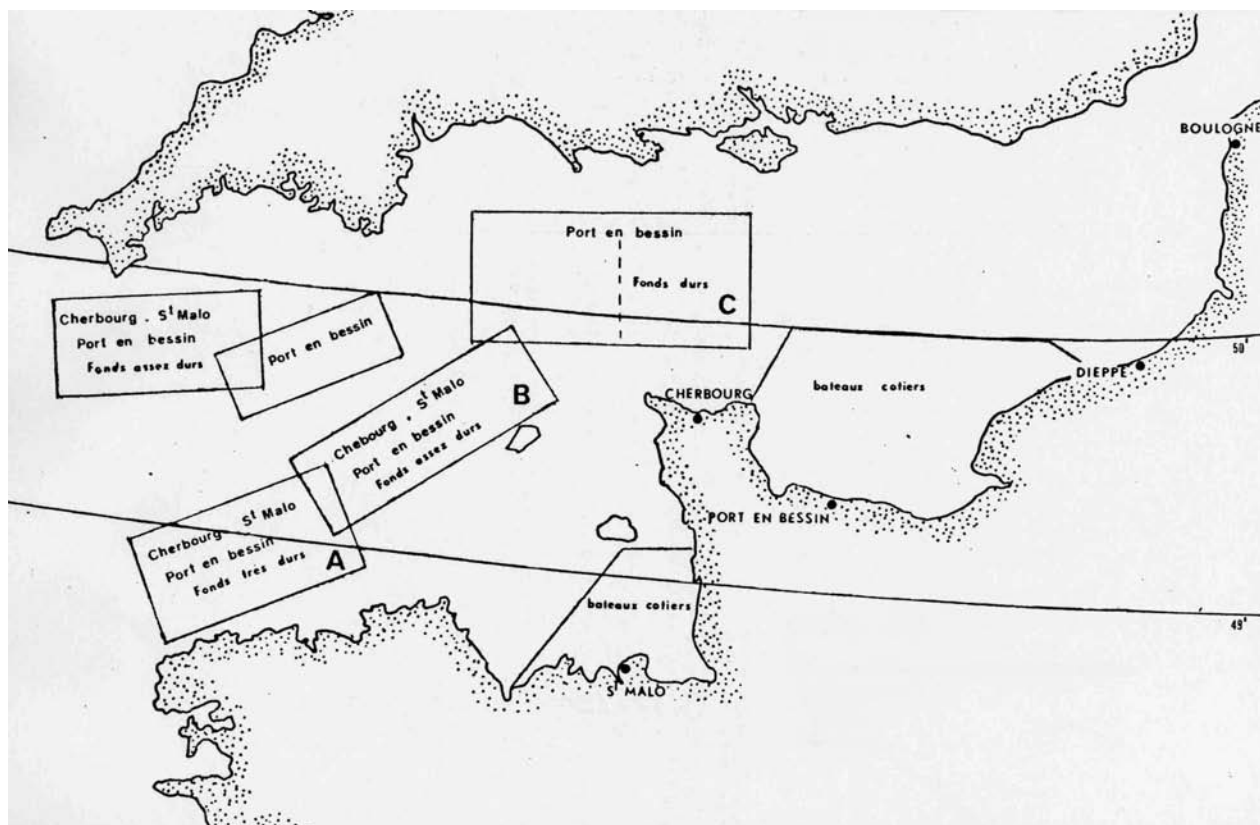


Figure 3 : Principales zones de pêche des chalutiers de Port-en-Bessin, St Malo et Cherbourg (in Théret, 1983)

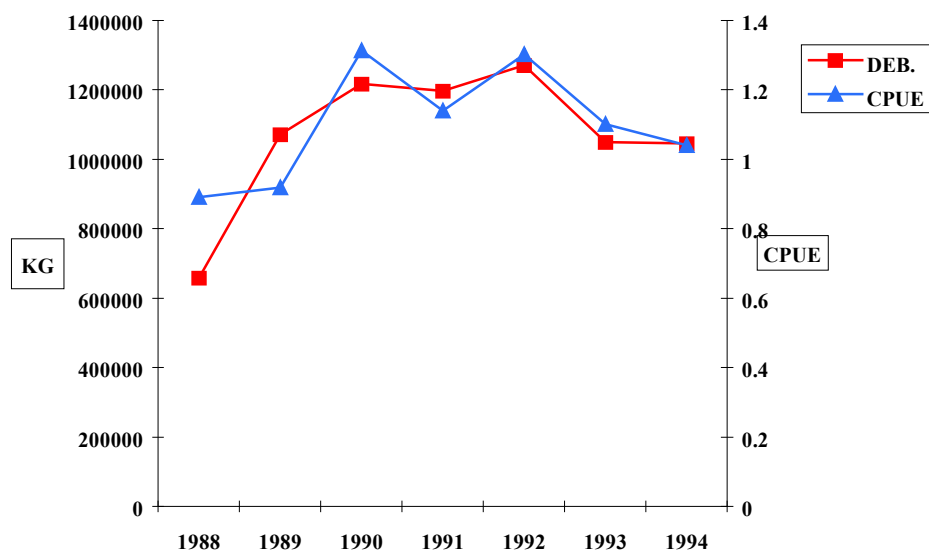


Figure 4 : Débarquements et captures par unité d'effort (CPUE) annuelles pour le grondin rouge en Manche orientale (Delcour, 1996)

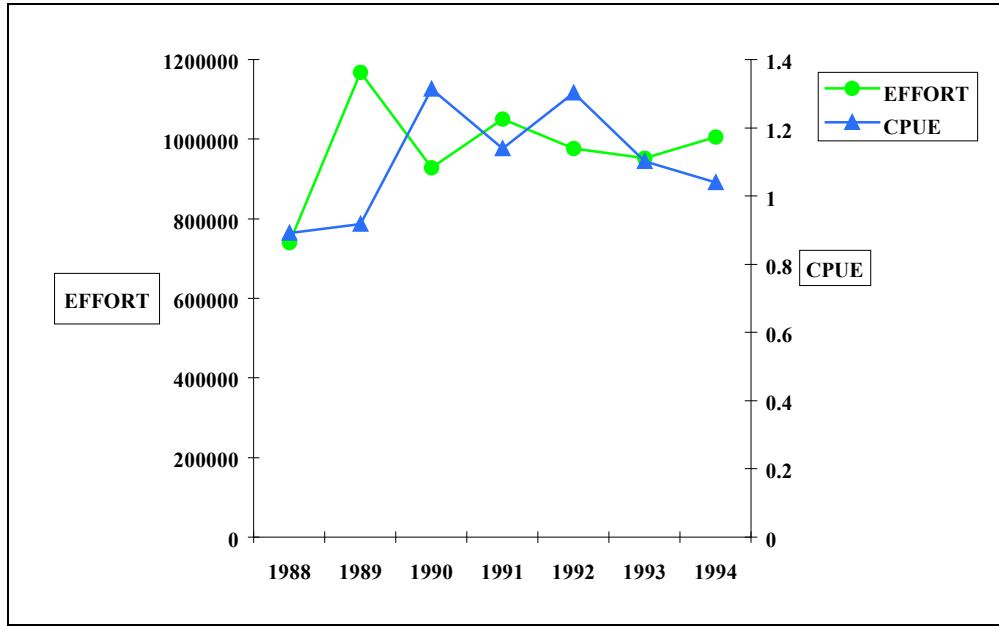


Fig. 5 : Effort de pêche et CPUE moyennes annuelles pour le grondin rouge en Manche orientale (Delcour, 1996).

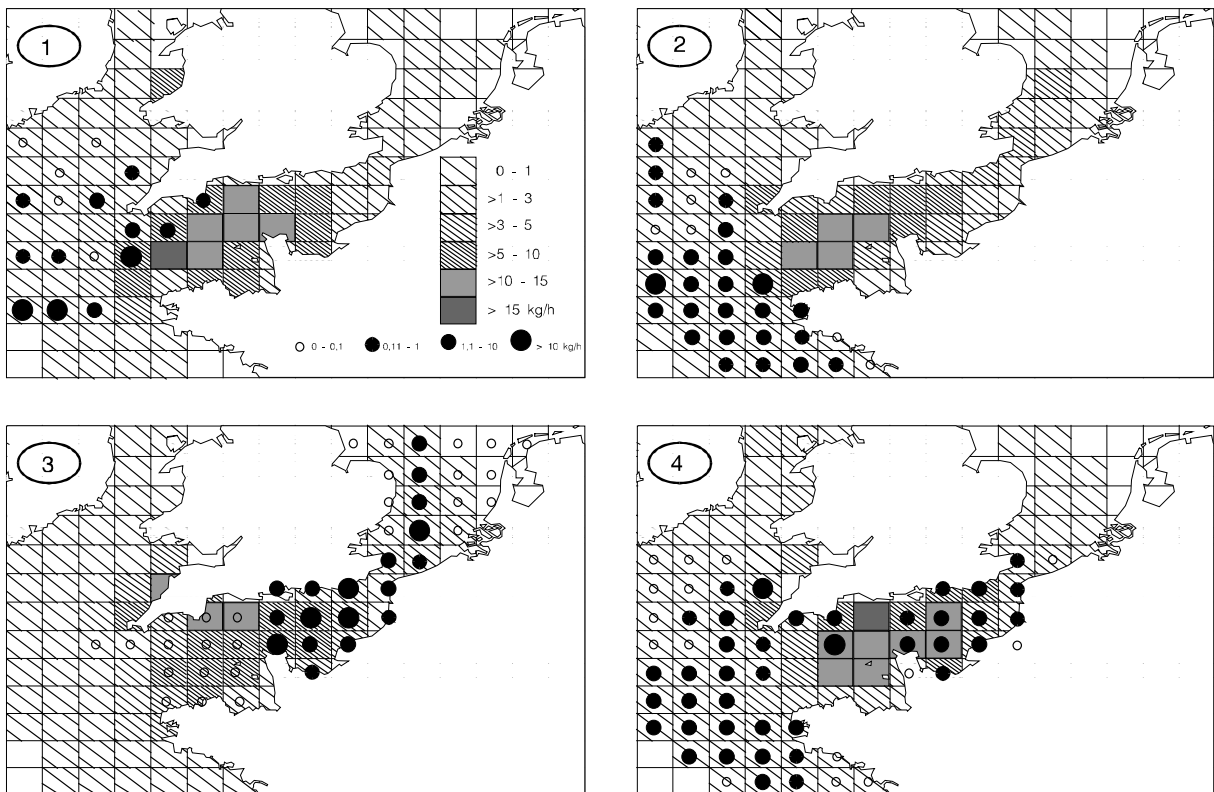


Figure 6 : Répartition trimestrielle des apports de grondin rouge (tonnes) par rectangle statistique CIEM en manche et dans les régions voisines. Les rendements (kg/heure de chalutage) provenant des campagnes d'évaluation au chalut de fond sont représentées par des cercles en surimpression.

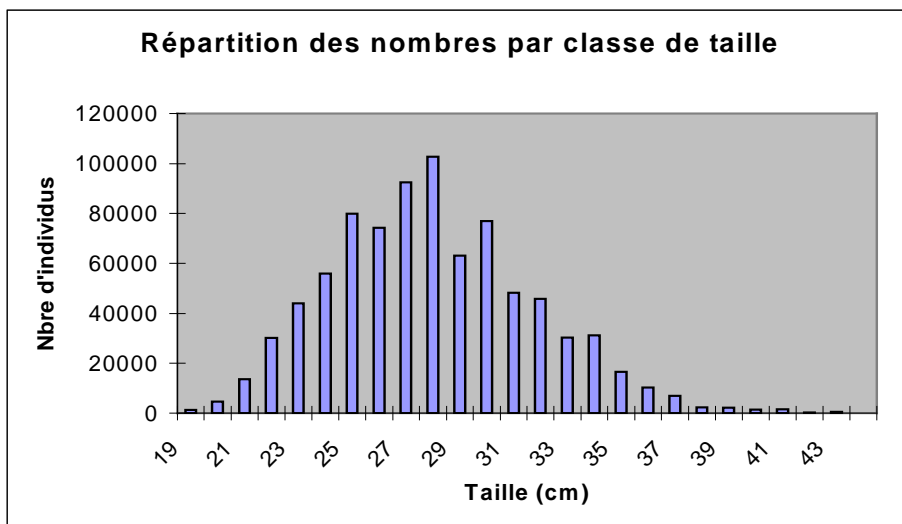


Figure 7 : Structure démographique des débarquements de grondin rouge de Manche (chalutiers français, 2^{ème} trimestre 1995)

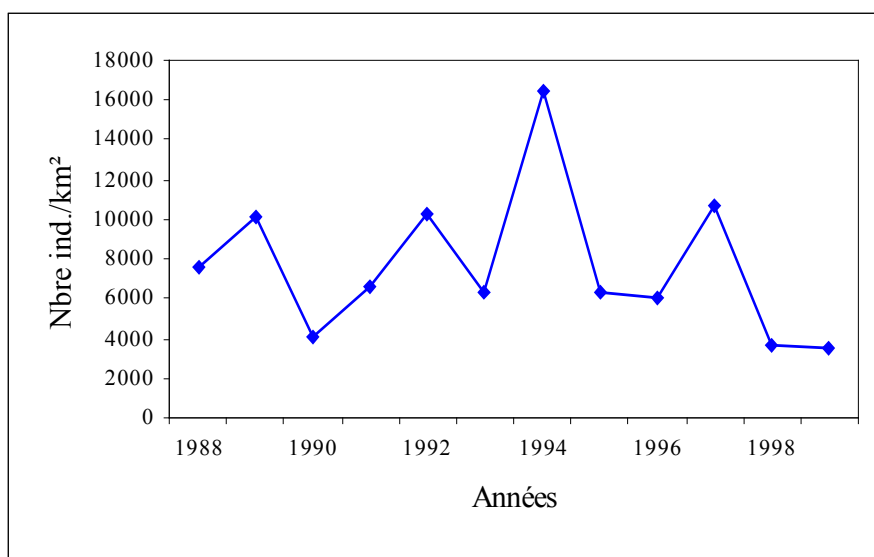


Fig. 8: Evolution de l'abondance du grondin rouge en Manche (calculée sur 41 stations communes des campagnes CGFS).

14. Le homard (*Homarus gammarus*) du nord golfe de Gascogne - Manche ouest (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)

Daniel Latrouite

14.1. Considérations biogéographiques.

14.1.1. Distribution géographique du stock.

Le homard européen (*Homarus gammarus*) est présent sur la côte est de l'Atlantique du cercle polaire au Maroc, autour des Açores et en Méditerranée (peu abondant) centrale et occidentale. Au plan bathymétrique on le trouve de la zone intertidale jusqu'à 200 m environ (rare au delà de 100 m). Son abondance maximale se situe dans les eaux côtières (jusqu'à 50 mètres environ) autour des Iles Britanniques, de l'Irlande et des côtes françaises de la Manche.

