



Interaction des tortues marines avec la pêche en Méditerranée



Centre d'Activités Régionales pour
les Aires Spécialement Protégées



ISBN : 9973-9926-5-2



Plan d'action pour la Méditerranée (PAM) - PNUE
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées

Interaction des tortues marines avec la pêche en Méditerranée

Document préparé par
Guido Gerosa & Paolo Casale
*CHELON - Marine Turtle Conservation
and Research Program*

Table des matières

1.- INTRODUCTION	5
2.- LA PALANGRE	7
2.1. La palangre de surface (ou palangre flottante).....	7
2.1.1. L'impact sur les tortues marines.....	9
2.1.2. Les espèces de tortues marines.....	9
2.1.2.1. <i>Dermochelys coriacea</i>	9
2.1.2.2. <i>Chelonia mydas</i>	10
2.1.2.3. <i>Caretta caretta</i>	10
2.1.3. Le nombre de captures.....	11
2.1.4. Le taux de mortalité.....	12
2.1.4.1. Le taux de mortalité avant le halage.....	13
2.1.4.2. Le taux de mortalité après libération.....	13
2.1.5. La taille des spécimens capturés.....	14
2.1.6. Le sex-ratio des spécimens capturés.....	15
2.1.7. Les périodes de capture.....	15
2.2. La palangre de fond.....	16
3.- LE CHALUT	17
3.1. La capture.....	18
3.1.1. La profondeur.....	18
3.1.2. La taille des tortues marines.....	18
3.2. La mortalité.....	19
3.2.1. La durée de chalutage.....	19
3.2.2. L'intensité de l'effort de pêche.....	20
3.2.3. La température de l'eau.....	20
3.3. L'impact du chalut sur les tortues marines méditerranéennes.....	20
4.- LES FILETS MAILLANTS	24
4.1. Les filets maillants (à l'exception du filet dérivant pour l'espadon).....	25
4.1.1. L'espèce cible.....	25
4.1.2. La méthode.....	25
4.1.3. L'interaction avec les tortues marines.....	25
4.2. Le filet dérivant pour l'espadon.....	26

Note :

Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du CAR/ASP et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des Etats, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les vues exprimées dans ce document sont celles des auteurs et ne représentent pas forcément les vues du CAR/ASP et du PNUE.

4.2.1. Les problèmes du filet dérivant pour l'espadon.....	27
4.2.2. Les interactions avec les tortues marines.....	28
5.- LA MORTALITE INDIRECTE.....	30
6.- LA FLOTTE DE PECHE MEDITERRANEENNE.....	32
7.- LES ZONES FREQUENTEES PAR LES TORTUES MARINES.....	33
7.1. Les plages de ponte.....	33
7.2. Les zones d'hivernage.....	33
7.3. Les aires d'alimentation.....	34
8.- MESURES POSSIBLES POUR LA REDUCTION DE LA MORALITE DES TORTUES MARINES INDUITE PAR LA PECHE.....	35
8.1. La législation protégeant les espèces.....	35
8.2. La limitation de l'effort de pêche.....	35
8.3. L'interdiction de la pêche dans l'espace et dans le temps.....	36
8.4. Les modifications des engins.....	37
8.4.1. Le chalut.....	37
8.4.2. La palangre.....	39
8.5. L'utilisation des engins.....	39
8.6. La sensibilisation des pêcheurs.....	40
9- REDUCTION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : OPTIONS DISPONIBLES.....	42
9.1. Réduction de la mortalité indirecte.....	42
9.2. Préservation des habitats benthiques de profondeurs de moins de 50 m.....	42
9.3. Réduction de l'effort de pêche dans des zones / saisons à densité élevée de tortues marines.....	43
10.- EVALUATION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : QUELQUES PRIORITES.....	44
REMERCIEMENTS.....	47
FIGURES.....	48
REFERENCES.....	55

1. - INTRODUCTION

L'impact des prises accidentelles sur les populations de tortues marines est actuellement, l'un des problèmes les plus urgents à résoudre pour assurer la survie de toutes ces espèces à travers le monde. En Méditerranée, également toutes les espèces de tortues marines sont concernées par les activités de la pêche, en particulier la caouanne (*Caretta caretta*) et la tortue verte (*Chelonia mydas*), qui sont les plus communes et les seules à se reproduire dans cette mer. Comme les populations méditerranéennes des deux espèces semblent être génétiquement isolées de leurs homologues atlantiques (Bowen *et al.*, 1992; Bowen *et al.*, 1993 ; Laurent *et al.*, 1993), la mortalité induite par la pêche ne peut pas être, probablement, contrebalancée par l'immigration. Cela implique que la survie des populations méditerranéennes de ces espèces dépend, dans une large mesure, de l'effort de préservation que les pays méditerranéens déploieront, dans l'avenir, pour réduire la mortalité accidentelle.

Les connaissances disponibles sur la dynamique des populations des tortues marines montrent que plus un individu est de grande taille (plus âgé), plus sa contribution à la croissance démographique de la population à laquelle il appartient est importante (Crouse *et al.*, 1987 ; Laurent *et al.*, 1992 ; Crowder *et al.*, 1994 ; Heppell *et al.*, 1996 a, b). Cela signifie que la principale priorité est de diriger les efforts de conservation vers les stades adultes et juvéniles de grande taille, dès lors que les conditions naturelles de nidification sur les plages de ponte sont préservées.

Les tortues marines passent par deux phases écologiques principales durant leur vie : une phase pélagique, au début, puis une phase benthique. Donc, les spécimens les plus importants pour leurs populations sont ceux de la seconde phase ; ils passent, la plupart du temps, dans les eaux superficielles du plateau continental. Des exceptions peuvent se produire quand ils se déplacent entre les aires d'hivernage, d'alimentation et de nidification.

C'est pourquoi, il est très important d'évaluer l'impact de la pêche sur les classes de grandes tailles (Laurent *et al.*, 1992), probablement induit principalement par les pêcheries des pays situés en face d'un plateau continental relativement large, comme il a été suggéré par Laurent *et al.* (1996) pour ce qui concerne le chalutage. En fait, dans ces zones, les captures, ainsi que les conditions climatiques et trophiques laissent supposer la présence d'un grand nombre d'individus.

De plus, les divers modes de pêche peuvent entraîner différents taux de capture et de mortalité et affecter les tortues marines à différentes phases écologiques (pélagique ou benthique). Certainement, il s'agit là, d'importants facteurs à évaluer.

L'objectif du présent rapport est de fournir une synthèse globale de l'impact des activités de pêche sur les populations méditerranéennes de tortues marines. Les données recueillies en Méditerranée et ailleurs, concernant l'importance des captures et la mortalité induite par les différents types de pêche, sont prises en considération. Elles sont alors comparées avec la répartition présumée des tortues marines et avec l'effort de pêche des différents pays, afin de proposer quelques priorités pour lesquelles il est possible d'investir les ressources limitées pour la conservation et les projets de recherche. Compte tenu de la rareté et de l'hétérogénéité de telles informations et de la difficulté de leur collecte, l'analyse proposée ne peut être considérée ni définitive ni complète.

2. LA PALANGRE

2.1. LA PALANGRE DE SURFACE (OU PALANGRE FLOTTANTE)

La palangre flottante est une ancienne méthode de pêche (il semble qu'elle soit connue depuis 177 avant Jésus-Christ en Sicile (Camiñas & de la Serna, 1995). Employée partout dans le monde (Hillestad *et al.*, 1982), elle est basée sur le très ancien moyen de capture par hameçon et appât. L'hameçon est un outil simple, mais tout de même efficace pour prendre le poisson, bien qu'il soit passé par très peu de changements du point de vue de la forme et des matériaux utilisés dans sa fabrication.

Même si cette méthode de pêche requiert une certaine habileté et une expérience confirmée, elle n'exige cependant pas d'équipements particulièrement coûteux, contrairement à d'autres techniques. En outre, l'entretien porte uniquement sur le simple remplacement des hameçons endommagés ou perdus et le renouvellement du matériel perdu durant la pêche. Les bateaux qui peuvent être employés (bateau à moteur, généralement en bois), ont une taille comprise entre 8 m (Santa Maria di Leuca, Sud Italie ; Gerosa, données non publiées) et 25 m de long (Panou *et al.*, 1992; Aguilar *et al.*, 1995). Les quelques bateaux en métal, plus longs, font exception, car ils ont une licence multiple pour exercer aussi d'autres méthodes de pêche, telle que le chalutage. La palangre flottante doit, en effet, son succès et sa diffusion à sa simplicité et à son faible coût.