Les zones où le homard est abondant sont relativement localisées. Les larves ont une dispersion réduite en raison de la durée limitée de leur phase pélagique. Par ailleurs, les adultes ne semblent pas effectuer de véritables migrations. Enfin, il existe des différences marquées dans la structure des populations entre différents secteurs, pouvant refléter la diversité des habitats et de l'exploitation. Il semble ainsi exister des « stocks » très locaux présentant certaines caractéristiques propres et la gestion des ressources et des pêcheries devrait se faire à l'échelle de ces unités (comme cela est plus ou moins le cas pour d'autres stocks de crustacés comme la langoustine dans les eaux européennes ou le homard au Canada et aux Etats Unis). Cependant, les bases pour définir ces unités de gestion pour le homard ne sont pas établies.

14.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

Exception faite de la côte ouest Cotentin, la plus grande partie de captures est réalisée dans les 12 milles nationaux. Sur la côte ouest Cotentin, zone la plus productive en homard, certains secteurs fréquentés par les côtiers français sont sous juridiction britannique du fait de la proximité des îles anglo-normandes.

14.2. Données biologiques.

14.2.1. Description du cycle de vie.

L'accouplement intervient juste après la mue de la femelle, alors qu'elle est encore molle. Le sperme, stocké dans une spermathèque, peut féconder les pontes d'au moins deux années successives. La ponte, étalée de juillet à décembre, fournit 5 000 à 50 000 œufs selon la taille de la femelle. Pendant l'incubation dont la durée est de 7 à 10 mois selon la température, un tiers des œufs est perdu. Les éclosions sont étalées sur plusieurs mois avec un maximum en mai-juin. La libération des larves s'effectue de nuit et il faut deux à trois semaines à la femelle pour libérer toute sa progéniture. La vie pélagique des larves dure près d'un mois au cours duquel elle mue 4 fois, avant de prendre la forme et le comportement d'un petit homard (post-larve, stade 5) qui s'établit sur le fond.

Les juvéniles de longueur totale inférieure à 6 à 7 cm sont cryptiques ; de ce fait on ne connaît pratiquement rien de leur vie en milieu naturel. Au delà de cette taille, juvéniles et adultes sont trouvés sur les mêmes zones. Leur répartition est de type agrégatif avec des concentrations sur les fonds accidentés susceptibles de leur procurer alimentation et abri. Le plus souvent ce sont les fonds rocheux naturels mais ils colonisent également les épaves et les enrochements artificiels. On peut parfois trouver des juvéniles sur des fonds sableux ou vaseux s'ils sont parsemés de roches ou de supports leur permettant de creuser un abri. Les individus les plus gros et les plus vieux sont généralement en dehors des zones de forte densité.

Omnivore, le homard se nourrit de coquillages, de vers, d'échinodermes, d'autres crustacés, de poissons et occasionnellement d'algues. Son activité est généralement nocturne et ses déplacements, peu importants, relèvent plus de l'errance pour la quête de nourriture que de la migration orientée : la plupart des recaptures réalisées à l'issue d'expériences de marquages sont faites dans un rayon de moins de 20 km du lieu de lâcher. Les pêcheurs font toutefois état de déplacements saisonniers qui concerneraient une fraction de la population ("homard coureurs").

14.2.2. Paramètres biologiques.

La mesure de référence est la longueur céphalothoracique (Lc). Cette norme utilisée depuis longtemps par les scientifiques n'a que récemment été substituée, dans la réglementation, à la longueur totale (Lt) mesurée de la pointe du rostre à l'extrémité de la queue. L'usage courant fait encore souvent référence à la longueur totale. Les relations permettant de passer de l'une à l'autre sont les suivantes (Lt et Lc en mm) :

$$\begin{aligned} \text{Mâle : } & Lt = 2,76Lc + 2 \quad / \quad Lc = 0,36Lt - 0,8 \\ \text{Femelle : } & Lt = 2,84Lc + 0,3 \quad / \quad Lc = 0,35Lt - 0,1 \end{aligned}$$

14.2.2.1. Relation taille poids.

Les paramètres de la relation taille poids sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Type de mesure	Sexe	a	b
Longueur céphalothoracique	M	$0,18 \cdot 10^{-3}$	3,29
	F	$0,36 \cdot 10^{-3}$	3,12

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le homard ($W = aLc^b$, avec W poids vif en g et Lc longueur céphalothoracique en mm).

14.2.2.2. Croissance.

Le homard grandit par des mues successives et sa croissance résulte de la combinaison entre la fréquence des mues et l'accroissement en taille lors de chacune d'elles. Ce dernier peut être estimé avec une bonne fiabilité sur la base d'expériences de marquages - recaptures mais l'estimation de la fréquence est entachée d'une forte incertitude en raison des pertes de marques (type spaghetti) à la mue et des variations de capturabilité inhérentes à l'espèce. Par ailleurs, pour un site donné, la variabilité interindividuelle des performances de croissance est élevée. Les données suivantes ont été acquises pour la Manche et pour le golfe de Gascogne.

Pour la Manche, des expériences de marquages-recaptures (taille au marquage de 50 à 130 mm) réalisées vers 1980 en zone côtières d'ouest Cotentin ont fourni les résultats suivants :

Mâles

$$\begin{aligned} \text{Accroissement à la mue : } & L_1 = 1,09Lc_0 + 2,44 \\ \text{Fréquence de mue : } & F_{mue} = -3,53 Lc_0 + 422 \\ \text{Paramètres de von Bertalanffy : } & K = 0,35 \text{ et } L_{inf} = 130 \text{ mm} \end{aligned}$$

Femelles

$$\begin{aligned} \text{Accroissement à la mue : } & L_1 = 0,99Lc_0 + 9,50 \\ \text{Fréquence de mue : } & F_{mue} = -2,35 Lc_0 + 316 \\ \text{Paramètres de von Bertalanffy : } & K = 0,25 \text{ et } L_{inf} = 136 \text{ mm} \end{aligned}$$

Pour le golfe de Gascogne, les données proviennent de homards (juvéniles de 6 mois et Lc 15mm) marqués magnétiquement et relâchés à proximité de l'île d'Houat entre 1984 et 1986.

Mâles		Mâles		Mâles		Femelles	
"Age"* (années)	Lc (mm)	"Age"* (années)	Lc (mm)	"Age"* (années)	Lc (mm)	"Age"* (années)	Lc (mm)
2,79	66	2,90	89	3,90	94	2,88	86
2,82	73	2,90	92	4,08	96	2,92	79
2,88	89	2,92	98	4,14	118	2,92	103
2,88	81	2,92	89	4,90	117	3,90	100
2,88	82	3,19	97			4,00	89
2,88	86	3,86	103,5			4,88	101

Tableau 2 : Temps de liberté ("âge") et taille à la recapture de homards marqués en Bretagne sud (l'âge réel s'obtient en ajoutant une demi année correspondant au temps passé en éclosion).

Le faible nombre des recaptures (16 mâles et 6 femelles) limite la robustesse des conclusions. Sous cette réserve, une partie de la population atteindrait la taille légale de 85 mm entre 3 et 4 ans. Au delà de 4 à 5 ans la croissance se ralentirait plus vite pour les femelles que pour les mâles.

Une approche pragmatique fondée sur les données expérimentales précédentes, sur la prise en compte des biais afférents aux méthodes et sur la connaissance des tailles maximales moyennes dans les captures a permis de décrire la croissance du homard (sexes combinés) en Manche et Atlantique regroupées. Les résultats sont synthétisés dans le tableau ci-dessous.

Zone	Sexe	Lc ∞ (mm)	K(an ⁻¹)
Manche + Gascogne	M + F	150	0,25

Tableau 3 : Paramètres de la courbe de croissance du homard selon les zones.

Les tailles calculées qui en résultent sont de 76 mm à trois ans, 95 mm à quatre ans, 107 mm à cinq ans, 138 mm à dix ans.

14.2.2.3. Reproduction.

La taille moyenne de maturité fonctionnelle des femelles (présence d'œufs sous l'abdomen) en Manche et dans le golfe de Gascogne est de 97 mm (environ 600 g). A 85 mm, actuelle taille minimale au débarquement, 1 à 2% seulement des femelles portent des œufs. L'augmentation de la taille légale à 87 mm, programmée par le règlement communautaire au 1 janvier 2002, n'amènera pas cette proportion à plus de 5%.

14.2.2.4. Recrutement.

Bien que des recherches spécifiques aient été conduites sur plusieurs pêcheries, il n'a que rarement été trouvé de homard de longueur céphalothoracique inférieure à 25 mm ($L_t < 6$ à 7 cm) ; ce comportement cryptique ne permet pas d'inférer un éventuel rôle limitatif de l'habitat à ce stade. Pour les individus de taille supérieure les données disponibles ne permettent pas non plus de tirer de conclusion. Chez le homard américain (suffisamment proche génétiquement du homard européen pour que des hybridations aient été faites en milieu contrôlé), qui vit à des densités très nettement supérieures à celles du européen, la limitation du recrutement par les capacités d'accueil des habitats n'a pu être démontrée.

Compte tenu des données disponibles, les fluctuations interannuelles du recrutement ne sont pas aisées à quantifier. Elles ne semblent pas très amples. Le recrutement semble avoir été plutôt bon au milieu des années 90 et être actuellement en déclin.

14.2.2.5. Mortalité naturelle.

Elle est inconnue mais probablement très faible au delà d'une taille de quelques centimètres.

14.3. Les pêcheries.

14.3.1. Les pêcheries françaises.

Le homard est surtout pêché avec des casiers à grands crustacés. Il est ciblé par un nombre restreint de navires et constitue une prise accessoire à la pêche des crabes tourteau et araignée pour de nombreux autres. Des captures accessoires sont également obtenues avec les filets à grandes mailles. Cette activité est plus particulièrement développée en Manche occidentale et dans le nord du golfe de Gascogne.

Un recensement conduit par l'Ifremer pour les années 1990-1991 établissait l'état suivant (les effectifs ont évolué au cours de la décennie et doivent être considérés avec réserves) :

En Manche, on distingue :

- ❑ Le caseyage côtier qui cible les gros crustacés, et pour lequel, selon les secteurs, le homard est une espèce cible ou une capture accessoire ; cette activité est exercée par environ 580 navires de 4 à 16 m ;
- ❑ Les filets fixes à grand maillage qui recherchent la baudroie, le turbot les raies et la langouste et pour lesquels le homard est une prise accessoire ; il s'agit d'environ 180 navires de 5 à 19 m, principalement basés dans les ports de la Manche ouest ;

- ❑ Les filets fixes à araignée, métier pratiqué uniquement en Manche ouest et surtout au printemps par environ 125 unités de 5 à 18 m.

Ce type de données n'est pas disponible directement pour les pêcheries du nord du golfe de Gascogne.

Depuis 1993 la possession d'une licence dite "licences de pêche aux crustacés" est obligatoire pour exploiter les crabes, homards et langoustes (délibération 18/93 du CNPMM). Sa mise en œuvre est assurée par les Comités Régionaux. Le tableau ci dessous présente l'évolution du nombre de titulaires de la licence par comité régional de 1997 à 2000. Il montre que près de 80 % des licences sont délivrées de basse Normandie et de Bretagne.

Comité régional	1997	1998	1999	2000
Nord-Pas de Calais-Picardie	19	43	43	43
Haute Normandie	69	10	58	59
Basse Normandie	250	242	220	220
Bretagne	561	545	509	480
Pays de Loire	190	65	39	37
Poitou -Charente	57	28	30	30
Total Manche-Atlantique	1146	933	899	869

Tableau 4 : Nombre de licences de pêche aux grands crustacés délivrées annuellement (source : CNPMM)

L'image de la flottille de pêche aux crustacés ainsi reflétée est néanmoins incomplète dans la mesure où elle ne comptabilise pas les navires de plusieurs Comités locaux des Pays de Loire, réfractaires aux licences crustacés (La Turballe, Ile d'Yeu, Saint-Gilles Croix de Vie, Les Sables d'Olonne). Sous cette réserve, le nombre par "façade" des navires impliqués dans la pêche des gros crustacés était en 2000 de l'ordre de :

Manche Est (Dunkerque à Cherbourg) : 170
 Manche Ouest (Cherbourg à Camaret) : 470
 Bretagne sud (Douarnenez à La Vilaine) : 170
 Gascogne / sud Vilaine : >60 (150 ?)

L'analyse des demandes de licence pour la Région Bretagne en 2000 permet de préciser les caractéristiques de la flottille de cette Région (pas de données disponibles pour les autres Régions). Sur les 450 navires renseignés, 200 se déclarent caseyeurs, 100 fileyeurs et 250 de caseyeurs-fileyeurs (cette ventilation n'exclut pas la pratique de métiers non dévolus aux crustacés). En terme de taille, 400 unités mesurent moins de 13 mètres, 30 mesurent 13 à 17 mètres et 17 mesurent 17 à 25 mètres. La jauge brute globale de cet échantillon est de 5250 tx, la puissance motrice de 49 500 kW, l'âge moyen de 20,5 ans et le nombre d'hommes embarqués de 1075. En terme de matériel, cette flottille utiliserait de l'ordre de 100 000 casiers et 4 000 km de filet.

Une élévation des paramètres précédents à l'ensemble de la flottille française de pêche des grands crustacés impose évidemment une mise en garde sur la fiabilité des résultats. Sous cette réserve les ordres de grandeur suivants peuvent être avancés.

En 2000, le nombre des caseyeurs et/ou fileyeurs impliqués dans la pêche ciblée des crabes, homard, langoustes est de l'ordre de 900 à 1 000 unités dont une vingtaine de 17 à 25 mètres, une cinquantaine de 13 à 17 mètres et 830 à 930 de moins de 13 mètres. Cette flottille concerne environ 2000 marins embarqués. Les jauge brute et puissance motrice globales sont de l'ordre de 10 000 tx et 90 000 kW.

Le nombre de casiers utilisés est de l'ordre de 200 000. L'estimation des longueurs de filet, plus incertaine, n'est pas proposée.