D'après les données publiées, la palangre flottante employée en Méditerranée semble une pratique très homogène (Panou *et al.*, 1992 ; Aguilar *et al.*, 1995). Les seules différences significatives, en fonction des espèces cibles et des traditions locales, concernent, essentiellement, la taille de l'hameçon (de 3 à 11 cm, De Métrio *et al.*, 1983), la longueur de la ligne principale et, par conséquent, le nombre des hameçons (d'une vingtaine de kilomètres de longueur avec 1000 hameçons (De Métrio *et al.*, 1983) jusqu'à 60 kms, avec même 2.400 hameçons (Aguilar *et al.*, 1995), le genre d'appât (maquereau/*Scomber* sp.) (Panou *et al.*, 1992 ; Camiñas et de la Serna, 1995), *Todarodes sagittarius*, *Sardinella aurita* (Aguilar *et al.*, 1995) *Clupea* sp., *Trachurus mediterraneus* (Panou *et al.*, 1992), des morceaux de diverses espèces de requin provenant de captures précédentes (Camiñas et de la Serna, 1995), et de faibles variations dans les temps de mise en place et de remontée de la ligne. Une autre différence qu'il convient de signaler, porte sur les hameçons en acier observés sur les palangres japonaises opérant dans les eaux internationales en Méditerranée (Gerosa, données non publiées).

En dehors de la Méditerranée, la méthode est soumise aux mêmes types de variations (Boggs, 1994). Cependant, les pêcheries de Hawaii révèlent d'importantes différences, telles que l'addition de baguettes fluorescentes utilisées comme moyen d'attraction (Balazs et Poday, 1994).

Les espèces capturées intentionnellement au moyen de la palangre flottante en Méditerranée sont, par ordre d'importance: l'espadon (*Xiphias gladius*) et le germon (*Thunnus alalunga*) (De Metrio *et al.*, 1983 ; Camiñas, 1988 ; Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1994 ; Aguilar, 1995).

En mer Méditerranée, qui est la plus célèbre zone de reproduction de l'espadon (Nakamura, 1985), la palangre flottante semble encore être une des méthodes les plus répandues, en particulier en Méditerranée occidentale (Camiñas & de la Serna, 1995), bien qu'au cours des dernières années, certains pêcheurs aient été obligés de se convertir à d'autres types de pêche qui garantissent un revenu moins dépendant du hasard et des variations saisonnières (tels que le chalut ou le filet dérivant). De plus, la surexploitation du stock d'espadons a nettement réduit la probabilité de capture (Camiñas & de la Serna, 1995) ainsi que la taille moyenne des spécimens capturés (Northridge, 1991).

Outre les espèces cibles, plusieurs autres espèces sont accidentellement capturées, comme il est commun dans chaque méthode de pêche (10% - à l'exclusion des tortues marines - dans la pêcherie méditerranéenne espagnole à palangre (Camiñas & de la Serna, 1995) ; 3%, en ce qui concerne les seules tortues marines, dans le Golfe de Taranto (Cocco, Argano et Basso, 1988). La plupart de celles-ci, comme les requins (Aguilar *et al.*, 1995), n'ont aucune valeur commerciale et le résultat de ces captures se fait, en conséquence, au détriment exclusif des espèces elles-mêmes. Concernant les tortues marines, le fait que ce groupe est menacé d'extinction constitue certainement une circonstance aggravante. Les pêcheurs doivent, précisément, leur impopularité dans l'opinion publique aux captures accidentelles des espèces non cibles.

En ce qui concerne les captures accidentelles des tortues marines, elles semblent être presque entièrement localisées dans les parties centrale et occidentale du bassin méditerranéen (Demetropoulos et Hadjichristophorou, 1995). C'est pourquoi nous nous limiterons, dans ce qui suit, presque exclusivement, aux résultats obtenus par les études réalisées dans cette partie de la Méditerranée.

2.1.1. L'impact sur les tortues marines

Le principe et les possibilités de capture de la palangre de surface sont basés sur la probabilité qu'un hameçon rencontre un spécimen de l'espèce cible. Comme nous l'avons dit auparavant, afin de rendre un hameçon attractif, les pêcheurs utilisent un appât qui doit être appétissant afin d'inciter le poisson à avaler l'appât qui cache l'hameçon. Une fois accroché dans la bouche ou dans l'œsophage du poisson, l'hameçon ne permet plus la fuite de l'animal qui est ramené à bord lors de la remontée. La probabilité qu'un seul hameçon rencontre un poisson est évidemment faible. C'est pour cette raison que les opérations de pêche se déroulent dans des zones où la présence de l'espèce cible est présumée (en se basant sur l'expérience personnelle) et le nombre d'hameçons utilisés est très élevé, afin de capturer une quantité de poissons suffisante pour garantir un revenu.

Comme souligné ci-dessus, les espadons et les germons ne sont pas les seules espèces leurrées par cette méthode. D'autres animaux le sont aussi, telles que les tortues marines, qui passent à proximité de l'appât.

2.1.2. Les espèces de tortues marines

D'après les écrits disponibles, la palangre flottante capture plusieurs espèces de tortues marines : la tortue luth (*Dermochelys coriacea*), la tortue verte (*Chelonia mydas*), la tortue à écailles (*Eretmochelys imbricata*), la caouanne (*Caretta caretta*) (Gerrior, 1996), la tortue olivâtre (*Lepidochelys olivacea*) (Thoulag, 1994) et la tortue de Kemp (*Lepidochelys kempî*) (Caillouet, 1994).

En ce qui concerne la mer Méditerranée, il semble que seulement une des trois espèces présentes, *Caretta caretta*, soit régulièrement capturée par cette méthode de pêche, tandis que quelques rares spécimens ont été identifiés comme des *Dermochelys coriacea* et d'autres (avec réserve) comme des *Chelonia mydas* (Panou *et al.*, 1992).

2.1.2.1. *Dermochelys coriacea*

Comme son régime alimentaire est rarement basé sur les poissons (vivants ou morts) (voir Bjorndal, 1997 pour une revue de la question), *Dermochelys coriacea* semble être naturellement épargnée par cette méthode de capture. Cependant, cette tortue paraît être l'espèce la plus concernée par cette méthode dans le Golfe de Mexique et en Atlantique (Ogren, 1994 ; Gerrior, 1996 ; Witzell, 1996). En analysant comment ces spécimens sont capturés dans ces zones, il ressort que les captures sont dues au fait que les tortues

marines s'entortillent sur elles-mêmes dans la ligne principale (Gerrior, 1996 ; Witzell, 1996) ou sur les branches (Ogren, 1994 ; Witzell, 1996) ou qu'elles restent accrochées à l'hameçon (Gerrior, 1996), rarement par la bouche (Witzell, 1996), ce qui signifie que *Dermochelys coriacea* n'a pas été intéressée de mordre à l'hameçon. L'appât attire probablement la curiosité de la tortue, ce qui amène l'animal à se prendre dans la palangre. Les rares captures signalées en Méditerranée (De Metrio *et al.*, 1983 ; Crespo *et al.*, 1988) donnent à penser que la densité de cette espèce est si faible dans cette mer que la probabilité pour que la palangre accroche un *Dermochelys coriacea* est proche de zéro.

2.1.2.2. *Chelonia mydas*

Bien que les données publiées soient rares, la tortue verte semble être attirée par l'appât pour s'alimenter, et par conséquent, elle tend à mordre l'hameçon (Gerrior, 1996). *Chelonia mydas*, sauf au cours des stades juvéniles où elle semble être omnivore avec une forte propension carnivore (Bjorndal, 1985 in Bjorndal, 1997), a un régime essentiellement végétarien, mais elle complète souvent ce régime avec de la matière animale, y compris les poissons (voir Brown et Brown, 1982 ; et Bjorndal, 1997 pour une revue de la question). A cause de cette habitude, la tortue verte est particulièrement vulnérable à la palangre. En mer Méditerranée, *Chelonia mydas* paraît être rarement pêchée. La seule mention est rapportée par Panou *et al.* (1992) pour la mer Ionienne en Grèce, mais l'identification de l'espèce était exclusivement fondée sur les dimensions des quatre spécimens concernés. Les raisons pour lesquelles le nombre de spécimens capturés en Méditerranée est faible peuvent être reliées à la difficulté de l'identification de l'espèce par les pêcheurs (qui se réfèrent habituellement à l'espèce la plus connue et la plus fréquente: *Caretta caretta*) et au fait que presque la totalité des données recueillies dans cette étude ne concernent que la partie occidentale du bassin méditerranéen, négligeant la zone dans laquelle l'espèce est plus présente, ou, tout simplement, au fait que cette espèce n'est capturée que très rarement.

2.1.2.3. *Caretta caretta*

Certaines extrapolations concernant *Caretta caretta* montrent la situation alarmante de 35.000 caouannes ou plus, capturées annuellement en Méditerranée occidentale et centrale (Panou *et al.*, 1992), parmi lesquelles 15.000 à 20.000 spécimens ou plus sont capturés chaque année uniquement par les bateaux de pêche espagnols au large des îles Baléares (Mayol, 1986 ; Camiñas, 1988 ; Aguilar *et al.*, 1995). Même en manipulant ces chiffres avec prudence, il n'y a aucun doute que c'est la caouanne qui

est l'espèce essentiellement capturée, et de manière régulière, durant les campagnes de pêche utilisant la palangre flottante (De Metrio et Megalofonu, 1988). Comparée aux poissons-cibles, cette espèce semble être très attirée par l'appât (en particulier par le maquereau) qui est presque toujours mordu et/ou avalé, de telle sorte que l'hameçon se fixe dans la bouche, dans la langue ou dans l'œsophage (Argano *et al.*, 1992 ; Bolten *et al.*, 1994 ; Aguilar *et al.*, 1995 ; Witzell, 1996).

Compte tenu du nombre minime des captures accidentelles des tortues luth et des tortues vertes, nous traiterons par la suite, seulement de *Caretta caretta*, l'espèce qui est la plus affectée par cette méthode de pêche. De plus, le manque d'études spécifiques portant sur le bassin oriental de la Méditerranée, nous oblige à limiter notre analyse de l'impact de la palangre flottante à la partie occidentale du bassin.

2.1.3. Le nombre de captures

Actuellement, et en raison peut être du manque d'études spécifiques sur les autres moyens de pêche employés en Méditerranée, la palangre flottante paraît être la méthode de pêche qui provoque plus que les autres les prises accidentelles dans les populations de tortues marines (Cocco *et al.*, 1988 ; Argano *et al.*, 1992 ; Camiñas & de la Serna, 1995 ; Camiñas, 1996).

L'hétérogénéité des données rassemblées par ces auteurs durant des années d'étude ne permet pas souvent d'établir des comparaisons entre les résultats avec la marge de sécurité nécessaire (Camiñas, 1988 ; Panou *et al.*, 1992 ; Aguilar *et al.*, 1995). Mais, mis à part ce problème méthodologique, il semble que l'hypothèse formulée par quelques auteurs, selon laquelle le nombre de spécimens capturés n'est pas stable, ni dans l'espace ni dans le temps, et dépend probablement de nombreux paramètres inconnus et non encore étudiés, soit valide.

Pour ce qui est de la discordance numérique des captures dans les différentes zones de la Méditerranée, les données fournies par Aguilar *et al.* (1995) montrent que le taux de capture le plus élevé (9,8 tortues marines par jour et par bateau) a été observé dans le sud-ouest méditerranéen en 1990. Par contre, selon Panou *et al.* (1994), ce même taux tombe à 0,16 tortue marine par bateau dans la partie grecque de la mer Ionienne en 1993 (Tableau 1a). Autrement dit, la palangre espagnole a une probabilité de capturer une *Caretta caretta* 61 fois plus élevée que la flotte exerçant au large des îles grecques de la mer Ionienne. Une différence similaire (44 fois), en changeant l'unité de mesure, apparaît en comparant les données recueillies par les observateurs de

Greenpeace et publiées par Aguilar *et al.* (1995) avec celles rassemblées par De Metrio *et al.* (1983) dans la partie italienne de la mer Ionienne (Tableau 1a).

Zone	Année	Taux de Capture	Références
Sud-ouest de la Méditerranée	1990	9.8 tortues par jour et par bateau	Aguilar <i>et al.</i> , 1995
Mer Ionienne Grecque	1993	0.16 tortue par sortie de pêche	Panou <i>et al.</i> , 1994
Sud-ouest de la Méditerranée	1990	CPUE* = 4.47 tortues/1000 hameçons	Aguilar <i>et al.</i> , 1995
Mer Ionienne au sud de l'Italie	1979	CPUE = 0.101 tortue/1000 hameçons	De Metrio <i>et al.</i> , 1983

*Capture Par Unité d'Effort

Tab. 1a

De plus, Aguilar *et al.* (1995) comme De Metrio *et al.* (1983) montrent qu'il y a une variabilité considérable entre les différentes années d'étude, bien que les taux restent divergents.

Zone	Année	Taux de Capture	Références
Sud-ouest de la Méditerranée	1990	9.8 tortues par jour et par bateau	Aguilar <i>et al.</i> , 1995
Sud-ouest de la Méditerranée	1991	6.5 tortues par jour et par bateau	Aguilar <i>et al.</i> , 1995
Mer Ionienne au Sud de l'Italie	1978	CPUE = 0.059 tortue/1000 hameçons	De Metrio <i>et al.</i> , 1983
Mer Ionienne au sud de l'Italie	1979	CPUE = 0.101 tortue/1000 hameçons	De Metrio <i>et al.</i> , 1983

Tab. 1b

2.1.4. Le taux de mortalité

Le taux de mortalité induit par la palangre flottante peut être mesuré en additionnant les deux étapes corrélées qui suivent la capture par l'hameçon. On considère, en premier lieu, les dommages causés à l'animal par l'outil, quand il est encore dans l'eau. On examine, ensuite, la capacité des spécimens relâchés dans la mer à survivre après le traumatisme de la capture. Par souci de clarté et pour souligner les difficultés méthodologiques inhérentes à la collecte de données, les deux cas seront traités séparément dans ce chapitre.

2.1.4.1. Le taux de mortalité avant le halage

Comme *Caretta caretta* mord généralement l'hameçon et que la palangre pêche pratiquement à la surface, l'animal demeure capable, dans tous les cas, de nager et d'atteindre la surface pour respirer, bien qu'il soit gêné par l'hameçon. La situation est très différente pour les spécimens qui restent ficelés dans les lignes de pêche (comme cela arrive habituellement à la tortue luth). Incapables de se déplacer, ils se noient.

La blessure causée par l'hameçon est rarement fatale dans l'immédiat. Les résultats obtenus sur ce plan par plusieurs auteurs sont cependant très divergents : ils varient d'un taux de mortalité de 0% (Ogren, 1994), observé à bord par des observateurs qualifiés, au chiffre alarmant de 29,5% (Balazs et Pooley, 1994). Ces deux pourcentages doivent être considérés comme des données exceptionnelles et il est plus probable que le taux de mortalité soit d'environ 10% (Golfe de Mexique : 5,9% (Gerrior, 1996) ; mer Méditerranée : 0,36% (Aguilar *et al.*, 1995), et 16,67% (Argano *et al.*, 1992). Les données disponibles indiquent que 15,6% des spécimens capturés présentent un hameçon inséré dans la bouche (Aguilar, 1995), qui n'est pas un point vital, et que les spécimens habituellement ne meurent pas en quelques heures, même s'ils sont sérieusement blessés par l'hameçon.

2.1.4.2. Le taux de mortalité après libération

C'est grâce à une campagne efficace de sensibilisation conduite par des ONG parmi les pêcheurs, que la plupart d'entre eux ont pris l'habitude de récupérer les tortues marines (à moins que sa taille ne soit excessive ; Argano *et al.*, 1992) et de retirer l'hameçon de la bouche, bien que les pêcheurs eux-mêmes considèrent cette opération comme assez dangereuse. Si la tortue marine avale l'hameçon de telle sorte qu'il ne soit plus visible, les pêcheurs (parmi ceux qui ont été formés par des programmes de recherche) ont l'habitude de couper la ligne secondaire aussi près que possible de la bouche de la tortue en laissant l'hameçon et une partie de la ligne fixée à l'animal (Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Bolten *et al.*, 1994 ; Aguilar, 1995 ; Camiñas, 1995a).

Bien des récits sont disponibles sur ce point. En fait, suivre une tortue marine libérée ou prévoir son destin est réellement impossible. En particulier comme les pêcheurs ont l'habitude de couper la ligne de différentes façons, en laissant des morceaux de différentes longueurs, il est très difficile de vérifier la thèse selon laquelle un spécimen avec l'hameçon et une partie de la ligne à l'intérieur du corps, est gravement blessé. Quelques expérimentations, testées en Espagne, montrent que le pourcentage de mortalité des spécimens avec l'hameçon et la ligne insérés en eux, conservés et surveillés dans des bas-

sins, atteint 28,9% (Mas et Garcia, 1990 ; Aguilar *et al.*, 1995). Quelques autres expériences, au contraire, montrent que les animaux survivent rarement après avoir avalé l'hameçon de la palangre flottante, habituellement avec une partie de la branche (Bentivegna *et al.*, 1993 ; Bjorndal *et al.*, 1994).

Il semble, cependant, que cette espèce ait développé une certaine aptitude à endurer un hameçon (évidemment dans une partie non vitale) : certains spécimens ont été retrouvés avec plusieurs hameçons à l'intérieur (Argano *et al.*, 1992). De plus, des tortues marines marquées et relâchées encore avec un hameçon et une ligne, ont été recapturées parfois 11 années plus tard (Scaravelli, comm. pers.) par une autre palangre (ou une autre méthode de pêche) ou ont réussi à survivre dans un bassin durant plusieurs jours avant d'être relâchées (Aguilar *et al.*, 1995). Il y a enfin plusieurs exemples où quelques caouannes ont été capables d'expulser spontanément, par le cloaque, l'hameçon avec la ligne de nylon attachée (Mas et Garcia, 1990 ; Scaravelli, comm. pers.).