14.3.2. Les pêcheries étrangères.

Différents métiers exploitent le homard en Manche. Une enquête conduite par les scientifiques britanniques recensait pour les années 1990-1991 (ces données ont largement évolué et doivent être considérées avec réserve) :

- ❑ Le caseyage hauturier britannique, dont l'espèce cible est le tourteau, le homard étant une capture accessoire ; une grande partie de son effort (environ 25 navires de 10 à 21 m)

s'exerce dans quelques zones spécifiquement réservées au caseyage et localisées dans la partie centrale de la Manche ;

- ❑ Le caseyage hauturier des îles anglo-normandes, qui cible tourteau et homard ; 25 navires de 11 à 21 m exploitent une zone située au Nord du Cotentin ;
- ❑ Le caseyage côtier britannique qui s'exerce tout le long de la côte sud de la Grande Bretagne et n'interfère pas avec les activités des flottilles françaises ;
- ❑ Les filets fixes britanniques à grand maillage, qui exploitent les raies, l'aiguillat et la baudroie et pour lesquels les grands crustacés constituent une prise accessoire ; ils sont actifs le long des côtes britanniques dans la sous division VIII d ainsi qu'autour de la Cornouaille ;
- ❑ Les filets fixes côtiers à araignées pratiqué autour des îles Anglo-normandes par quelques navires (moins d'une dizaine) d'une longueur comprise entre 7 et 17 m, notamment au printemps et à l'automne.

14.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

Selon les statistiques FAO les débarquements annuels de homard européen des quinze dernières années ont oscillé autour de 2 500 tonnes (fig. 1). La quasi totalité provient d'Atlantique, Manche et Mer du Nord. La contribution de la Méditerranée est très faible. Le Royaume uni est le principal pays producteur, avec près de 50% des débarquements (fig. 2). Pour exacte que soit la hiérarchie entre pays, les valeurs réelles de production sont largement sous estimées et la production européenne serait en réalité plus proche de 4 000 t que de 2 500 t.

Il est à noter que la production globale de homard européen est très inférieure à celle de homard américain (*Homarus americanus*), voisine de 70 000 tonnes.

14.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Sur la base des débarquements annuels par quartier maritime (moyenne sur la période 1989-1998 calculée à partir des Etats A1) la ventilation par bassin est de 15 t pour la Manche Est, 173 t pour la Manche Ouest, 29 t pour la Bretagne Sud, 20 t pour le Sud Gascogne et 2 t pour la Méditerranée (total national 237 t).

QAM	tonnes	QAM	tonnes	QAM	tonnes
Dunkerque		Brest	22	Yeu	3
Boulogne		Douarnenez	2	La Rochelle	2
Fécamp	1	Audierne	6	Marennes	3
Dieppe		Le Guilvinec	5	Bordeaux	0
Caen	4	Concarneau	2	Arcachon	0
Cherbourg	33	Lorient	1	Bayonne	1
Saint Malo	14	Auray	2	Port-Vendres	1
Saint Brieuc	18	Saint Nazaire	13	Sète	1
Paimpol	39	Noirmoutier	7	Nice	
Morlaix	55	Les Sables d'Olonne	4	Ajaccio	

Tableau 5 : Débarquements français de homard par Quartier maritime selon les statistiques officielles.

Ces valeurs sont dans l'ensemble loin de la réalité (les débarquements annuels du QAM Cherbourg sont certainement plus proches de 150 t que de 33 t, ceux de Saint Malo plus proches de 30 t que de 14 t, ceux de Paimpol supérieurs à 50 t, ...) et la production de chaque bassin est très sous estimée mais la hiérarchie rapportée est conforme à la réalité. Le littoral de la Manche Ouest et en particulier la zone à l'est d'une ligne Cap de La Hague-Morlaix, contient les zones françaises les plus productives.

Les données statistiques disponibles ne renseignent pas sur les débarquements par métier. L'essentiel des apports est le fait des caseyeurs côtiers, mais les captures accessoires en (gros) homards des fileyeurs à lotte semblent avoir été relativement importantes à la fin des années 80 et début des années 90.

Des données de débarquement remontant à 1906 sont disponibles et sous réserve de leur fiabilité, difficile à apprécier, (en outre, avant 1945 la production de homard était parfois regroupée avec celle de

langouste rouge) on note que la production officielle dépassait le millier de tonnes dans les années 1920 (fig. 3). Ces débarquements, réalisés pour l'essentiel par les flottilles bretonnes, provenaient de zones de pêche diversifiées allant des Hébrides au Maroc. Sur l'ensemble de la période leur évolution montre une réduction marquée mais la mauvaise qualité des statistiques (à minima sur les deux dernières décennies) et l'absence de ventilation par zone limitent la portée de ce constat.

14.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

Le homard se pêche au casier avec les mêmes engins que les crabes tourteau, araignée, étrille et généralement en même temps qu'eux. Le ciblage vers l'une ou l'autre des espèces varie dans l'espace, dans le temps (saison) et d'un pêcheur à l'autre. Des données agrégées d'effort (si de telles statistiques existaient !) issues de fiches de pêche seraient à utiliser avec prudence pour l'étude des rendements en homard. En l'occurrence l'absence chronique de fiches de pêche et de données sur l'activité des flottilles côtières empêchent de quantifier l'évolution de l'effort de pêche.

Vers 1995 le développement du casier à parloir sur le littoral de Basse Normandie et de Bretagne Nord a généré un développement important (mais non quantifié) de l'effort de pêche en terme de casiers utilisés et levés. Les mesures d'encadrement (licences de pêche, limitation du nombre de casiers par homme embarqué) décidées en réaction par les Comités des Pêche ont permis de le limiter assez rapidement.

14.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

L'évolution des rendements des caseyeurs peut être approchée par l'analyse de carnets de pêche personnels de pêcheurs "spécialistes" (ciblage important sur le homard, mais néanmoins jamais exclusif). Les rendements par unité d'effort moyens annuels, en nombre de homard de taille légale débarqués pour 1000 casiers levés, pour trois secteurs côtiers de Manche ouest (un seul carnet par secteur) sont fournis par la figure 4.

Sur la série de Saint Brieuc on observe que de 1979 à 1987 les rendements oscillent autour de 130 homards pour 1 000 casiers et de 1989 à 1996 autour de 110 homards. Une diminution est observée de 1995 à 1997. Sur la série de La Hague, ils croissent entre 1988 et 1995 puis diminuent jusqu'en 2000. En baie de Morlaix, les rendements diminuent depuis 1996.

Le peu de carnets obtenus et les limites de qualité de chacun d'eux restreignent d'autant plus les conclusions qu'on peut tirer que tous les sites n'évoluent pas nécessairement selon une dynamique synchrone. Des données complémentaires seront nécessaires pour le préciser. En tout état de cause, les carnets de pêche analysés indiquent une diminution sensible des rendements depuis 4 à 5 ans.

14.3.4. Structure démographique des captures.

L'impossibilité de déterminer l'âge réel des homards (pas de marques "mémorisées" sur les pièces calcifiées en raison des mues) et l'incertitude sur les paramètres de croissance conjuguée à une forte variabilité interindividuelle empêchent les approches directe ou indirecte de l'âge et l'établissement de structures démographiques en âge.

14.3.4.1. Structure des débarquements.

En l'attente de statistiques de débarquement fiables pour fonder une stratégie spatio-temporelle d'échantillonnage (élévation des échantillons à la production), seuls quelques échantillonnages ponctuels de captures et/ou de débarquements ont été réalisés. Ils font apparaître que la proportion d'individus de longueur inférieure à la taille moyenne de première maturité sexuelle est forte, notamment sur les pêcheries côtières de Manche ouest (principale zone de production).

14.3.4.2. Rejets.

Les rejets, notamment ceux des individus de petite taille, sont inconnus. Le taux de survie des homards rejetés est très élevé.

14.3.5. Sélectivité des engins de pêche.

Plusieurs types de casiers de formes sensiblement différentes sont utilisés pour la pêche du homard mais tous sont constitués d'une armature enveloppée de filet en nappe simple ou double, souvent serrée par des bandes de caoutchouc pour réduire l'usure. Le filet est l'élément de sélectivité et en première approche on pourrait tenter de lier la taille de la maille à celle des captures. En réalité ce schéma est

modifié par l'emploi d'un double filet et des bandes de caoutchouc. Par ailleurs la survie quasi totale des homards rejetés fait que le paramètre sélectivité des casiers est assez peu important.

14.3.6. Les compétitions entre métiers.

Les caseyeurs sont confrontés à une compétition pour l'espace avec les chalutiers, les fileyeurs et d'autres caseyeurs mais l'exploitation du homard étant essentiellement côtière et pratiquée sur les zones rocheuses, cette compétition est moins aiguë que pour le tourteau. Des récriminations envers les chalutiers à perche sont régulièrement rapportées, notamment dans le nord ouest Cotentin.

La compétition pour la ressource est le fait des caseyeurs entre eux. Elle est supra nationale sur la côte ouest du Cotentin et en partiellement nord Bretagne en raison de la proximité des îles anglo-normandes et en particulier de Jersey.

14.4. L'état de la ressource.

14.4.1. Evolution de l'abondance.

L'absence de données statistiques fiables ne permet pas un diagnostic précis et fiable. Sous cette réserve, le milieu des années 90 semble avoir été marqué par des recrutements plutôt bons apparemment suivis par des recrutements plutôt faibles. Par ailleurs, les quelques informations disponibles montrent que les rendements des caseyeurs sont en diminution sensible depuis 4 à 5 ans.

14.4.2. Evolution du taux d'exploitation.

Pas de données précises.

14.4.3. Etat actuel de l'exploitation.

Les tendances récentes montrent une baisse des rendements et des captures composées pour l'essentiel d'individus de longueur inférieure à la taille de première maturité sexuelle.

14.4.4. Potentiels de production.

Le potentiel de production pourrait être amélioré par le respect (localement bafoué largement) par le respect de la taille minimale au débarquement. Son augmentation (de 85 à 87 mm à compter du 1^{er} janvier 2002, règlement de la CE) serait, dans l'hypothèse de son respect, de nature à améliorer à terme le rendement pondéral par recrue et la production (elle améliorerait également le rendement en œufs par recrue).

14.5. Les mesures de gestion.

14.5.1. Mesures actuellement en vigueur.

Les mesures de gestion actuellement en vigueur comportent des mesures techniques (taille minimale au débarquement, type de casier, cantonnements) et des mesures de contrôle de l'effort (licences de pêche et limitation du nombre de casiers).

- ❑ *Taille minimale au débarquement* : elle est de 85 mm (J.O. des Communautés européennes du 27/04/98) mesurés parallèlement à la ligne médiane à partir de l'arrière d'une des orbites jusqu'à la bordure distale du céphalothorax (Lc). Elle sera portée à 87 mm à compter de janvier 2002.
- ❑ *Engins de pêche autorisés* : seuls les casiers et les filets sont autorisés pour la pêche du homard. Le casier à parloir introduit dans les années 90 et jugé trop efficace est désormais interdit aux navires français, exception faite d'une zone restreinte sous juridiction jersiaise dans laquelle les pêcheurs bas normands et bretons travaillent au voisinage des flottilles de Jersey (le parloir est autorisé à Jersey).

- ❑ *Cantonnements*¹ : le littoral Manche-Atlantique compte 25 cantonnements dévolus aux crustacés, répartis dans 16 quartiers maritimes (caractéristiques dans tableau joint). Les raisons qui ont présidé à leur création (14 entre 1964 et 1967, 7 entre 1977 et 1982) se rapportent toutes à la gestion des crustacés et plus précisément à celle du homard. Les objectifs précis avancés dans les arrêtés de création sont : réserve pour le dégrainage des femelles de homards, constitution d'un stock de géniteurs de homards, repeuplement par immersion de femelles grainées, réserve à crustacés, assurer la protection des homards et langoustes, présence de juvéniles, favoriser les essais de repeuplement en crustacés, maintien et renouvellement de la ressource, protection de la faune aquatique, encadrer l'activité de pêche des crustacés, reconstitution d'un milieu rocheux, immersion d'habitats artificiels.

Selon une enquête conduite en 1995, le respect et l'intérêt dont ils font l'objet varient selon les sites mais deux situations opposées existent : dans certains cas "*les professionnels sont attachés au maintien du cantonnement*" et dans d'autres "*le cantonnement est non respecté, sa suppression est demandée*". Les demandes de suppression font état de fraudes répétées, de problèmes de balisage, de difficultés de surveillance, de diminution du nombre de homardiens depuis la création du cantonnement (changements de métier) et globalement d'une non amélioration tangible du stock après la création du cantonnement. La suppression d'un cantonnement paraît administrativement difficile ou pour le moins très longue, même quand le dossier contient les avis favorables du Comité local, du Quartier des Affaires maritimes et de l'Ifremer.

Selon les cas les cantonnements constituent une réserve de géniteurs pour accroître la biomasse féconde, offrent une protection aux juvéniles et limitent la mortalité due à la pêche. Ils sont l'un des outils possibles mais non exclusifs de la gestion. Leur impact est très difficile à quantifier (notamment en l'absence des données sur l'effort de pêche et les captures) mais on peut penser qu'il est fonction d'une part du rapport entre superficie protégée et superficie non protégée et d'autre part de la composition en taille de la population préservée. Il dépend aussi de la nature réelle du problème posé : accroître la biomasse féconde quand le recrutement ne manque pas chroniquement ne peut pas porter ses fruits, mais laisser grandir les juvéniles est un placement qui donne une chance aux homards de se reproduire et leur permet d'atteindre un poids et une valeur plus élevés.

- ❑ *Licences de pêche* : au plan national, le droit de pratiquer la pêche professionnelle des gros crustacés (araignée, tourteau, homard, langoustes) est assujéti à la possession d'une licence² délivrée sur une base annuelle par les Comités Régionaux des Pêches. La licence ne peut être délivrée qu'aux seuls navires pratiquant la pêche au casier et au filet .
- ❑ *Limitation du nombre de casiers par bateau* : en complément à la licence, le nombre de casiers par bateau est encadré (depuis 1997) pour limiter le développement de l'effort de pêche. Il est lié au nombre d'hommes embarqués. Sur la plupart des pêcheries le droit est de 200 casiers par homme avec un maximum à 1000 par bateau. Des marques d'identification numérotées doivent être apposées sur chaque casier.

14.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

Le homard est assez fréquent sur les fonds rocheux jusqu'à une centaine de mètres de profondeur mais c'est en zone très côtière qu'il est le plus abondant. Il y constitue une prise recherchée ou accessoire pour plusieurs centaines de pêcheurs professionnels et plusieurs milliers de pêcheurs de loisir. Son importance économique directe (valeur débarquée) et surtout indirecte (pêche de loisir) est mal chiffrée mais probablement élevée, notamment parce qu'il constitue (de même que le bar) une ressource attractive et emblématique de la pêche de loisir.

¹ Les éléments rapportés ci après sont extraits d'un document plus détaillé établi en 1995 à la demande de la Commission Nationale Crustacés. Ce document peut être obtenu auprès du Laboratoire Ifremer RH Brest.

² La création de la première licence de pêche professionnelle, tous métiers et toutes espèces confondues, remonte au 1^{er} décembre 1970 et concerne précisément les crustacés. Elle s'inscrivait dans le cadre d'une politique favorable aux cantonnements et était présentée comme l'instrument permettant de faire respecter la discipline. Au cours des trente années suivantes la licence et ses objectifs ont évolué.