2.1.5. La taille des spécimens capturés

Nous ne connaissons pas, jusqu'à présent, les différents comportements vis-à-vis de l'hameçon avec l'appât, en fonction de la dimension du spécimen. La seule limite aux captures concerne les spécimens dont les tailles sont inférieures à 27 cm (Longueur Courbe Standard de la Carapace) ce qui, selon les données publiées, semble être la plus faible taille-limite impliquée dans cette méthode de pêche à la fois en Italie (Argano *et al.*, 1992) et en Espagne (Aguilar *et al.*, 1995). Cette limite est due :

- premièrement, à l'incompatibilité entre la dimension des gros hameçons utilisés par cette méthode et la petite taille de la bouche des tortues (ce qui est confirmé aussi en comparant les poids moyens des spécimens capturés par des hameçons à espadon et ceux, plus petits, utilisés pour le germon (De Metrio *et al.*, 1983 ; respectivement tableaux 3 et 4)) ;
- deuxièmement, au comportement des tortues marines durant les premières années de leur vie, quand elles semblent disparaître puis reparassent près des rivages, deux ou trois années après.

Le grand nombre des spécimens jeunes et sub-adultes capturés par la palangre (De Metrio *et al.*, 1983 ; Aguilar *et al.*, 1995) semble suivre une courbe de distribution en forme de cloche, quand on les analyse par classes de tailles (Panou *et al.*, 1992 ; Argano *et al.*, 1992). En se basant sur la dimension de l'hameçon, ce paramètre a une implication importante dans l'écologie de l'espèce, car il semble démontrer que la population

comprise entre 27 et 50 cm (Longueur Courbe Standard de la Carapace) soit capturée proportionnellement à sa taille. La partie descendante de la courbe devrait être assez représentative des tailles des spécimens présents dans cette région. En fait, tous les spécimens de cette classe de taille ont probablement un comportement benthique et sont donc supposés avoir la même probabilité de rencontrer un hameçon.

Le pourcentage insignifiant de captures relatif aux adultes (De Metrio *et al.*, 1983 ; Argano *et al.*, 1992 ; Aguilar *et al.*, 1995), même dans les zones très proches des plus importants sites de reproduction (Panou *et al.*, 1994), semble confirmer que seul un faible pourcentage de reproducteurs soit présent dans la population. Cependant, le nombre d'adultes est peut être sous-estimé parce que, habituellement, les pêcheurs ne récupèrent pas les plus grands spécimens, qui posent des problèmes à bord, si bien que les chercheurs n'ont pas de spécimens à leur disposition (Argano *et al.*, 1992). Alternativement, ces résultats pourraient refléter une différence possible dans le comportement des spécimens au cours de la phase reproductive.

Par conséquent, la palangre flottante paraît être une méthode sélective corrélée à la dimension des spécimens, car elle permet d'attraper une plus grande proportion d'individus de grande taille (> 50 cm) que de spécimens de petite taille.

2.1.6. Le sex-ratio des spécimens capturés

Très peu de données ont été recueillies à propos de ce paramètre. La difficulté principale rencontrée par les pêcheurs (ainsi que par les observateurs à bord) est de distinguer le sexe des immatures (voir par exemple Wibbels *et al.*, 1987). Les seules données disponibles concernent 13 spécimens adultes (7 mâles et 6 femelles) rapportées par Panou *et al.* (1992) et 3 spécimens adultes (1 mâle et 2 femelles) publiées par Panou *et al.* en 1994. Une analyse préliminaire relative aux sub-adultes (Casale et Gerosa, données non publiées) ne montre pas de sex-ratio anormal.

2.1.7. Les périodes de capture

En mer Méditerranée, le plus grand nombre de captures dues à cette méthode de pêche est concentré dans la période entre juin et août (De Metrio *et al.* 1983 ; Camiñas, 1988 ; Argano *et al.*, 1992 ; Camiñas *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Camiñas & de la Serna, 1995).

Pour les mois de mai et septembre, seulement quelques travaux les identifient comme étant des mois enregistrant un taux élevé de captures et les résultats divergent selon les auteurs (De Metrio *et al.*, 1983 ; Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Camiñas et de la Serna, 1995).

Le nombre élevé de spécimens capturés dans la période sus-indiquée peut être expliqué par le fait que l'effort de pêche en Méditerranée atteint son sommet entre mai et septembre, quand les conditions météorologiques sont les plus favorables (Camiñas & de la Serna, 1995). Cependant, certaines données montrent que la capture accidentelle de *Caretta caretta* s'étale sur les autres mois, mais le CPUE (taux de capture par unité d'effort) diminue considérablement durant la période octobre-avril dans les mêmes localités et avec les mêmes méthodes (Camiñas & de la Serna, 1995). Ces dernières données, ainsi qu'une analyse rigoureuse réalisée par Camiñas & de la Serna (1995), semblent confirmer l'hypothèse selon laquelle la population méditerranéenne de caouannes effectue des migrations saisonnières à l'intérieur du bassin méditerranéen (Margaritoulis, 1988 ; Laurent *et al.*, 1990).

2.2. LA PALANGRE DE FOND

Les données concernant cette méthode de pêche sont très rares. Les différences entre la palangre de fond et celle de surface (décrite ci-dessus) sont considérables. D'abord, la ligne principale est à quelques centimètres du fond, grâce à des poids (lests) placés tout au long de la ligne. Ensuite, le type d'hameçon (généralement beaucoup plus petit), le type d'appât (généralement des tranches d'anchois) et les espèces cibles (poissons benthiques) ne sont pas les mêmes.

Le taux de capture des tortues marines par cette méthode de pêche (en particulier *Caretta caretta*, étant donné le type d'appât utilisé) est inconnu. La nocivité de la palangre de fond dépend largement de la profondeur à laquelle elle est placée. Son emploi à une profondeur de 200 à 700 m (Bolten *et al.*, 1994) ne devrait pas poser de problèmes. Cependant, il existe en Italie des cas qui indiquent que cette méthode est utilisée dans des profondeurs beaucoup plus faibles, ce qui entraîne de nombreuses captures de tortues marines (Gerosa et Casale, données non publiées). Un autre problème pourrait concerner l'opportunité de l'utilisation du terme "palangre" pour désigner les deux méthodes de pêche qui devraient requérir un traitement indépendant, compte tenu des différences considérables qui les séparent.

Si l'on examine le taux de mortalité, il semble affecter, en particulier, des sub-adultes (immatures), car il apparaît que les spécimens de plus grandes tailles sont capables de relever la ligne principale avec ses charges jusqu'à la surface pour respirer (Gerosa et Casale, données non publiées).

3. LE CHALUT

Le chalut consiste en un filet ayant approximativement la forme d'un tronc de cône, dont la plus petite base est fermée par un sac, tandis que la plus grande est maintenue ouverte par une barre ou des panneaux placés aux extrémités latérales.

Habituellement, la dimension des mailles du filet diminue graduellement de l'ouverture jusqu'au sac terminal. Le filet est chaluté par un ou plusieurs navires. C'est un moyen de pêche "actif" car il capture tous les animaux le long de son trajet en les convoyant dans le sac terminal. Les types de chalut - quoiqu'ils soient nombreux - peuvent être classés en deux grandes catégories selon qu'ils travaillent en contact avec le fond de la mer ou non : le chalut benthique et le chalut pélagique (voir Nédélec et Prado, 1990).

Concernant les tortues marines, l'impact principal est dû au chalut benthique, quand il opère dans des eaux qui ne sont pas très profondes fréquentées par ces animaux. Si cette méthode capture toutes les espèces, elle semble toucher dans une moindre mesure les espèces *Eretmochelys imbricata* et *Dermochelys coriacea* (Hillestad *et al.*, 1982). Le chalut de fond est utilisé pour pêcher les crevettes ou les poissons de fond. Bien qu'en général son fonctionnement reste essentiellement le même, la structure détaillée de cet outil présente beaucoup de variations d'un pays à l'autre, en raison à la fois des innovations autonomes traditionnellement conservées et des différentes sortes de cibles. Il peut y avoir par exemple, des différences dans l'asymétrie entre les parties supérieure et inférieure du filet, bien que la partie inférieure soit plus longue dans la plupart des cas, ce qui rend, dans la dynamique du chalut, l'adhérence au fond plus facile, afin d'accroître l'efficacité de capture quand l'espèce cible est un poisson de fond.

Les proportions entre la longueur et largeur du filet peuvent varier dans deux sens, vertical et horizontal. Le filet peut être joint aux panneaux soit avec des cordes, soit directement. Les panneaux peuvent être fixés au bateau, soit au moyen de cordes séparées (dans ce cas le filet est remorqué par un ou deux bateaux) soit par une seule corde bifurquée (un bateau peut alors remorquer plus d'un filet). En particulier, le chalut de fond pour les crevettes aux USA est directement relié aux panneaux et remorqué par une seule corde (Ferretti, 1983). Le chalut benthique employé en Turquie a une ouverture de 0,75-1 m de haut ; il est remorqué à la vitesse maximale de 1,5-2 miles/h (références in Oruç *et al.*, 1996). En Tunisie, l'ouverture a 1-2 m de haut et 15 m de large (Laurent et Lescure, 1992).

Il a été estimé que le nombre de tortues marines tuées par cette méthode de pêche est plus grand que celui induit par tous les autres impacts anthropiques confondus

(Conseil National de la Recherche, 1990 in Lutcavage *et al.*, 1997). La raison d'un tel impact est double : d'une part, l'effort de pêche réalisé par cette méthode est considérable ; d'autre part, le taux de mortalité qui a été remarqué est élevé.