Comme pour toute pêcherie, le contrôle de l'effort de pêche passe en premier lieu par une limitation de l'accès. Au plan national le système de licences de pêche professionnelle mis en place par le CNPMM n'est localement pas respecté (quelques Comités Locaux) et les Pouvoirs Publics ont un rôle à jouer pour faire respecter l'équité, stabiliser le système et permettre des développements ultérieurs. Dans le même esprit, un profit en matière de quantité débarquée et d'évolution de la gestion pourrait être obtenu en assurant un respect des tailles minimales au débarquement, chroniquement très largement bafoué.

Une extension au homard d'un encadrement par des PPS devrait être recherchée. Cette mesure, si elle ne s'impose pas sous l'angle strict du homard, sécuriserait utilement les pêcheries de crabes (cf. fiche tourteau).

S'agissant plus spécifiquement de la pêche de loisir dont les prélèvements, réalisés par plusieurs milliers (?) de pratiquants sont probablement importants, la mise en place par l'Etat d'un registre annuel d'autorisations de cette activité permettrait d'assurer un meilleur suivi de son impact sur le stock. Par ailleurs une politique de quota numérique par bateau accompagnée et contrôlée par le marquage individuel des prises est techniquement faisable et souhaitable. Il est à noter que cette même politique de quota numérique (annuel ?) peut être envisagée pour la pêche professionnelle (techniquement faisable dans la mesure où les captures journalières se chiffrent en unités) et qu'elle constituerait un moyen d'améliorer la gestion de cette ressource.

En tout état de cause le contrôle réel et efficace des mesures réglementaires actuellement en vigueur est la première mesure d'amélioration de la gestion. Elle constitue un préalable indispensable et urgent de même que l'amélioration du recueil des statistiques de production et d'effort.

14.6. Références bibliographiques.

Danel P. , D. Latrouite, P. Lespagnol et M. Jezequel, (1996). Variation spatio-temporelle de la ressource transitant par la bande côtière bretonne : présentation des états A1 1989-1994 pour les principales espèces. Document 96.01 du laboratoire RH côtier de Brest, 43 p.

Dintheer C., M. Lemoine, D. Latrouite, P. Berthou, J.P. Delpech, Y. Morizur et A. Tétard, 1995. Les grands métiers de Manche : réflexions et propositions pour la conservation de la ressource et la gestion des pêcheries. La Pêche maritime n°1388 septembre-octobre 1995, 181-195.

Latrouite D. (1995). Recensement des réserves à crustacés en France. Document pour la Commission nationale crustacés du CNPEM, 7 p.

Latrouite D. (1998). L'expérience française d'ensemencement du homard européen *Homarus gammarus*. Compte-rendu d'un atelier de travail sur l'ensemencement des stocks de homard (Cap aux Meules, Iles de la Madeleine, Canada, 29-31 octobre 1997), Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques 244, pp 61-64.

Latrouite D., *coordonnateur*, (1998). Les crustacés in Algues et invertébrés marins des pêches françaises , Qéro J.C. et Vayne J.J., Delachaux et Niestlé, p 178-238.

Latrouite D. et J. Lorec, 1991. L'expérience française de forçage du recrutement du homard européen (*Homarus gammarus*) : résultats préliminaires. *ICES mar. Sci. Symp.*, 192 : 93-98.

Latrouite D., M. Léglise et G. Raguénés, 1981. Données sur la reproduction et la taille de première maturité du homard européen *Homarus gammarus* (L.) d'Iroise et du golfe de Gascogne. CIEM 1981/K:28, 8 p.

Latrouite D., Y. Morizur et G. Raguénés, 1984. Fécondités individuelles et par recrue du homard européen *Homarus gammarus* (L.) des côtes françaises. CIEM 1984/K:38, 18 p.

Le Foll D., D. Latrouite, E. Brichet, J.L. Reyss and C. Lalou, 1989. Age determination of the spider crab *Maia squinado* and the european lobster *Homarus gammarus* by ²²⁸Th/²²⁸Ra

chronology : possible extension to other crustaceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 720-724.

Legrand V., G. Véron et P. Noël, 1985. Proposition d'un schéma de croissance pour le homard à partir de marquages réalisés sur la côte ouest du Cotentin. CIEM 1985/K:21, 22 p.

Morizur Y., P. Berthou, D. Latrouite et G. Véron, 1992. Les pêches artisanales de la Manche Occidentale. IFREMER ed., 175 p.

Reyss J.L., S. Schmidt, D. Latrouite, S. Floris, 1996. Age determination of crustaceans carapaces using $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ measurements by ultra low level gamma spectrometry. *Appl. Radiat. Isot.* **47**, (9-10) , 1049-1053.

Tétard A., Boon M. Bennett D., Berthou P., Bossy S., Casey J., De Clerck R., Delpech J.P., Dintheer C., Giret M., Large P., Latrouite D., Lemoine M., Millner R., Morizur Y., Ozanne S., Palmer D., Pawson M., Pickett G. et Vince M. (1995). Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337 p

SITUATION DES CANTONNEMENTS A CRUSTACES DU LITTORAL MANCHE-ATLANTIQUE EN 1994

QAM	DESIGNATION	CREATION	SURFAC E	OBSERVATIONS
Le Havre	Antifer	1991	100ha	Créé pour 2 ans
Caen	Port artificiel d'Arromanches	1977	24ha	Gestion par "Comité de Protection de la Zone Maritime d'Arromanches" = marins + pêcheurs plaisanciers + plongeurs sous-marins. Balisage disparu, abris ensablés
Cherbourg	Saint-Floxel	1980	?	Peu respecté. Abrogation en cours (souhaitée depuis 1983)
Cherbourg	Cosqueville	1965	?	Cantonnement peu respecté
Cherbourg	Saint-Germain sur Ay	1982	42ha	Cantonnement respecté
Cherbourg	Pirou	1978	130ha	Peu respecté
Cherbourg	Blainville-Gouville	1977	780ha	Cantonnement respecté
Cherbourg	Sound de Chausey	1972	140ha	
Saint-Brieuc	Iles de Saint-Quay	1994	6000ha (500ha)	Sur 6000 ha, limitation à 200 du nombre des casiers par bateau. Sur 500 ha, interdiction pêche aux arts dormants et en plongée du 1 juillet au 30 avril
Paimpol	La Horaine	1966	7000ha	Surveillance et contrôle satisfaisants
Morlaix	La Méloine	1964	3800ha	Abrogation demandée au Ministère depuis janvier 1991
Brest	Kerlouan	1966	510ha	
Brest	Portsall	1966	750ha	
Brest	Le Conquet	1966	750ha	
Douarnenez		1985	4ha	Créé à titre expérimental. Demande de renouvellement en cours
Audierne	Lervily	1965	930	Demandes d'ouverture saisonnière des fileyeurs, refus des ligneurs-palangriers, des plongeurs et des pêcheurs de loisir
Concarneau	Les Cochons	1966	79ha	Plus de balisage
Concarneau	Doelan/Brigneau	1966	1150ha	Non respecté ; suppression demandée depuis 1967
Lorient	Le Perello	1966	650ha	
Vannes	Ile aux Moines	1981	70ha	Les pêcheurs professionnels du quartier de Vannes sont attachés au maintien des restrictions de pêche sur leurs 2 cantonnements
Vannes	Plateau la Recherche	1981	100ha	Les pêcheurs professionnels du quartier de Vannes sont attachés au maintien des restrictions de pêche sur leurs 2 cantonnements
Saint-Nazaire	Basse-Michaud	1967	270ha	
Noirmoutier	Le Grand Trou	1967	4176ha	Pas d'infractions relevées dans le passé récent
Yeu	Yeu/Grand Phare	1964	950ha	Plus d'actions depuis de nombreuses années
La Rochelle	Des Baleines	1966	4465ha	Toutes formes de pêche aux crustacés interdites

Homard européen - débarquements totaux (source FAO)

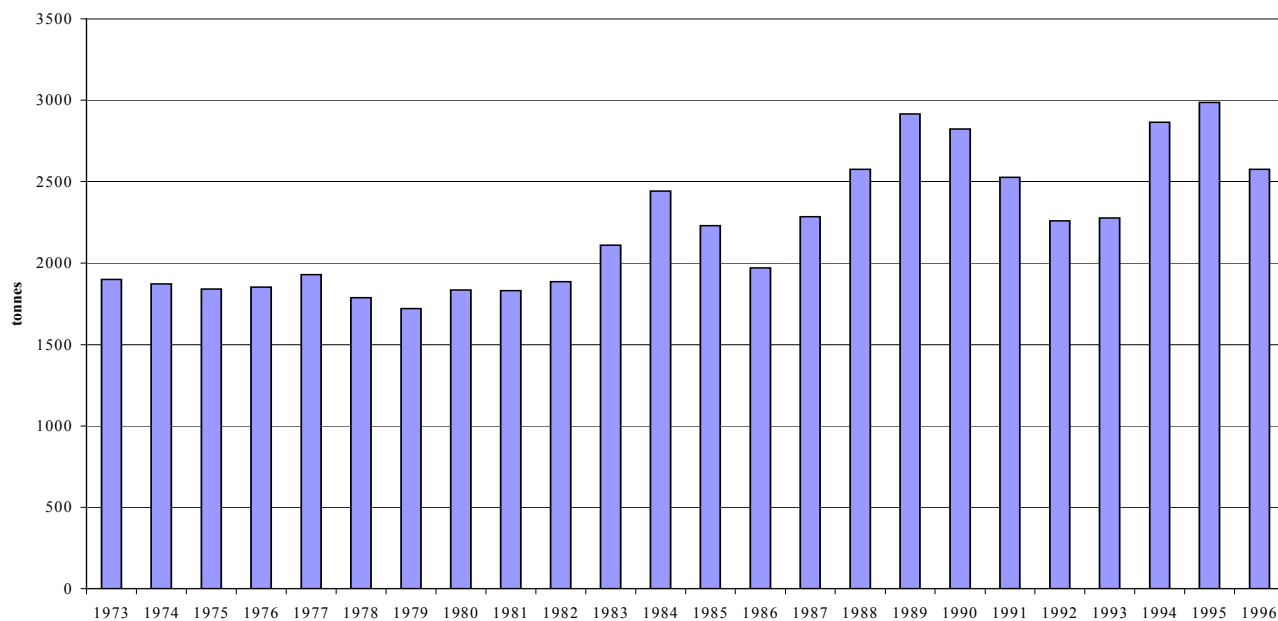


Figure 1 : Evolution des débarquements totaux de homard européen (source : FAO).

Homard européen - Evolution des débarquements par pays (source FAO)

■ Royaume-Uni
 ▲ Irlande
 ✱ France
 ● Iles Anglo-Normandes
 — Autres - Atlantique
 — Autres - Méditerranée

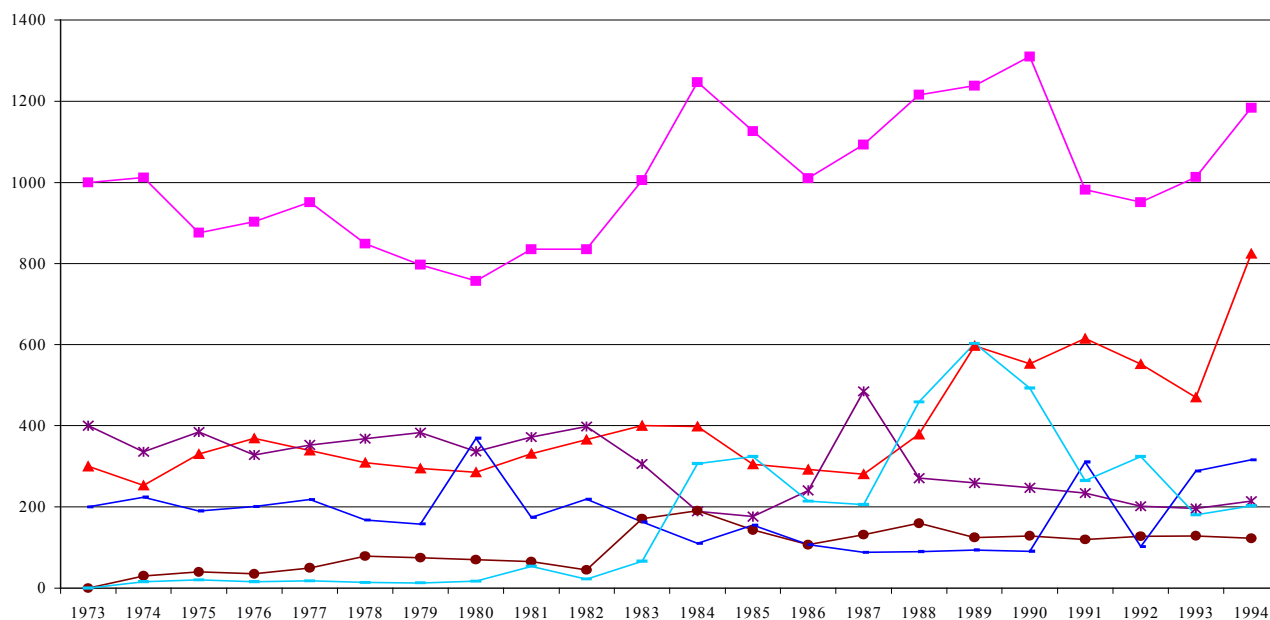


Figure 2 : Evolution des débarquements de homard européen par pays (source : FAO).

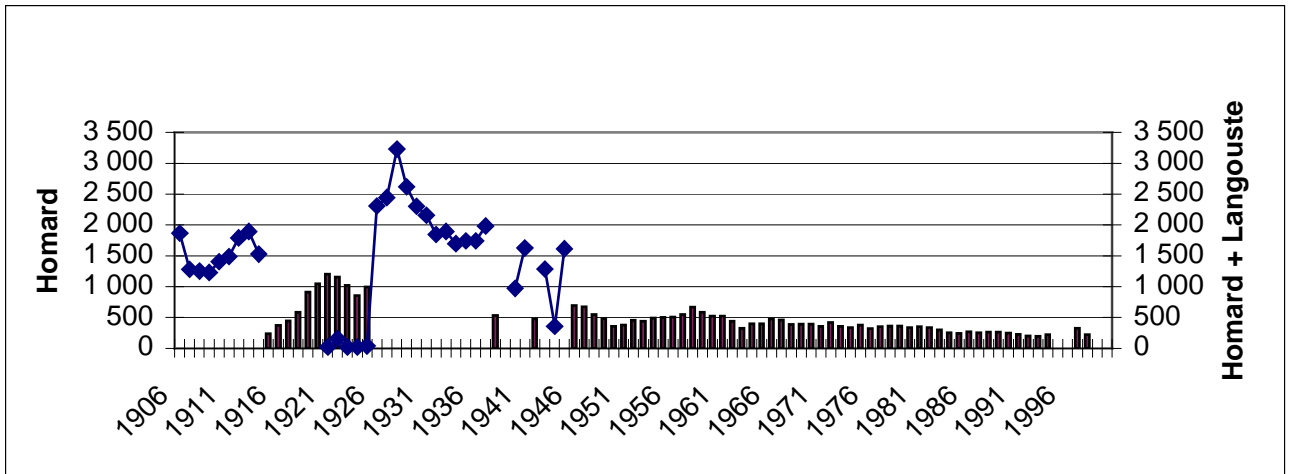


Figure 3 : Evolution des débarquements français de homard depuis 1906.

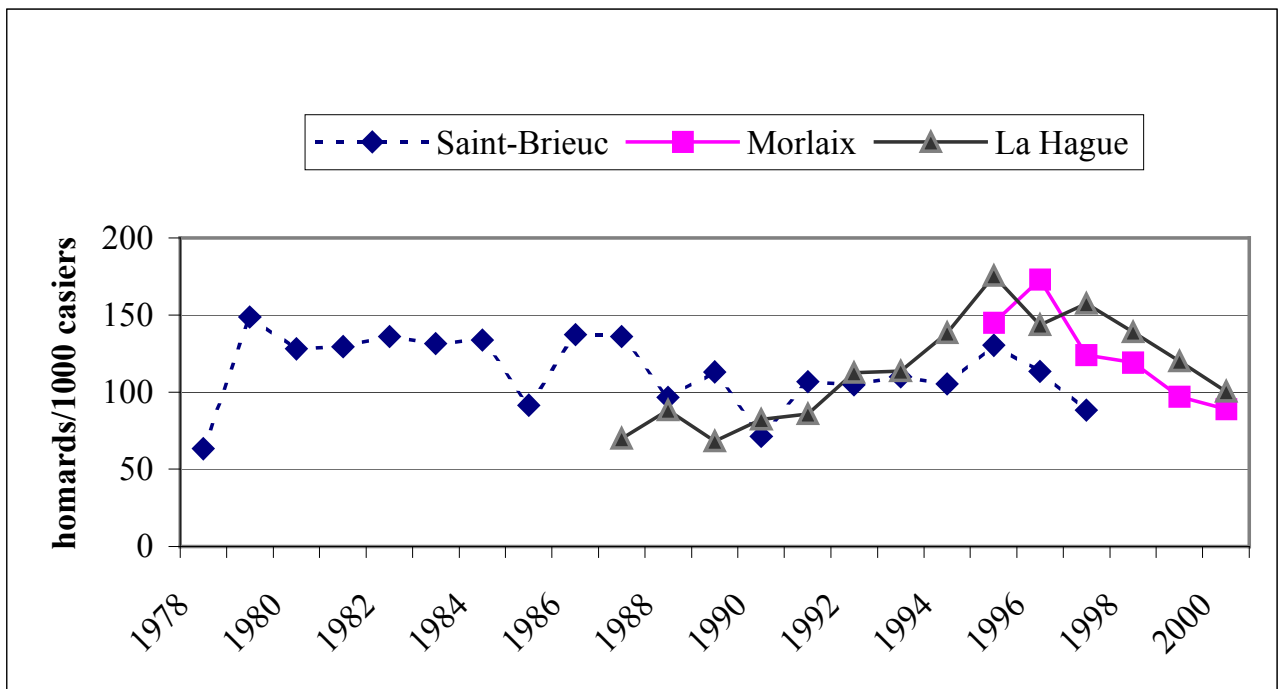


Figure 4 : Evolution des rendements en homard (nombre d'individus débarqués pour 1000 casiers) pour différentes zones de pêche.

15. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)

Eric Foucher

15.1. Considérations biogéographiques

15.1.1. Distribution géographique du stock

Le lieu jaune est un gadidé de l'Atlantique nord-est, présent des îles Féroé et du nord de la Norvège jusqu'au sud du Portugal. Bien que douteuse, sa présence aurait été signalée en Méditerranée (Wheeler, 1969 ; Anon., 1993 ; Quéro et Vayne, 1997).

Les études sur cette espèce sont très fragmentaires. Il apparaît toutefois que les concentrations les plus fortes se situent en Manche occidentale et en mer Celtique, tandis qu'il est relativement peu abondant en Manche est et dans le sud de la mer du Nord (fig. 1). Il semblerait que les lieux jaunes de Manche, de la mer Celtique et de la Mer d'Irlande constituent un seul et unique stock (Anon., 1993). Il existe au niveau communautaire un TAC conservatoire alloué à l'ensemble de la zone CIEM VII.

15.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Bien que le lieu jaune soit considéré comme une espèce relativement côtière, des captures sont signalées dans pratiquement l'ensemble de la division CIEM VII. Selon les périodes de son cycle de vie, on peut le retrouver dans les eaux territoriales (France, Royaume Uni, Irlande, îles anglo-normandes) lors des phases juvéniles, comme dans des zones plus hauturières (mer Celtique) pour les adultes.

Il s'agit donc d'un stock localisé entièrement dans les eaux de l'Union Européenne, exploité par différents Etats membres, y compris dans leurs eaux territoriales.

15.2. Données biologiques

15.2.1. Description du cycle de vie

Le lieu jaune se reproduit dans les eaux côtières de la Manche occidentale durant le printemps. Riley *et al.* (1986) confirment que des larves de ont en effet été collectées à cette période (mai à juin) près des côtes britanniques de la Cornouaille, mais par contre aucune larve n'a été observée plus à l'est. La majorité de la ponte et du développement larvaire se produirait alors dans la partie ouest de la Manche.

En s'appuyant sur la bibliographie disponible (Damas, 1909 ; Moreau, 1964), Suquet (2000) a récemment réalisé une description synthétique de la reproduction du lieu jaune. Celui-ci se reproduit en Manche ouest entre mars et juillet, la période principale de reproduction étant située en avril et mai. Dans toutes les zones de reproduction, la ponte est observée lorsque la température de l'eau atteint la valeur de 10°C. Lors de la période de ponte, les adultes se rassemblent en bancs, évoluant en pleine eau, sur des profondeurs n'excédant pas 150 mètres. Dans la littérature, on ne trouve pas d'informations concernant l'âge ou la taille des individus à l'apparition de la première maturité, la fécondité des individus, la gamétogénèse ni l'évolution dans le temps du rapport gonadosomatique.

D'autres observations suggèrent que les lieux jaunes juvéniles passent la première année de leur vie dans les eaux côtières (Priol, 1959), avant de se déplacer dans les eaux plus profondes lorsqu'ils atteignent une taille de 15 à 20 cm. D'après Moreau (1964), ils migrent vers les zones profondes, au-delà de 30 mètres, au moment de la maturité sexuelle. Suquet (2000) estime quant à lui que les lieux jaunes restent dans la bande côtière peu profonde au cours des deux à trois premières années, dans des zones exposées. Fromentin *et al.* (1997) confirment à partir d'observations menées dans les fjords norvégiens que le lieu jaune préfère les zones exposées, contrairement aux morues fréquentant des endroits plus calmes.

S'il n'existe à notre connaissance aucune étude sur les migrations saisonnières des adultes, il semble à l'examen des statistiques de débarquement que les lieux jaunes adultes se dispersent durant l'été, l'automne et l'hiver dans toute la Manche ouest et une partie de la Manche est, et qu'ils se regroupent au printemps dans la partie ouest de la Manche, au sud du Cap Lizard, dans des zones de forte concentration liées à la reproduction. En dehors de la

saison de ponte, les lieux jaunes ont un comportement agrégatif marqué autour des épaves et récifs (Anon., 1993).

15.2.2. Paramètres biologiques

15.2.2.1. Relation taille poids

Dorel (1986) propose des relations tailles / poids pour le lieu jaune (tabl. 1), en Manche et dans le golfe de Gascogne :

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Manche	Longueur totale	M+F	290	$6,13 \cdot 10^{-3}$	3,11533
	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M+F	115	$4,13 \cdot 10^{-3}$	3,21051

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le lieu jaune ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

15.2.2.2. Croissance

L'ensemble des auteurs ayant travaillé sur la croissance de cette espèce s'accordent pour constater qu'elle est rapide, puisque le lieu jaune peut atteindre la taille minimale commerciale de 30 cm en moins de 2 ans (fig. 2). A quatre ans, il mesure 50 cm. Sa taille maximale pourrait atteindre 130 cm à 15 ans, pour un poids de l'ordre de 12 kg (Suquet, 2000).

Les paramètres de l'équation de Von Bertalanffy (1938) sont donnés ci-après :

Auteur	Zone	L_{∞} (cm)	K (an^{-1})	t_0 (an)
Dupouy <i>et al.</i> (1989)	Mer Celtique	102,18	0,184	-0,302
Mesfioui (1990)	Manche ouest	106,30	0,160	-1,200
Abdesselem (1992)	Manche ouest	103,60	0,192	-0,530

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance du lieu jaune pour différents secteurs.

15.2.2.3. Reproduction

D'après les captures françaises réalisées sur les aires de ponte en Manche occidentale, il semblerait que la maturité sexuelle se produirait à trois ans (Morizur, données non publiées *In* Anon., 1993).

15.2.2.4. Recrutement

Aucune information n'est disponible sur le recrutement du lieu jaune en Manche. Selon Dupouy *et al* (1990), le nombre d'individus à l'âge 2 s'établirait entre 4 et 5 millions d'individus sur le plateau celtique, ce qui est assez faible comparé à d'autres stocks de gadidés.

15.2.2.5. Mortalité naturelle

Aucune information n'est disponible. Une valeur de $M = 0,2$ est généralement admise pour les autres stocks de gadidés et a été retenue par Dupouy *et al* (1990) pour estimer le stock en mer Celtique.

15.3. Les pêcheries

15.3.1. Les pêcheries françaises

Le lieu jaune est pêché en Manche principalement au chalut de fond et au filet maillant. Il peut également faire l'objet d'une pêche ciblée à la ligne traînante et constitue une prise accessoire à la palangre. L'essentiel des captures est réalisé en Manche ouest le long des côtes de la Cornouaille britannique au printemps (fig.3, 4 et .5), mais le lieu jaune est également pêché en été en Manche Est, lorsqu'il se concentre autour des épaves.

15.3.2. Les pêcheries étrangères

Le lieu jaune est également pêché en Manche par des unités britanniques et en mer Celtique par l'Irlande et le Royaume-Uni. Le principal métier est le filet maillant, surtout utilisés durant le printemps (fig. 5).

15.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

15.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les statistiques de production du lieu jaune en Manche sont très fragmentaires. En effet, cette espèce à forte valeur commerciale fait souvent l'objet d'une vente directe non répertoriée en criée. Par ailleurs, il est difficile d'établir des tendances de débarquements sur la dernière décennie, dans la mesure où les ventes de toutes les criées ne sont pas disponibles directement, en particulier pour les criées de la côte nord Bretagne dont les chiffres n'apparaissent dans la base de données nationale sur les statistiques de pêche qu'à partir de 1997. En 1997 et 1998, les débarquements dans les criées de Saint-Quay et d'Erquy étaient du même ordre de grandeur que ceux de Port-en-Bessin. En raison de ces criées non renseignées et de la vente directe, il est ainsi vraisemblable que les valeurs de production ci-après (tabl. 3 et 4) soient très largement sous-estimées par rapport aux productions réelles de lieu jaune.

En raison de ces réserves, la relative stabilité observée dans les apports (fig. 6) lors de la dernière décennie peut être davantage liée à l'introduction dans les statistiques de données récentes concernant les criées de nord Bretagne plutôt qu'à une réelle stabilité de la ressource. Si on observe les débarquements de Cherbourg et Port-en-Bessin (tabl. 4), les 2 principaux ports pour les débarquements de lieux jaunes, la tendance semble être globalement à la baisse.

Année	Indéfini		Chalut de fond		Filets		Palangres		Autres		Total		Manche
	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	VIIId	VIIe	
1990	0	0	350	653	42	53	2	3	16	22	410	731	1141
1991	0	0	326	750	30	53	2	17	8	26	366	846	1212
1992	0	45	252	741	15	110	1	17	23	12	291	925	1216
1993	0	25	249	486	28	116	3	14	8	13	288	652	941
1994	0	62	295	599	18	132	3	5	9	11	324	809	1134
1995	13	26	290	534	13	80	2	6	12	2	330	648	978
1996	142	316	215	635	11	93	5	4	2	8	375	1056	1431
1997	0	299	181	758	11	100	4	7	3	13	198	1178	1377
1998	0	417	259	663	108	77	8	8	7	6	381	1170	1551

Tableau 3 : Evolution des débarquements français de lieu jaune (en tonnes) par métier dans les divisions CIEM VIIde (source : base statistiques de pêche nationale)

Année	Cherbourg			Port-en-Bessin			Autres ports			Total		
	Fond	Autres	Total	Fond	Autres	Total	Fond	Autres	Total	Fond	Autres	Total
1990	190	10	200	499	20	519	314	109	423	1003	138	1141
1991	102	2	105	414	8	422	560	126	686	1076	136	1212
1992	81	3	84	496	12	508	416	208	624	993	223	1216
1993	67	4	71	322	10	332	345	192	537	735	206	941
1994	91	5	96	368	14	382	435	221	656	895	240	1135
1995	87	2	89	404	25	429	333	126	459	824	154	978
1996	121	6	127	338	107	445	391	468	859	850	581	1431
1997	70	6	76	280	2	282	590	430	1020	939	437	1376
1998	104	9	113	302	2	304	515	619	1134	921	630	1551

Tableau 4 : Débarquements français de lieu jaune (en tonnes) par métier et par port de pêche (source : base statistiques de pêche nationale)

Le chalutage de fond représente l'essentiel des apports. Les autres métiers ciblant le lieu jaune sont le fileyage et la palangre de fond, et dans une moindre mesure la ligne. Ces métiers ne représentent qu'une fraction limitée des apports officiels, mais il est vraisemblable que leur part dans les captures soient plus importante en raison des débarquements hors criées.

15.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'évolution de l'effort de pêche par grands types de métiers est obtenue par consultation de la base statistiques de pêche nationale mais il n'est pas possible de dissocier directement l'effort alloué spécifiquement pour une espèce donnée de l'effort total du métier, en particulier pour le chalutage de fond par nature pluri-spécifique (effort total en heures de chalutage par division CIEM). Toutefois, on peut noter que l'effort de pêche des chalutiers démersaux est resté relativement stable de 1990 à 1998 (fig. 7).

15.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les rendements en lieu jaune dans la Manche ont été calculés à partir des statistiques disponibles et pour le métier du chalutage hauturier de fond (fig. 8). Comme pour les mises à terre, les rendements semblent relativement stables sur la dernière décennie, mais il convient d'être très prudent sur la validité de ces données, en raison des réserves sur la fiabilité de l'information évoquées précédemment.