3.1. LA CAPTURE

3.1.1. La profondeur

Plus la densité de la population des tortues marines dans la zone d'opération est élevée, plus l'impact des captures lié à cette méthode est, évidemment, grand. En se référant aux portions des côtes fréquentées par les tortues marines, la densité de la population augmente avec la diminution de la profondeur du fond de la mer. En fait, *Caretta caretta* et *Chelonia mydas* fréquentent surtout des fonds de moins de 50 m, et plus rarement des milieux plus profonds (les records connus sont de 233 m pour *Caretta caretta* et 110 m pour *Chelonia mydas* ; revue par Lutcavage et Lutz (1997). On doit s'attendre à ce que le chalut de fond ait des taux de capture différents selon la profondeur à laquelle il travaille. Par exemple, Epperly *et al.* (1995) rapportent que dans la Caroline du Sud le rapport captures / effort de pêche est plus élevé dans des eaux superficielles (avec un effort de pêche exercé entre 6 et 98 m, les captures interviennent entre 9 et 34 m), avec un maximum dans des fonds de moins de 20 m. A Oman, Hare (1991) a remarqué une incidence de capture plus élevée dans des fonds faibles. Caillouet *et al.* (1991) trouvent une relation significative entre l'effort de pêche sur des fonds de moins de 30 m et les prises des tortues marines, dans le Golfe du Mexique. En Tunisie, la plupart des tortues marines sont capturées par le chalut à des profondeurs de moins de 50 m (Bradai, 1994).

3.1.2. La taille des tortues marines

En raison de ses caractéristiques, le chalut de fond capture les spécimens qui ont effectué ou sont sur le point d'effectuer leur transition entre la phase pélagique et la phase benthique. A cause de cela, les spécimens au-dessous d'une certaine dimension ne sont pas capturés : 48,7 cm (Géorgie, USA ; Kontos et Webster, 1985), 48 cm (Caroline du Nord, USA ; Epperly *et al.*, 1995), 32,3 cm (Tunisie ; Laurent *et al.*, 1996), 49,4 cm (Egypte ; Laurent *et al.*, 1996), 34,5 cm (France ; Laurent, 1996) (*Caretta caretta* ; SCCL). Il s'ensuit que la distribution, en forme de cloche, des fréquences des tailles des spécimens capturés (par exemple Epperly *et al.*, 1995), est probablement due au faible nombre de spécimens de petite taille qui sont effectivement présents dans la population benthique (phase de transition).

3.2. LA MORTALITE

La mortalité causée par le chalut est due à la fois au stress physique exercé sur l'animal par les tonnes de captures à l'intérieur du filet (par exemple Hare, 1991) et, principalement, à l'apnée forcée à laquelle les spécimens capturés dans le filet sont soumis, du fait que le filet reste immergé même pendant plusieurs heures. Les spécimens peuvent être retrouvés vivants, morts ou dans le coma. Dans ce derniers cas, si les tortues marines ne sont pas reconnues comme étant dans le coma et sont considérées comme mortes et rejetées à la mer, elles mourront. Par contre, si elles sont traitées avec des techniques de réanimation (Stabenau *et al.*, 1993) elles peuvent souvent survivre.

Le taux de mortalité est lié à trois paramètres opérationnels : la durée de chalutage, l'intensité de l'effort de pêche dans une zone donnée et la température de l'eau.

3.2.1. La durée du chalutage

Une relation étroite a été relevée entre la durée du chalutage et la mortalité, du fait que les chaluts travaillent pendant des intervalles de temps qui comprennent la durée de tolérance d'apnée des tortues. Henwood et Stunz (1987) rapportent une mortalité < 1% dans une marge de 60 minutes, mais qui augmente rapidement ensuite. En appliquant la relation établie par ces auteurs aux durées connues du chalutage en Méditerranée (Tableau 2), le taux de mortalité varierait de 16% à 28% en moyenne, et de < 1% à 42% comme valeurs extrêmes.

Chez les spécimens capturés par le chalut, Stabenau *et al.* (1991) ont mis en évidence une acidose considérablement plus élevée que celle qui a été notée pour des mêmes durées d'apnée forcée en captivité. Cela laisse supposer que des facteurs supplémentaires sont impliqués dans la capture par le chalut. En fait, la vitesse changeante du filet, qui peut être aussi plus élevée que la vitesse maximale qu'un individu capturé peut atteindre, les force à une nage vigoureuse, liée également à la réaction de fuite (Stabenau *et al.*, 1991). Lutz et Dunbar-Cooper (1987) signalent que les spécimens de *Caretta caretta*, capturés par le chalut, montrent une concentration d'acide lactique 10 à 80 fois plus élevée que les spécimens maintenus en captivité. Selon les taux de récupération observés, 20 h au minimum seraient nécessaires pour restaurer les conditions de régularisation en supposant un taux de récupération constant, mais cette période peut être plus longue d'autant que le taux de récupération reste dépendant de la concentration (Lutz et Dunbar-Cooper, 1987). Cependant, chez les tortues marines, on ignore si le dépassement de la capacité aérobie est un phénomène normal ou non durant l'apnée intentionnelle (Stabenau *et al.*, 1991).

3.2.2. L'intensité de l'effort de pêche

Le temps très long de récupération supposé (voir § 3.2.1.), peut conduire à une vulnérabilité plus élevée des spécimens soumis à des prises multiples. La proportion élevée de tortues marines trouvées dans un état comateux dans des zones d'intense activité de pêche a été imputée à ce fait (Epperly *et al.*, 1995).

3.2.3. La température de l'eau

Etant donné que la consommation d'oxygène augmente avec l'élévation de la température (Lutz *et al.*, 1989), il est vraisemblable que le temps maximum d'apnée diminue quand la température de l'eau s'élève. En fait, il a été remarqué que la fréquence d'émergence de *Caretta caretta* est plus élevée en été qu'en hiver (Renaud et Carpenter, 1994). Il s'en suit que la durée du chalutage ne peut pas être considérée indépendante de la température pour déterminer le niveau d'impact. Par exemple, Wibbels (1989) rapporte une forte mortalité (45,4%) liée à de courtes durées de chalutage (30-105 minutes) et la relie à la température de l'eau de la mer où les activités de pêche ont été effectuées (Juin, en Floride).

3.3. L'IMPACT DU CHALUT SUR LES TORTUES MARINES MEDITERRANEENNES

Il y a plusieurs données sur les interactions chalutage - tortues marines, en mer Méditerranée ; la plupart d'entre elles concernent le Bassin Oriental (Tableau 2). Un fort impact des captures semble s'exercer en Tunisie, Egypte, Turquie, Grèce et dans le bassin Slovénie-Croatie-Yougoslavie.

Cependant, les données disponibles sur la mortalité donnent à penser qu'un nombre assez bas de décès sont causés par cette méthode (Tableau. 2). En conséquence, il semble qu'en Méditerranée le chalut ait un impact modéré sur les populations de tortues marines si on le compare aux autres causes de mortalité - comme la mortalité indirecte (voir chapitre 5) et à d'autres engins de pêche - (Laurent *et al.*, 1996), contrairement à ce qui se produit dans d'autres zones géographiques (voir par exemple, Henwood et Stunz, 1987).

Cette différence peut être expliquée par la durée plus courte du chalutage en Méditerranée et par les faibles températures relevées lors des périodes de capture (voir par exemple, Laurent et Lescure, 1994) (voir § 3.2.3.). Cependant, les données sur les durées de chalutage disponibles (Tableau 2) peuvent être comparées avec celles corres-

pondant à des taux élevés de mortalité enregistrés aux USA (Henwood et Stunz, 1987) (voir § 3.2.1.). L'influence de la température sur le métabolisme semble la plus probable (voir § 3.2.3.) ; en effet, la plupart des estimations de la mortalité en Méditerranée concernent les périodes hivernales (Tableau 2).

Epperly *et al.* (1995) relatent des cas de tortues marines mortes ou dans un état comateux trouvées dans des eaux (Caroline du Nord) de 18E C maximum, comparables à celles d'environ 17E C relevées en Tunisie (Golfe de Gabès) par Laurent et Lescure (1994), où la totalité des 15 spécimens capturés pendant des temps supérieurs à 1 heure 30 ont été relâchés en bon état physique. En dépit des faibles températures, un groupe mixte de 16 *Caretta caretta* et de 14 *Lepidochelys kempfi* présente 5 spécimens morts ou dans un état comateux (16,6%) avec des durées de chalutage inférieures à 1 heure en Caroline du Nord; cela a été imputé, par les auteurs, à des captures multiples (voir § 3.2.2.).