15.3.4. Structure démographique des captures

15.3.4.1. Structure des débarquements

Deux études (Mesfioui, 1990 ; Abdesselem, 1992) ont analysé la structure des débarquements de lieu jaune en Manche ouest, en fonction des différents métiers.

Pour le chalut de fond, la taille à la première capture est de 30 cm (soit un âge de 2 ans). Les histogrammes des fréquences de taille présentent des structures polymodales, avec 2 pics bien marqués sur les tailles de 50 cm (3 ans) et 62 cm (4 ans). Les individus atteignant 90 cm et plus sont relativement fréquents.

Pour les filets, les histogrammes des tailles présentent une structure unimodale en début d'année (jusqu'en juin), avec un mode à 60 cm, alors qu'au deuxième semestre 2 modes apparaissent (60 et 70 cm). Mesfioui (*op. cit.*) signale un 3^{ème} mode à 82 cm, correspondant aux captures réalisées par un navire enquêté utilisant un filet à grandes mailles. La structure de ces débarquements semble confirmer la présence des jeunes lieux jaunes tout au long de l'année dans la bande côtière, et l'arrivée des adultes au cours du printemps.

Il convient de noter que ces analyses des structures démographiques datent de près de 10 ans, et qu'aucune étude récente n'a été menée. Il n'est donc pas possible d'affirmer que cette structure des débarquements soit toujours valide à ce jour.

15.3.4.2. Rejets

Une étude sur les rejets dans la pêche artisanale en Manche occidentale a été réalisée par Morizur *et al.* (1996). Il n'y a pas de rejet de lieu jaune pour la pêche chalutière, hauturière comme côtière, car la taille des individus pêchés est toujours supérieure à la taille minimale réglementaire (30 cm).

Par contre, des rejets existent pour le métier du fileyage. Leur quantité et leur structure varient en fonction du maillage utilisé et de la durée de l'immersion. Pour les filets à petit maillage immergés uniquement un jour, les rejets ne sont constitués que d'individus abîmés. Des juvéniles de 25 cm en dessous de la taille réglementaire sont également pêchés par cet engin, mais ils ne sont généralement pas rejetés. Pour les filets à grand maillage ciblant les crustacés ou les poissons (raies, turbot et baudroies), les rejets sont en règle générale constitués d'individus abîmés, de toutes tailles. Ces rejets peuvent être particulièrement importants, et ils augmentent avec la durée d'immersion de l'engin (50 à 65% de rejets pour 3 jours d'immersion, jusqu'à 89% pour 5 à 6 jours d'immersion).

15.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe à notre connaissance aucune étude sur la sélectivité des chaluts pour le lieu jaune. Par contre, pour le fileyage, Abdesselem (1992) montre qu'il y a une différence significative entre les moyennes des tailles des captures réalisées avec des filets à mailles de 110 mm et avec des filets à mailles de 150 mm. Les captures des filets 150 mm ont une longueur moyenne plus grande que celles des filets 110 mm. Il confirme ainsi les résultats de Mesfioui (1990).

15.3.6. Les compétitions entre métiers

Il peut exister une compétition séquentielle entre les métiers, fileyeurs travaillant dans la bande côtière qui ciblent des individus pré-adultes (et capturant des juvéniles hors-taille) et les chalutiers, en particulier hauturiers, ciblant les adultes au printemps sur les concentrations de reproduction au large de la Cornouaille britannique.

15.4. L'état de la ressource

15.4.1. Evolution de l'abondance

La seule donnée disponible est l'évolution des rendements des chalutiers de fond en Manche entre 1990 et 1998 (fig. 8). Les tendances diffèrent selon les secteurs, mais pour l'ensemble de la Manche, les CPUE sont plutôt restées stables au cours des années récentes.

15.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune données n'est disponible. On peut seulement signaler que l'effort de pêche des chalutiers de fond a baissé entre 1990 et 1996 et qu'il a augmenté les deux années suivantes (fig. 7).

15.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les seules données disponibles concernent la plateau celtique et sont déjà anciennes (Dupouy *et al*, 1990). Selon cette étude basée sur les débarquements des années 1988 et 1989, la mortalité par pêche était relativement faible, au voisinage de la mortalité naturelle (supposée égale à $M = 0,2$) ; elle serait inférieure à celle qui produirait les captures maximales. Aussi un gain de production de 20 à 40 % pourrait être obtenu par un accroissement sensible de l'effort de pêche. Cependant, le lieu jaune est principalement une capture accessoires des chalutiers exploitant principalement la morue et le merlan, stocks eux mêmes en état de surexploitation.

Ce type d'informations n'est pas disponible pour la Manche.

15.4.4. Potentiels de production

Le potentiel de production est inconnu. Cependant, les estimations du nombre d'individus âgés de 2 ans sur le plateau celtique (entre 4 et 5 millions) laisse supposer un stock dont l'abondance est relativement limitée.

15.5. Les mesures de gestion

15.5.1. Mesures actuellement en vigueur

En région 2, le lieu jaune est cité par le règlement CE 850/98 parmi les espèces cibles qui peuvent être capturées avec un maillage minimal de 80 mm pour les chaluts et de 120 mm pour les engins fixes (sauf dans la division VIIe)

Une taille minimale réglementaire de 30 cm est actuellement en vigueur au niveau européen. Cette taille est très faible compte tenu de la biologie de l'espèce, puisqu'elle correspond à des individus immatures de 1an ½ à 2 ans. Par ailleurs l'exploitation du lieu jaune est encadrée par un TAC de précaution fixé pour la division CIEM VII à 17 000 tonnes depuis 1998, réparti principalement entre la France, le Royaume-Uni et l'Irlande. Ce TAC semble très élevé par rapport aux débarquements réels et ne limite donc pas la pêcherie.

Années	TAC	France	UK	Irlande	Belgique	Espagne
2001	17 000	12 180	2 960	1 300	530	30

Tableau 5 : TAC et quotas (tonnes) de lieu jaune pour la zone CIEM VII (source : Union Européenne).

15.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le lieu jaune est particulièrement accessible aux engins de pêche lors des concentrations liées à la reproduction durant le printemps. Par contre, bien qu'il fasse partie des espèces capturées par les fileyeurs durant le reste de l'année, son mode de vie très côtier et inféodé aux fonds rocheux et aux épaves en font une espèce assez peu capturable. Pour les mêmes raisons, il s'agit d'une espèce dont l'évaluation scientifique directe est difficile (problème d'échantillonnage). Par ailleurs, le suivi des débarquements (en particulier des pêcheries côtières) est à ce jour pratiquement inexistant et on ne possède qu'une idée très fragmentaire de la structure démographique

de la population. Enfin, les connaissances biologiques sur cette espèce demeurent relativement limitées, et la définition du (ou des) stock(s) reste incertaine.

De ce fait, on ne connaît pas le niveau réel de l'abondance de ce stock, ni son évolution. On ne connaît également pas l'état actuel et le taux d'exploitation de cette espèce. Dans l'état actuel des connaissances, il est peu envisageable de proposer des scénarios de gestion, ni d'apporter une véritable aide à la décision.

Cependant, la taille minimale légale de 30 cm actuellement en vigueur est trop faible, puisqu'elle autorise la capture d'individus immatures (bien que la croissance soit très rapide), l'âge à première maturité semblant se situer vers 3 ans, soit aux alentours de 50 cm.

Par ailleurs, le TAC de conservatoire en vigueur dans la division CIEM VII est très largement supérieur aux captures réalisées dans cette zone, et n'est jamais atteint ; au niveau où il est fixé il ne constitue pas un outil de gestion de la pêche.

Année	TAC	Débarquements
1990	14	7,48
1991	14	5,85
1992	14	5,31
1993	14	5,32
1994	14	6,02
1995	14	5,38
1996	14	6,08
1997	14	5,46
1998	17	5,20
1999	17	Non disponible
2000	17	Non disponible

Tableau 6 : TAC et débarquements de lieu jaune (milliers de tonnes) en provenance de la zone CIEM VII (source : UE, Anon., 2000).

15.6. Références bibliographiques

Abdesselem F., 1992. Analyse multi-métier de la pêche du lieu jaune (*Pollachius pollachius*) en Manche Ouest. Mémoire de fin d'étude ISPA, ENSA Rennes/IFREMER DRV/RH Brest, 102 p.

Anon., 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, **93-023**, 256 p.

Anon., 2000. 9th report of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, Working Paper EC, DG XIV, Brussels, 8-12 November 1999. 33 p. + annexes.

Damas D., 1909. Contribution à la biologie des gadidés. *Rapports et procès-verbaux CIEM*, **10(3)**.

Dintheer C., Smith M.T., De Clerck R. et F. Coppin, 1995. BAHAMAS : base de données internationales en vue de l'évaluation biologique et économique des stocks de la Manche. Rapport final du Projet BIOECO 93.018, IFREMER/MAFF/RVZ, 164 p.

Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique Nord-Est : relations taille/poids. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, **86-001**, 165 p.

Dupouy H., Christien D. et B. Kergoat, 1989. Estimation des paramètres de croissance du lieu jaune (*Pollachius pollachius*) de la sous-aire VII du CIEM, par l'utilisation des techniques de rééchantillonnage (bootstrap) pour l'ajustement au modèle de von Bertalanffy. *ICES Doc. C.M.1989/D26*, 10 p. (mimeo).

Dupouy, H., Christien, D. et Kergoat, B., 1990. Estimation de la mortalité par pêche et rendement par recrue du lieu jaune (*Pollachius pollachius*) du plateau celtique. *ICES Doc. C.M.1990/G* : 21, 10 p. (mimeo).

- Fromentin J.M., Stenseth N.C., Glosaeter J., Bjornstad O.N., Falck W. and T. Johannessen, 1997. Spatial patterns of the temporal dynamics of three gadoid species along the Norwegian Skagerrak coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **155**, 209-222.
- Mesfioui A., 1990. Analyse de la composition des captures de lieu jaune (*Pollachius pollachius*) et de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) en Manche Ouest. Mémoire de DEA, Univ. Bretagne Occidentale, 28 p.
- Moreau J., 1964. Contribution à l'étude du lieu jaune (*Gadus pollachius* L.). *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* **28 (3)**, 236-255.
- Morizur Y., Pouvreau S. et A. Guérolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions IFREMER, Plouzané, France, 127 p.
- Priol E., 1959. Fiche technologique du lieu jaune. *France-Pêche*, **26**.
- Quéro J.C. et J.J. Vayne, 1997. Les poissons de mer des pêches françaises, Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 304 p.
- Riley J.D., Symonds D.J. and L.E. Woolner, 1986. Synoptic surveys of the western English Channel. The relationship between plankton and hydrography. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **66**, 219-228.
- Suquet M., 2000. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) : biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. *Rap. Sci. Techn. DRV/RA/RST IFREMER*, **2000-11**, 26 p.
- Tetard A., M. Boon *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. IFREMER BREST, 337 p.
- Wheeler A., 1969. The fishes of the British Isles and North-West Europe. MacMillan, London, 613 p.

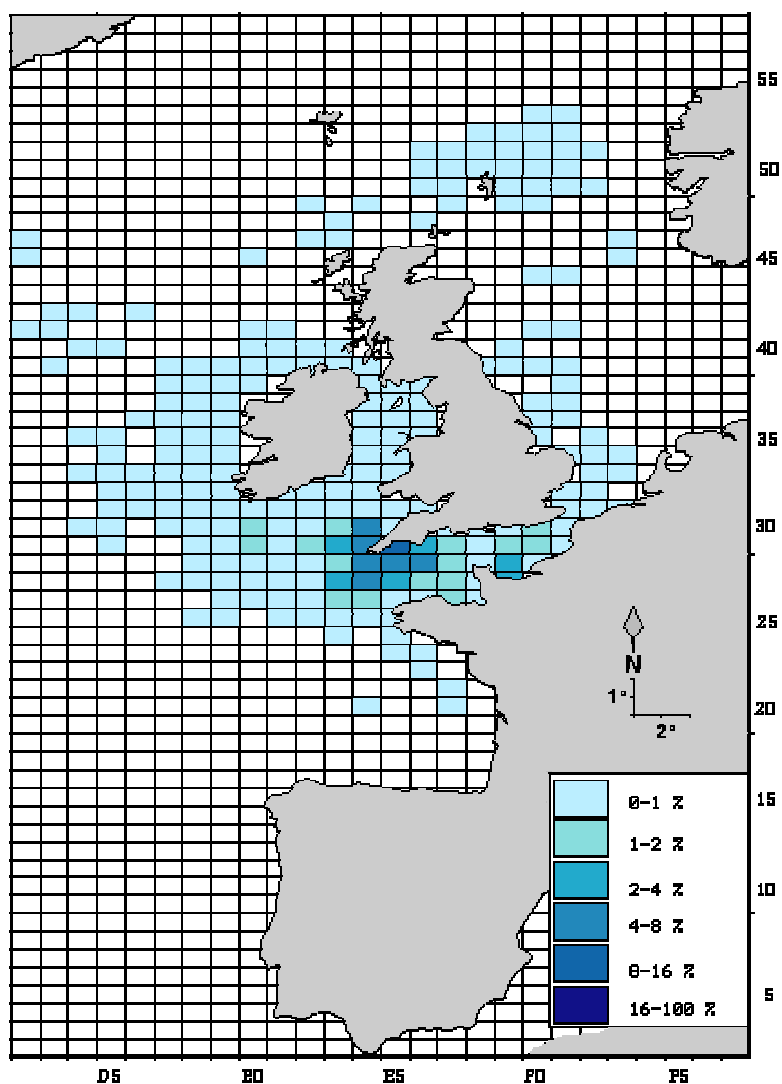


Figure 1 : Principales zones de captures du lieu jaune des flottilles de Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

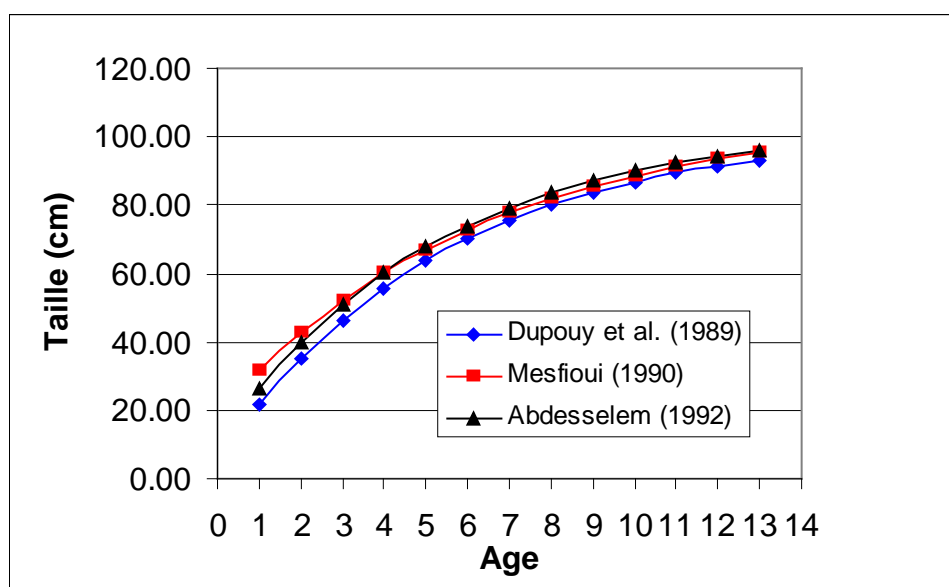


Figure 2 : Courbes de croissance linéaire du lieu jaune en Manche.