En tout état de cause, un autre facteur pourrait contribuer à la faible mortalité relevée en Méditerranée. La singularité des échantillons méditerranéens est représentée essentiellement par la constance de spécimens de grandes dimensions : les tortues marines de plus de 70 cm de longueur représentent 73,3% de l'échantillon tunisien (n= 15 ; *Caretta caretta* ; Laurent et Lescure, 1994), 84% de l'échantillon grec (n= 38 ; *Caretta caretta* ; Margaritoulis *et al.*, 1992), 52,9% (n= 17) et 40% (n= 30) (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* respectivement ; Oruç *et al.*, 1996 ; d'après leurs longueurs approximatives), 71,4% (n= 7) et 25,6% (n= 39) (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* respectivement ; Oruç *et al.*, 1997 ; TCCL) de l'échantillon turc (voir également Laurent *et al.* (1996) pour une revue synthétique concernant les tailles). Au contraire, ce pourcentage était seulement de 13,7% pour le groupe de Caroline du Nord. On dispose effectivement d'indications selon lesquelles l'endurance à l'apnée forcée par le chalut augmente avec l'accroissement de la taille (Hillestad *et al.*, 1982).

Il en ressort que la faible mortalité remarquée dans les échantillons méditerranéens pourrait être le résultat des basses températures associées à une forte proportion de spécimens de grande taille ; le faible nombre de spécimens observés directement, ne permet pas une estimation rigoureuse de la mortalité hivernale des spécimens de plus petite taille. De plus, les activités de chalutage sont effectuées, également, en été, quand les fortes températures peuvent réduire considérablement l'endurance à l'apnée (Wibbels, 1989) en Tunisie (Bradai, 1992), en Egypte et Turquie (Laurent *et al.*, 1996), et en Italie (Gerosa, données non publiées), pays pour lesquels il n'y a pas d'estimations fiables de mortalité. On dispose de l'indication qu'une mortalité relativement élevée a été enregis-

trée, en été, le long des côtes de la Corse et en France continentale (Tableau 2) où les températures estivales restent toutefois plus basses que celles du Golfe de Gabès et de la plupart des eaux égyptiennes et du sud-est de la Turquie (NOAA, site web), et où la plupart des spécimens sont de petite taille (France continentale ; Laurent, 1991). En Egypte, certains pêcheurs enquêtés ont laissé supposer l'existence d'une mortalité élevée (10% ; Tableau 2). Il doit être noté que dans ces régions (Golfe de Gabès et Bassin Levantin) la température de surface, en été, est plus haute qu'en juin à Cap Canaveral (en Floride) (NOAA, site web) où Wibbels (1989) a relevé une forte mortalité (45,4%) même chez des spécimens de grande taille, avec une durée minimale de 75 minutes de chalutage.

En conclusion, bien qu'en Tunisie les captures estivales semblent être inférieures aux captures hivernales (Laurent *et al.*, 1990 ; Bradai, 1992), dans cette région et dans d'autres (spécialement dans le Bassin Levantin), une éventuelle mortalité plus élevée due aux températures plus hautes pourrait provoquer un nombre de morts supérieur ou égal à celui résultant des activités de pêche hivernales.

Il n'y a aucun doute que les activités de pêche sur des fonds marins de moins de 50 m (Tableau 2) contribuent largement aux taux élevés de capture enregistrés. De plus, si ces spécimens de plus petites tailles préfèrent des fonds moins profonds, à cause de leur plus basse endurance à l'apnée, un taux plus élevé de mortalité peut résulter de la pêche dans ces zones. Le fait que dans le sud-est de la Turquie, les chalutiers se déplacent des fonds profonds pendant les mois froids vers des fonds moins profonds pendant les mois chauds (Oruç *et al.*, 1996) est inquiétant.

Pays	Cible	Période	Durée de chalutage (min) moyenne (SD; intervalle; N) ou intervalle	Profondeur de travail (m)	Profondeur de capture (m)	Espèces	Mortalité (N)	Méthode	Nombre de Captures/an	Référence
Algérie		Pas en été		0-100		<i>Caretta caretta</i>	"basse"	enquête	faible (200)	Laurent, 1990
Egypte		Toute l'année	186 (52.2; 60-240; 20)			C.c., C.m., D.c.	1-10% (?)	enquête	élevé	Laurent <i>et al.</i> , 1996
France c.		Été			20-80	<i>Caretta caretta</i>	3.3% (92)	enquête	faible	Laurent, 1991
Corse		Fev-Sep				<i>Caretta caretta</i>	3.7% (27)	enquête		Delaugere, 1987
Grèce		Oct '89-Mai '90		36-270		C.c., C.m.		observation	élevé	Margantoulis <i>et al.</i> , 1992
Slovénie + Croatie + Yougoslavie	poisson	Nov-Mai				<i>Caretta caretta</i> ? "basse" (C.m.?)		enquête	2500	Iazar and Tvrtkovic, 1995
Tunisie	Poisson	Jan-Fev 1990			29-42	<i>Caretta caretta</i>	0% (15)	obs. + enq		Laurent et Lesauze, 1994
	Poisson crevette	Mai-Juil/Oct-Dec	90-120		<50			?		Laurent et Lesauze, 1994
								?	2000-2500	Bradai, 1992
									4500-5000	Laurent <i>et al.</i> , 1990
Turquie		Jan-Fev 1995	163 (32.2; 90-195; 8)	130		<i>Caretta caretta</i>	0% (1)	observation	élevé	Laurent <i>et al.</i> , 1996
		Jan-Fev 1995	117 (37.5; 45-180; 12)	70				observation		Laurent <i>et al.</i> , 1996
		Toute l'année	180 (35.4; 60-270; 22)			C.c., C.m., D.c.	0% (?)	enquête		Laurent <i>et al.</i> , 1996
		hiver			20-70			enquête		Laurent <i>et al.</i> , 1996
		Oct-Mai 1995			0->100		1.6% (186)	enquête		Oruç <i>et al.</i> , 1996

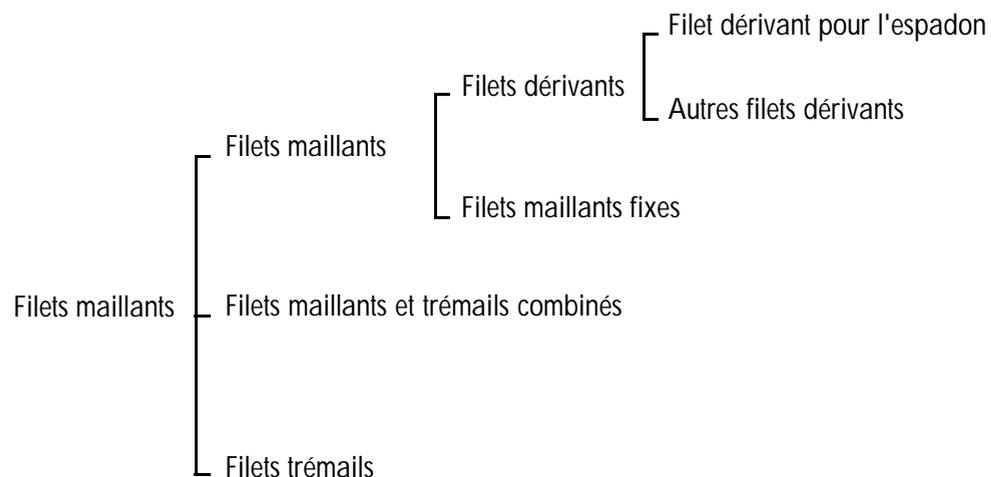
Tab. 2 - Le Chalut

4. LES FILETS MAILLANTS

Les filets maillants sont les plus connus, les plus fonctionnels et les plus anciens filets de pêche (Ferretti, 1983). Ils ont été employés pendant plusieurs années dans la plupart des zones côtières, aussi bien comme engin industriel, artisanal ou même récréatif (outil de sport).

Quand des méthodes plus productives (comme les chaluts ou les filets tournants) sont apparues, les filets droits ont connu une réduction drastique de leur emploi, jusqu'à ce que les cordages synthétiques viennent remplacer les cordages naturels leur redonnant de nouveau une valeur compétitive. En fait, les pêcheurs étaient conscients du nombre de zones inexploitées (comme celles des fonds rocheux ou très proches de la côte, qui sont inadaptées au chalutage), où ils pourraient capturer des poissons de valeur. De plus, cet engin peut être employé avec toute sorte de bateau de faible coût, outre qu'il permet de pêcher de gros poissons dans d'excellentes conditions (Ferretti, 1983). C'est pour ces différentes raisons que le filet maillant est très employé aujourd'hui.

L'emploi local et traditionnel au cours des générations, associé à l'habileté des pêcheurs et à la plasticité de l'engin, permet de nombreuses variations qui sont très difficiles à classer. Nous pouvons adopter la classification de Nédélec et Prado (1990) et séparer pour des raisons de présentation, les filets dérivants pour l'espadon des autres filets. Ainsi, les filets maillants peuvent être regroupés dans les catégories suivantes :



Tous les engins signalés ci-dessus sont employés en Méditerranée, comme ils sont présents dans toutes les zones côtières du monde. Nous traiterons dans cette étude les différentes sortes de filets maillants ensemble. Les filets dérivants pour l'espadon, seront abordés à part, en raison des préoccupations qu'ils ont suscitées ces dernières années.

4.1. LES FILETS MAILLANTS

(à l'exception du filet dérivant pour l'espadon)

4.1.1. Les espèces cibles

Les filets maillants peuvent capturer presque toutes les espèces d'importance économique. Les pêcheurs, grâce à leur connaissance et à leur expérience personnelle des zones de pêche, sont capables de pêcher exactement l'espèce cible qu'ils veulent, en faisant varier le type ou la taille des mailles, la profondeur des lieux de pêche et la saison. La recherche d'une espèce particulière conduit les pêcheurs à modifier ces filets d'une façon plus ou moins importante, de telle sorte que nous avons des filets presque spécifiques pour chaque espèce de poisson, de mollusque ou de crustacé. En dépit de telles améliorations, il est difficile d'éviter la capture accidentelle d'espèces non cibles, y compris les tortues marines.

4.1.2. La méthode

Le filet maillant est un filet de pêche qui est placé verticalement de façon à former une barrière ou à découper des zones aquatiques, de façon à capturer les organismes marins qui tentent de le franchir (UNI, 1981). Une définition aussi claire cache, en fait, une très grande complexité. En effet, à la différence des autres engins, la caractéristique des filets droits est l'hétérogénéité. Comme indiqué ci-dessus, il n'est pas possible de standardiser une méthode d'emploi sans considérer tous les paramètres locaux (par exemple, la durée de séjour dans l'eau, le moment de la journée, la saison et les différences dans les caractéristiques de l'engin).

4.1.3. L'interaction avec les tortues marines

Les filets maillants pourraient être considérés comme un moyen de pêche passive : les tortues marines sont capturées par hasard, durant leurs déplacements. Cependant, Panou *et al.* (1992) rapportent que, selon des pêcheurs, les tortues marines essayent activement de se nourrir de poissons emprisonnés dans le filet trémal, provoquant des dommages à l'engin. Ces filets représenteraient, donc, un moyen de pêche active, car leurs prises peuvent être attractives pour les tortues marines, ce qui accroît la probabilité de leur capture.

La noyade est la raison principale de la mortalité des tortues marines induite par ces engins de pêche : les animaux, une fois emmêlés dans le filet, ne peuvent pas atteindre la surface pour respirer. Ainsi, il peut y avoir certaines différences dans la mortalité entre des filets posés sur le fond et ceux disposés près de la surface, ces derniers offrant aux tortues plus de possibilités d'émerger et de respirer.

Cependant, même si une tortue marine survit et est libérée, il peut y avoir encore une mortalité différée si le pêcheur ne libère pas la tortue de toutes les cordes du filet. Ce qui est sûr, c'est que ce matériel peut provoquer de sérieuses blessures et des nécroses.

Des rapports font état d'une mortalité élevée et d'un grand nombre de captures pour des filets à requins placés près des régions où les tortues marines sont présentes (Guinea et Chatto, 1992 ; Dudley et Cliff, 1993). En ce qui concerne la Méditerranée, Delaugerre (1987) relevait un taux de mortalité de 94,4% (n = 18) pour des spécimens de *Caretta caretta* capturés en Corse par des filets trémail placés à des profondeurs > 60 m (effort de pêche entre 8 et 110 m). En Tunisie, Bradai (1993) obtient un taux de mortalité de 5,2% (n = 58) induit par les filets trémail ; le même auteur (1992) mentionne deux spécimens de petite taille (8,8 et 10 cm environ). En France, une mortalité de 53,7% sur un échantillon de 149 tortues marines capturées à une profondeur inférieure à 50 m est signalée par Laurent (1991). Le taux de mortalité de spécimens marqués et ensuite recapturés par l'ensemble des filets maillants dans différents pays était de 73,7% (n = 19) (Argano *et al.*, 1992). En conséquence, le filet maillant semble être un engin de pêche très dangereux. Bien qu'un simple filet ait une faible probabilité de capturer une tortue marine, la diffusion de cet engin à proximité même des zones à haute densité en tortues marines, peut avoir un grand impact sur les populations.

4.2. LE FILET DERIVANT POUR L'ESPADON

La définition de filet maillant dérivant, ou simplement filet dérivant, s'applique à un filet qui est maintenu plus ou moins verticalement en pleine eau, au moyen d'une série de flotteurs, qui restent à la surface, et de poids qui sont accrochés à la partie inférieure du filet.

A la différence des autres filets, pour lesquels la description ci-dessus peut correspondre, on laisse ce système se déplacer librement sous l'action du courant marin et du vent. Avec d'autres types de filets, le filet dérivant peut être considéré parmi les plus simples et probablement les plus anciens engins de pêche (les premières données historiques remontent à 177 après Jésus Christ (en Grèce), correspondant à des filets déri-

vants faits de lin (Di Natale, 1993), ce qui laisse croire que cette technique s'est développée indépendamment dans des différentes parties du monde (Northridge, 1991).

4.2.1. Les problèmes du filet dérivant pour l'espadon

Bien que l'on pensait initialement, que ce type de filet était hautement sélectif, le problème des filets dérivants a été soulevé à la fin des années 80, en raison de l'accroissement des flottes de pêche et de l'allongement des filets par les pêcheurs japonais et taiwanais, qui commencèrent à pêcher le thon dans le Pacifique-sud en utilisant cette méthode de pêche. Après une déclaration adoptée à ce sujet en juillet 1989, une convention internationale (Wellington, Nouvelle Zélande, Novembre 1990) a prohibé l'utilisation des filets dérivants dans cette partie du Pacifique (Northridge, 1991).

Les plus importantes critiques portées à cette méthode de pêche se répartissent en différentes catégories :

1. la compétition inégale avec d'autres méthodes de pêche (voir Northridge, 1991) ;
2. la gêne causée au trafic maritime par les longs filets laissés à la dérive (Di Natale, 1993) ;
3. l'impact de ce type de filets sur les espèces non commercialisées ou protégées (parmi lesquelles les tortues marines).

En Méditerranée, les filets dérivants sont essentiellement employés par la pêcherie italienne pour capturer l'espadon. On signale aussi l'emploi de cette méthode par des bateaux taiwanais qui naviguent souvent dans les eaux méditerranéennes internationales (Northridge, 1991). Cette méthode de pêche s'est répandue rapidement dans les années 80, sous l'impulsion du gouvernement italien qui a encouragé les pêcheurs à employer les filets dérivants pour l'espadon au lieu de la palangre traditionnelle considérant le filet dérivant plus sélectif et moins dangereux pour l'environnement. En 1989, il y avait plus de 700 bateaux en Italie qui utilisaient des filets de 12 à 13 km de long (avec des maximums de 20 km et plus), avec des mailles de 180 à 400 mm et qui atteignaient une profondeur de 28 à 32 m (Northridge, 1991). Outre l'accroissement considérable des captures d'espadons, quelques études révèlent un nombre indéterminé de tortues marines qui ont été capturées, s'agissant à la fois de *Caretta caretta* et de *Dermochelys coriacea* (Northridge, 1991). D'autres pêcheries (comme en Algérie, au Maroc, en France, en Turquie, en Espagne (Northridge, 1991) et en Grèce (Panou *et al.* 1994)) ont adopté cette méthode, utilisant des filets beaucoup plus courts de 3 à 4 km pouvant aller jusqu'à 10 km.

L'emploi exagéré et l'allongement inconsidéré des filets (jusqu'à 60 km) commencent à inquiéter les différents gouvernements à cause de la pression excessive sur le stock des espèces cibles et le nombre de mammifères marins accidentellement capturés (Northridge, 1991). Cette nouvelle situation a forcé nombre d'Etats à prendre des mesures indépendamment (par exemple, en 1990 l'administration de la pêche en Espagne a interdit l'emploi des filets dérivants dans la mer d'Alboran (Camiñas, 1995b). Ensuite, la Communauté Européenne a promulgué une réglementation (345/92) en vertu de laquelle l'emploi des filets de plus que 2,5 km a été interdit.

Sous l'effet de diverses pressions, la plupart des Etats méditerranéens ont interdit le filet dérivant ou sont en train d'essayer de faire revenir les pêcheurs à d'autres méthodes de pêche considérées plus sélectives et moins nocives pour l'environnement.

4.2.2. Les interactions avec les tortues marines

Bien que cette méthode soit pratiquée depuis plus de quinze années, les données disponibles et les réflexions des experts sont encore très discordantes. Si pour les mammifères marins, il est certain que les captures accidentelles sont considérables, pour les tortues marines le nombre de captures dans cet engin est peu connu. Les données des recherches conduites en mer Tyrrhénienne et en mer de Ligurie par Di Natale (1995) indiquent en moyenne pour les années 1990/91 un CPUE de 0,005 caouannes/km de filet. Les cinq spécimens (appartenant tous à l'espèce *Caretta caretta*) qui ont été pris au cours des deux années de recherche, entre avril et septembre, par des observateurs à bord de 100 bateaux utilisant les filets dérivants, montrent un impact minime sur cette espèce, essentiellement parce qu'ils étaient tous relâchés vivants par les pêcheurs (Di Natale, 1995). Ces dernières données ont été aussi confirmées par Camiñas (1995b).