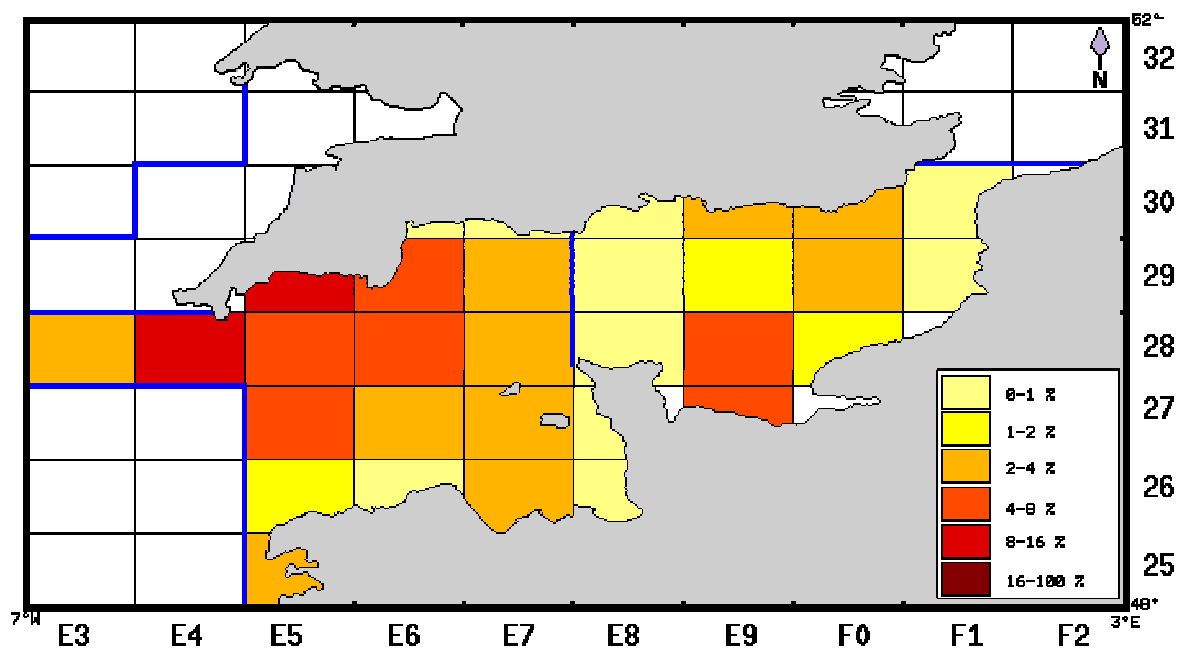


Figure 3 : Principales zones de capture de lieu jaune en Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

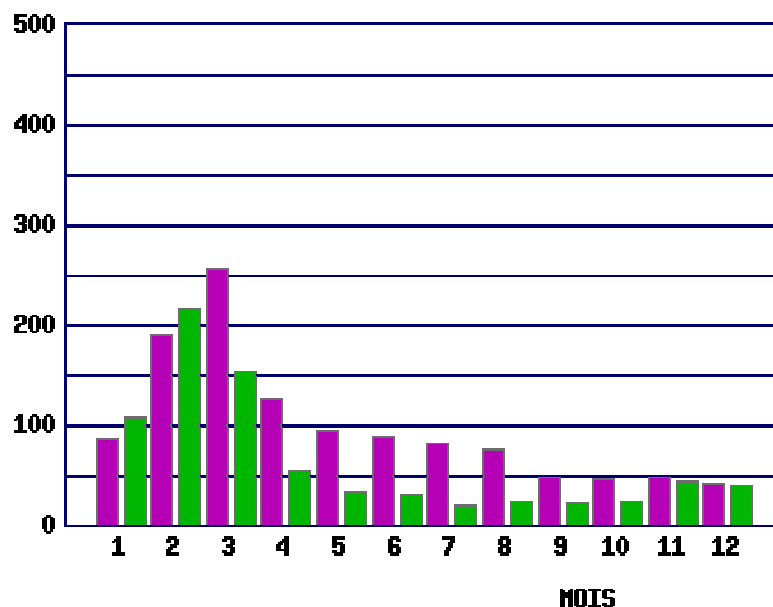


Figure 4 : Saisonnalité des débarquements (en tonnes) de lieu jaune en Manche au cours de l'année (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître). En vert, débarquements français, en violet débarquements britanniques.

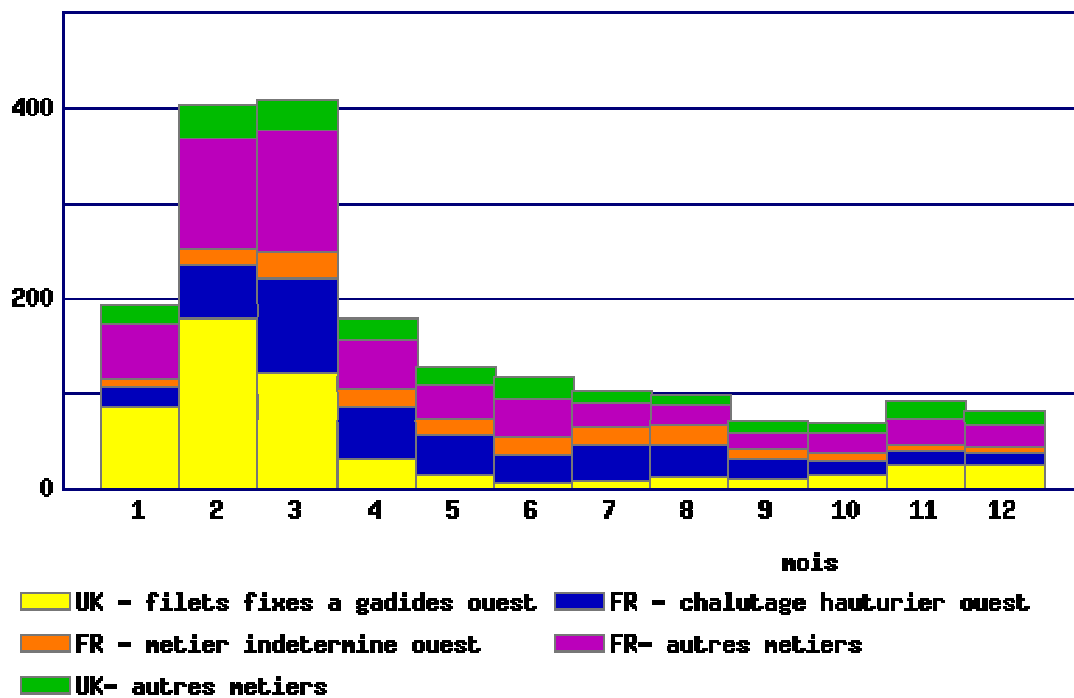


Figure 5 : Saisonnalité des débarquements (en tonnes) de lieu jaune en Manche par métier au cours de l'année (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

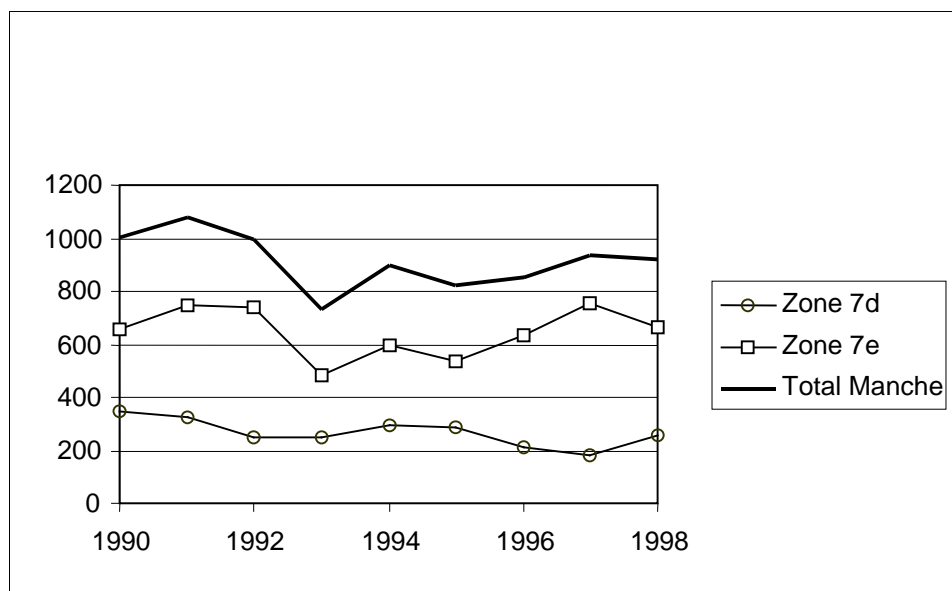


Figure 6 : Evolution des débarquements (en tonnes) de lieu jaune réalisés par les chalutiers de fond français dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques de pêche nationale).

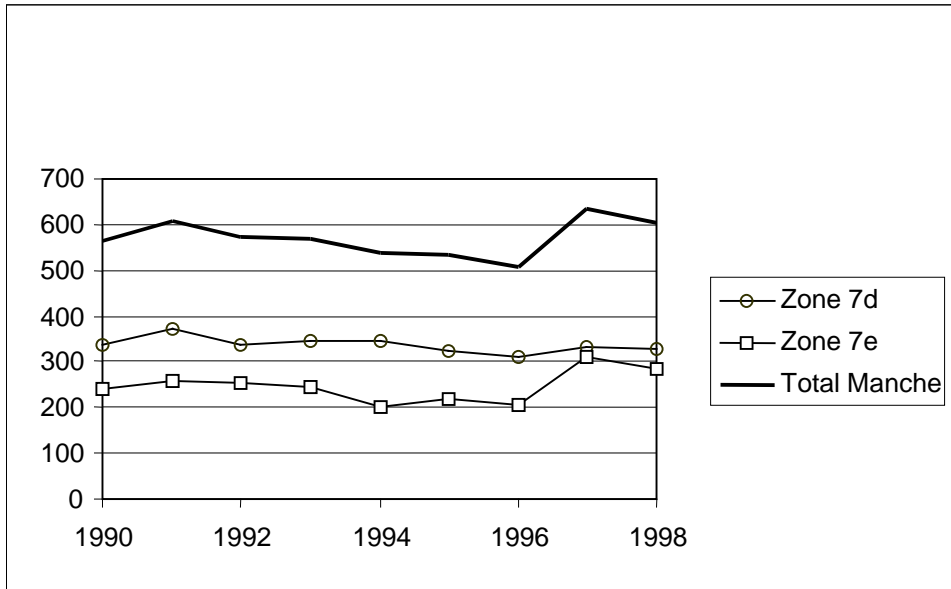


Figure 7 : Evolution de l'effort de pêche (en heures de chalutage) des chalutiers de fond dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques de pêche nationale).

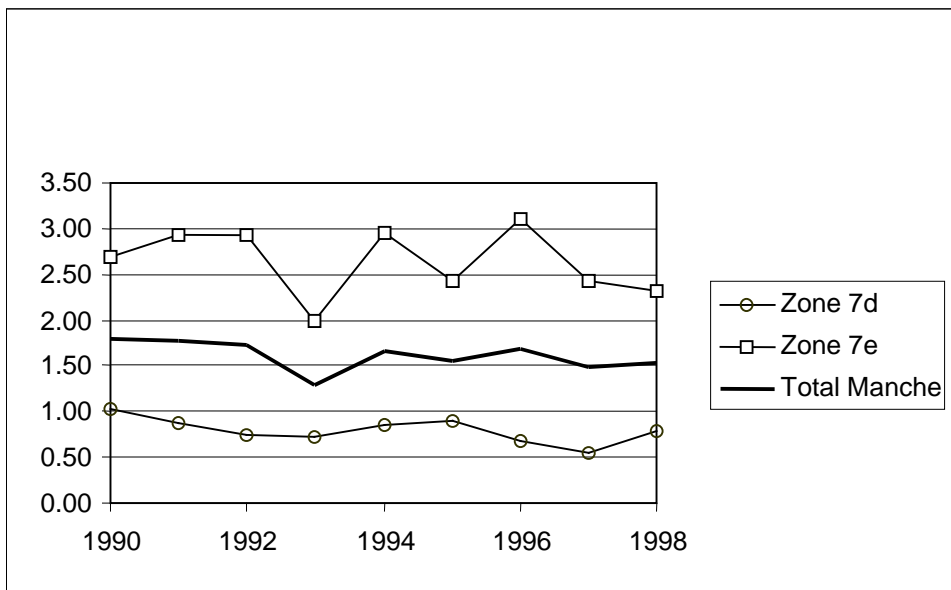


Figure 8 : Evolution des rendements des chalutiers de fond français en lieu jaune (tonnes par 1000 heures de pêche) dans les divisions CIEM VIIde (Source : base statistiques de pêche nationale).

16. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

Isabelle Péronnet

16.1. Considérations biogéographiques

16.1.1. Distribution géographique du stock

Le lieu jaune fréquente les eaux boréales et tempérées de l'Atlantique nord-est, depuis le nord de la Norvège et l'Islande jusqu'au Portugal. Il est rare en mer Baltique (Poll, 1947) et peu abondant autour de l'Islande ; sa présence en Méditerranée est douteuse (Quéro, 1984).

Au cours des campagnes de recherche réalisées dans le golfe de Gascogne, il a été rencontré sporadiquement sur l'ensemble du plateau continental, surtout le long de la bordure de la grande vasière (Dardignac et Quéro, 1976 ; Quéro *et al.*, 1989). Il recherche particulièrement les fonds rocheux et les épaves.

Bien qu'aucune information ne soit réellement disponible sur les délimitations de stocks, du point de vue de la gestion il est considéré qu'il existe un stock individualisé dans le golfe de Gascogne pour lequel un total admissible de captures (TAC conservatoire) a été fixé.

16.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock occupe l'ensemble du plateau continental du golfe de Gascogne. Les juvéniles se situent dans les eaux très côtières; il s'agit donc d'un stock totalement localisé dans la ZEE française, exploité jusqu'en zone très côtière.

16.2. Données biologiques

La biologie du lieu jaune est mal connue. Peu d'études concernent spécifiquement le golfe de Gascogne

16.2.1. Description du cycle de vie

L'espèce pond à des périodes de plus en plus tardives du sud au nord. D'après Moreau (1964), la ponte commence au début février sur les côtes ibériques, et a lieu en février - mars dans le golfe de Gascogne. Les lieux jaunes se rassemblent alors en bancs denses. Les frayères sont mal localisées et s'étendraient sur tout le plateau par des profondeurs inférieures à 150 m (Dupouy, com. pers.). Les œufs sont pélagiques, petits (1,10 à 1,22 mm de diamètre) à vitellus segmenté et sans globule lipidique (Russel, 1976).

La vie larvaire décrite par Schmidt (*in* Russel, 1976) est relativement bien connue. Elle ne durerait que quelques mois, les larves qui mesurent 3 à 4 mm à l'éclosion sont rapidement entraînées par les courants. Les alevins apparaissent dans les eaux littorales dès la fin du printemps.

Selon Nagabhushanam (1965), la vie démersale du lieu jaune commence à une taille de 5 à 12 cm après la métamorphose qui a lieu en mai juin dans la mer d'Irlande. En mer Celtique, des alevins mesurant 8 à 18 cm ont été trouvés en juin par Claridge *et al.* (1986). Dans le golfe de Gascogne on rencontre dès le début de l'été des juvéniles (environ 10 cm) dans les eaux très côtières (Dardignac, 1988). Au cours des campagnes de cartographie des nourriceries ils n'ont cependant été trouvés dans les baies ou les estuaires qu'au nord de la baie de Bourgneuf (Guérault *et al.*, 1996).

Les lieux jaunes demeurent en zone côtière au moins les deux premières années de leur existence. Ils migrent ensuite vers le large en direction des fonds de 40 à 100 m de profondeur où ils vivent près du fond et autour des épaves.

D'éventuels trajets migratoires de plus grande ampleur ne sont pas connus, mais dans les eaux norvégiennes des expériences de marquages (Jakobsen, *in* Gueguen 1988) semblent indiquer des déplacements très limités, sans comparaison avec ceux qu'effectue le lieu noir.

Au cours des deux premières années, les jeunes lieus se nourrissent de crustacés et de vers. Les adultes qui vivent dans les eaux plus profondes pourchassent essentiellement des poissons de petites tailles. Les principales espèces représentées dans la nourriture sont le tacaud, le chinchard et le sprat (Du Buit, 1982).

16.2.2. Paramètres biologiques

16.2.2.1. Relation taille poids

Une relation taille poids a été estimée pour le golfe de Gascogne par Dorel (1986), les coefficients en sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	golfe de Gascogne	Longueur totale	M+F	115	$4,13 \cdot 10^{-3}$	3,21051

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le lieu jaune ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

16.2.2.2. Croissance

La croissance du lieu jaune est assez rapide, mais peut varier selon les régions ; elle serait plus importante dans les zones méridionales. Gueguen (1988) fournit les paramètres de croissance du lieu jaune à partir d'une étude ancienne réalisée dans le golfe de Gascogne pour les groupes d'âges 1 à 6. Ces paramètres sont également disponibles pour le lieu jaune de mer Celtique et de Manche et sont donnés à titre de comparaison dans le tableau ci-dessous

L'âge maximal observé est de 15ans pour un poids de 10kg.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(an^{-1})$	t_0 (années)
Dardignac (1988)	Golfe de Gascogne	M+F	109,4	0,17	-0,01
Dupouy et al (1989)	Mer Celtique	M+F	102,18	0,184	-0,302
Mesfoui (1990)	Manche ouest	M+F	106,3	0,16	-1,2

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance du lieu jaune pour différents secteurs.

16.2.2.3. Reproduction

Chez les individus du stock de mer Celtique, la première maturité apparaît entre 40 cm et 50 cm pour les mâles et entre 50 et 60 cm pour les femelles (Dupouy, com. pers.). Il n'existe pas de données pour le golfe de Gascogne.

Aucune ogive de maturité n'a été établie à ce jour.

16.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement du lieu jaune dans le golfe de Gascogne.

16.2.2.5. Mortalité naturelle.

La mortalité naturelle du lieu jaune dans le golfe de Gascogne n'est pas connue. Une valeur de $M = 0,2$ est généralement admise pour les autres stocks de gadidés.

16.3. Les pêcheries

16.3.1. Les pêcheries françaises

Le lieu jaune est une espèce accessoire de la pêche au chalut de fond et accidentelle au chalut pélagique. Capturé également aux palangres, le lieu jaune peut faire l'objet d'une pêche dirigée au filet maillant, mais c'est surtout à la ligne traînante dans les eaux côtières bretonnes qu'il est ciblé.

L'essentiel des captures françaises provient de la mer Celtique et du nord du golfe de Gascogne ainsi que de la Manche.

La description du cycle de vie, et notamment de la migration côte – large vers 3 ans, appuyée par des échantillonnages ponctuels des captures, permet d’affirmer que la pêche du lieu jaune est une pêche séquentielle.

Biseau *et al*, 1999, lors de l’étude des pêcheries bigoudènes, ont décrit une composante côtière de bateaux partant à la journée et exploitant le nord du golfe de Gascogne et ciblant le lieu jaune (73% des débarquements enregistrés). Ce métier représente 1,2% des sorties des navires bigoudens, avec des débarquements plus nombreux de janvier à mars. Les engins utilisés par ces navires sont la ligne de traîne (37% des sorties) et le filet maillant calé (44%) ainsi que le chalut de fond (9%) et la palangre calée. Compte tenu de ce que l’on connaît du cycle de vie de l’espèce, cette pêche porte probablement sur des individus des groupes d’âges 1 et 2. Une part importante des prises de ces navires côtiers est vendue sans passer par les criées et il est difficile d’obtenir des évaluations correctes des débarquements.

Guéguen (*in* Dardignac, 1988) mentionne l’exploitation plus au large du lieu jaune au chalut de fond pour l’essentiel mais aussi au filet maillant. Elle concerne des individus de trois ans et plus (taille supérieure à 45 cm), les rejets sont inexistant. Pour les chalutiers cette espèce ne représente qu’une prise accessoire de la pêche de merlan, contrairement aux fileyeurs pour lesquels il peut s’agir d’une espèce cible.

La pêche plaisancière peut dans certains secteurs représenter une cause non négligeable de la mortalité par pêche de cette espèce. Lesnoff (1989), dans son étude de la pêche de plaisance du quartier de Concarneau, estime que le lieu jaune peut représenter plus de 20% des captures des plaisanciers embarqués et utilisant filets et lignes (pour un total de captures évalué à 850 t).

Il faut également signaler que la pêche récréative à la ligne du bord de mer, et notamment estivale, provoque des captures non quantifiables mais vraisemblablement importantes de petits individus, en grande majorité plus petits que la taille légale de 30cm (Biseau, *comm. pers*).

16.3.2. Les pêcheries étrangères

L’Espagne est le seul autre pays européen à disposer d’un quota de lieu jaune dans le golfe de Gascogne (440 t en 2001 pour un TAC de 2 600 t).

16.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

Les statistiques de débarquements sont peu précises, en particulier pour la pêche côtière dont une partie seulement des prises transite par les criées. Les chiffres du tableaux ci-dessous sont les valeurs officielles des débarquements de lieu jaune pour le golfe de Gascogne. Ils indiquent une tendance à la baisse des mises à terre pour la période considérée.

Année	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
France	2769	2127	2022	1761	1617	1654	1815	1545	1260	1773	1500	1351	1210	961	1064	1142
Espagne	2309	437	584	476	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : données non disponibles

Tableau 3 : Statistiques de débarquements du lieu jaune en provenance du golfe de Gascogne (Sources STATLAND 1985-1988 ; base statistiques nationale 1989-2000)

Les données de débarquement, effort de pêche et de rendement ne sont pas disponibles par métiers.

16.3.4. Structure démographique des captures

16.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements de lieu jaune ne font l’objet d’aucun échantillonnage en routine. Seules des indications sur les structures en taille des captures de certains engins peuvent exister ponctuellement.

16.3.4.2. Rejets

Les données sur les rejets sont très partielles. Une étude de la flottille des chalutiers langoustiniers de Bretagne sud montre l’absence de rejet de lieu jaune mais aussi de très faibles captures de cette espèce par cette flottille. Par ailleurs, compte tenu de la taille des individus capturés au large, les rejets sont inexistant.

16.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des engins de pêche vis à vis du lieu jaune dans le golfe de Gascogne.

16.3.6. Les compétitions entre métiers

La pêche de lieu de jaune est de type séquentiel, avec compétition entre fileyeurs et ligneurs pour l'exploitation des juvéniles (sans oublier la pêche plaisancière) et compétition avec les chalutiers de fond et fileyeurs du large qui exploitent les adultes. Faute de données suffisantes, notamment sur les structures démographiques des captures par métiers, il n'est pas possible de quantifier ces interactions.

16.4. L'état de la ressource

Les données disponibles (tant sur les captures totales que sur les structures en taille des débarquements) étant très parcellaires, le stock de lieu jaune du golfe de Gascogne ne fait l'objet d'aucune évaluation.

Quelques résultats préliminaires ont été obtenus sur le stock de mer Celtique (Dupouy *et al*, 1990 ; Ould el Kettab, 1993) et montrent que ce stock ne semble pas présenter de signe de surexploitation.

16.4.1. Evolution de l'abondance

Il n'existe pas d'indice d'abondance fiable issu des campagnes océanographiques réalisées dans le golfe de Gascogne (captures trop faibles)

16.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune évaluation du stock de lieu jaune du golfe de Gascogne n'a été menée.

16.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Aucune information n'est disponible.

16.4.4. Potentiels de production

Aucune information disponible.

16.5. Les mesures de gestion

16.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La pêche est régulée par un TAC conservatoire fixé chaque année à 2 600 t/an réparti entre la France (2 160 t) et l'Espagne (440 t). Ce niveau du TAC a été, à l'origine, fixé par le CSTEP sur la base de débarquements récents. En l'absence d'information sur l'état du stock et sur son évolution, le CSTEP n'est pas en mesure d'améliorer l'avis, tout en notant que le TAC ainsi fixé ne limite aucunement les débarquements.

En région 3, le maillage minimal pour sa pêche est de 70 mm pour les chaluts et de 80 mm pour les filets (règlement CE 850/98).

Il existe d'autre part une taille minimale au débarquement de 30 cm ce qui correspond à des animaux âgés d'environ 1,5 ans (qui ne se sont pas encore reproduits, si on admet que la taille à première reproduction dans le golfe de Gascogne est comparable à celle de la mer Celtique).

16.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le mode d'exploitation de ce stock fait qu'il est très difficile à suivre, son mode de vie inféodé aux épaves et fonds rocheux en fait une espèce particulièrement difficile à échantillonner lors des campagnes océanographiques. Les données qui permettraient d'effectuer un suivi sont quasi inexistantes. En particulier la connaissance des quantités pêchées n'est que très fragmentaire, les prises des navires de pêche côtière est très mal connue et aucun échantillonnage des débarquements n'est mis en place de manière systématique. Les bases scientifiques sont trop vagues à l'heure actuelle pour être une véritable aide à la décision pour les gestionnaires.

16.6. Références bibliographiques

- Biseau A., Maguer C. et Sanz-Aparicio C., 1999. Pêcheries bigoudènes. Bilan des connaissances. Rapport CE (DG XIV) N°97/0028. 106 p + annexes.
- Claridge P.N., Potter I.C., et Hardisty M.W., 1986. Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Sever estuary. *J. mar. Biol. Ass. UK*, **66** : 229-258.
- CSTEP, 2001. 11th report of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries. Bruxelles 6-10 Novembre 2000. SEC(2001) 177, 50p. + annexes.
- Dardignac J. et Quéro J.C., 1976. Contribution à l'étude de la répartition des gadidés du Golfe de Gascogne. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.***40** (3et 4) : 553-554.
- Gueguen J., 1988. Le lieu Jaune : *Pollachius pollachius* (Linné, 1758) (Gadidés) in Les pêcheries du Golfes de Gascogne Dardignac J. (ed.), . *Rap. Scient. et Tech. Ifremer* n°9, 61-64 p.
- Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique nord-est. Relations taille-poids. Rap. Int. Ifremer, DRV 86-001/RH/Nantes, 165 p.
- Du Buit M.H.,1982. Essai d'évaluation de la prédation de quelques téléostéens en Mer celtique. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **40** (1) : 37-46
- Dupouy H., Christien D. et Kergoat B., 1989. Estimation des paramètres de croissance du lieu jaune (*Pollachius pollachius*) de la sous -aire VII du CIEM, par l'utilisation des techniques de ré échantillonnage (Bootstrap) et par l'ajustement du modèle de Von Bertalanffy. *Cons. Int. Explor. Mer, CM / D* : 26, 6 p.
- Dupouy H., Christien D. et Kergoat B), 1990. Estimation de la mortalité par pêche et rendement par recrue du lieu jaune (*Pollachius pollachius*) du plateau celtique. *Cons. Int. Explor. Mer, CM / G* : 21, 10 p.
- Guerault D., Dorel D. et Desauy Y. 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat IFREMER/MAPA 95-1-01-02, pagination variée.
- Lesnoff, M. 1989. La pêche de plaisance dans le quartier maritime de Concarneau. Rapport DAA – ENSAR. 72 p. + annexes.
- Mesfoui, H. 1990. Analyse de la composition des captures de lieu jaune (*Pollachius pollachius*) et de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) en Manche ouest. DEA Océanologie biologique et environnement marin. Université de Bretagne occidentale.
- Moreau J., 1964. Contribution à l'étude du lieu jaune (*Gadus pollachius* L.) *Rev. Trav. Inst. Pêches marit*, **28** (3) : 237-255
- Nagabhushanam A.K., 1965. On the biology of the common gadoids in Manx waters. *J. mar. Biol. Ass. UK*, **44** : 177-202
- Ould El Kettab M., 1993. La pêcherie de gadidés de mer Celtique : description, analyse de l'exploitation et évaluation des stocks. Tentative de gestion par un modèle bio - économique. Thèse de doctorat de Université de Bretagne Occidentale. Spécialité / Océanographie biologique 207 pages + annexes.
- Poll M., 1947. Poissons marins. Musée royal d'histoire naturelle de Belgique. Ed.Bruxelles, p.193-197.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons des mers des pêches françaises. Ed. Jacques Grancher. Paris, p.169-170.
- Quéro J.C., Dardignac J. et Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Museum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Russel F.S., 1976. The eggs and planktonic stages of British marine fish. Ed. Academic Press.Londres