D'autres données décrivent une situation beaucoup plus inquiétante. De Metrio et Megalofonou (1988), qui ont recueilli des données rassemblées par des observateurs à bord et des pêcheurs fiables, estiment à 16.000 captures saisonnières par un petit groupe de 29 bateaux opérant près de la côte Ionienne de Calabre avec des filets atteignant 12 km de long, et établissent un taux de mortalité de 20 à 30%.

Comme le filet dérivant est essentiellement employé en pleine mer (loin des zones où la densité des tortues marines semble être élevée), il est raisonnable de croire que les captures sont généralement faibles. Concernant la discordance entre les deux études mentionnées ci-dessus, il est nécessaire de considérer que les deux zones présentent des densités de tortues marines très différentes (voir § 7). On doit encore ajouter que les très longs murs

de filets, qui semblent capturer les tortues marines essentiellement dans le 1/3 supérieur (Di Natale, 1995), pourraient être beaucoup plus dangereux s'ils sont placés sur les itinéraires de migration entre les aires d'alimentation et les zones de reproduction et vice versa.

Etant donné les lacunes considérables et les divergences de vue, il est encore impossible de quantifier exactement l'impact de cette méthode de pêche sur les tortues marines. Toutefois, l'orientation actuelle de la plupart des pays vers l'interdiction de l'emploi des filets dérivants, pas uniquement en Méditerranée, pourrait conduire à résoudre le problème de l'impact de cet engin sur les populations de tortues marines dans un futur proche.

5. LA MORTALITE INDIRECTE

Au moment du halage du filet les tortues marines sont généralement relâchés immédiatement parce qu'elles ne sont pas considérées comme commercialisables et leur transport constitue plutôt une gêne aux activités normales de pêche (les tortues peuvent se déplacer sur le bateau et mordre lorsqu'elles sont retournées sur le dos) ou parce qu'elles sont considérées comme un signe de malchance, comme c'est le cas dans certaines régions d'Italie (Gerosa, données non publiées) et en Albanie (Haxhiu et Uruci, 1998) ou encore - très rarement - parce que les tortues sont considérées comme espèces menacées d'extinction.

Malheureusement, par ignorance, quelques pêcheurs ont l'habitude de tuer les tortues qu'ils capturent. C'est le cas semble-t-il, de quelques pêcheurs grecs (spécialement ceux qui utilisent les filets maillants), si l'on juge des spécimens trouvés échoués (Margaritoulis, in litt.). C'est aussi le cas en Albanie où les spécimens pris sont tués et utilisés comme aliments pour les cochons et les poules (Haxhiu et Uruci, 1998). De plus, une capture accidentelle, indépendamment de la méthode utilisée et de la mortalité qui lui est directement associée, peut impliquer une mortalité de 100% si le pêcheur conserve l'animal pour son utilisation personnelle ou commerciale, au lieu de le relâcher.

Parfois, les tortues marines sont tuées et mangées à bord, surtout quand certains membres de l'équipage considèrent la tortue marine comme un met délicieux, ce qui est le cas pour certains équipages étrangers sur des bateaux grecs (Panou *et al.*, 1992) et italiens (Gerosa, données non publiées). Dans ce cas, le pourcentage de mortalité des tortues n'a jamais été estimé.

Dans certains pays méditerranéens, des traditions liées soit à la consommation du sang et de la viande des tortues marines (par exemple Laurent *et al.*, 1996) soit à l'usage ornemental de la carapace (Argano *et al.*, 1990 ; Panou *et al.*, 1992) conduisent les pêcheurs qui capturent accidentellement une tortue marine à ramener le spécimen au port afin de le vendre. Par exemple, en Egypte, on estime à plusieurs milliers le nombre de tortues marines qui sont tuées chaque année (Laurent *et al.*, 1996). Tant qu'il y aura une demande - qui probablement dépasse de loin l'offre - il existera toujours un marché noir qui tendra à augmenter la valeur du produit, permettant à certains pêcheurs d'ajouter un profit illégal à leur revenu, malgré les grands risques encourus. L'impossibilité de contrôler ce trafic, qui se

développe essentiellement dans l'ombre et principalement entre amis ou des personnes qui se connaissent, ne permet pas de quantifier l'étendue du phénomène et son importance.

Cependant, une expérience de 10 ans réalisée en Italie démontre qu'il est possible de restreindre le phénomène par des campagnes nationales de sensibilisation du public, avec des contacts directs entre chercheurs et pêcheurs (voir § 8.6), ou par des législations nationales pour la protection et avec des mesures coercitives prises par des organismes de contrôle (voir § 8.1).

6. LA FLOTTE DE PECHE MEDITERRANEENNE

Selon les données disponibles sur la flotte de chalutiers (Fig. 1), les zones concernées par un grand effort de pêche pourraient être : l'Adriatique (essentiellement par des pêcheries italiennes), la mer Tyrrhénienne (par des pêcheries italiennes), le sud du bassin occidental (par des pêcheries algériennes et espagnoles), le canal de Sicile et le Golfe de Gabès (par des pêcheries italiennes et tunisiennes), le sud du bassin oriental (par des pêcheries égyptiennes) et la mer Ionienne (par des pêcheries italiennes et grecques). La mer Egée et le nord-est du bassin méditerranéen subissent, vraisemblablement, un impact considérable induit par les pêcheries grecques et turques.

En ce qui concerne la palangre (Fig. 2), la mer Tyrrhénienne semble être la zone concernée par le plus grand effort de pêche, suivie par la mer Ionienne, l'Adriatique, et les côtes égyptiennes et libyennes. En dépit des lacunes et de leur rareté, ces données soulignent l'importance de la pêche italienne à la palangre.

Dans certains pays, la présence d'un grand nombre de bateaux de pêche avec des méthodes côtières/artisanales est mis en évidence par le nombre total de bateaux (Fig. 3). Les zones avec le plus grand nombre de bateaux actifs sont : la mer Egée et la mer Ionienne (essentiellement grecs), l'Adriatique (essentiellement croates), le Golfe de Gabès (tunisiens), la mer Tyrrhénienne, le sud-ouest du bassin méditerranéen (espagnols et algériens) et les côtes libyennes. Probablement, la plupart de ces bateaux utilisent des filets maillants, comme le laisse supposer la comparaison entre les figures 3 et 4. Sur la base des données disponibles, les zones les plus concernées pourraient être la mer Egée, la mer Tyrrhénienne, les côtes libyennes et la mer Ionienne. En outre, les filets maillants constituent le moyen le plus utilisé par la flotte tunisienne (Bradai, *in litt.*).

La comparaison entre le nombre de bateaux et le GRT (Gross Registered Tonnage) (Fig. 3 et 5), démontre que la mer Adriatique et le canal de Sicile sont concernés par un effort de pêche de la part des pêcheries italiennes, bien plus grand que celui que l'on peut déduire du seul nombre de bateaux.

7. LES ZONES FREQUENTEES PAR LES TORTUES MARINES

Les aires supposées à haute densité de tortues marines sont représentées sur la figure 6. Ce sont fondamentalement les aires présumées d'alimentation ; quelques-unes sont fréquentées seulement en été pour des raisons climatiques ; les autres en toutes saisons, qu'elles permettent ou non une vie active durant l'hiver. Probablement, beaucoup de tortues marines entreprennent des migrations saisonnières de façon à être dans des aires plus chaudes pendant l'hiver. Les adultes se lancent, également, dans des migrations pour atteindre les sites de nidification.

7.1. LES PLAGES DE PONTE

Les principaux sites de ponte sont situés en Grèce (*Caretta caretta* ; Margaritoulis *et al.*, 1995 ; Margaritoulis, sous presse), sur les côtes méditerranéennes de la Turquie (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* ; Baran et Kasperek, 1989 ; Gerosa *et al.*, 1995) et à Chypre (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* ; Demetropoulos et Hadjichristophorou, 1995 ; Broderick et Godley, 1996). Une étude récente laisse penser que la côte libyenne pourrait être une importante aire de nidification pour *Caretta caretta* (Laurent *et al.*, 1997).

7.2. LES ZONES D'HIVERNAGE

Le grand nombre de spécimens de *Caretta caretta* capturés en hiver dans le Golfe de Gabès (Tunisie, Laurent *et al.*, 1990 ; Bradai, 1992) et la présence de beaucoup de spécimens de grande taille durant l'hiver, sous-entend que cette région représente également une zone d'hivernage pour des spécimens qui fréquentent d'autres aires pendant l'été (Margaritoulis, 1988 ; Laurent et Lescure, 1994). Les mêmes conditions sont présentes dans le Péloponnèse méridional (Grèce), qui est fréquenté aussi par des immatures de *Chelonia mydas* (Margaritoulis *et al.*, 1992). De plus, les températures hivernales dans le Golfe de Gabès pourraient être assez hautes pour que les tortues marines conservent leur activité : Carr *et al.* (1980) enregistrent 15 °C maximum pour des spécimens inactifs et 18 °C pour des spécimens actifs. Laurent et Lescure (1994) indiquent qu'il y a une activité des spécimens capturés dans des eaux d'environ 17 °C et d'autres spécimens pris, dans la même période, s'alimentent. De même, en Turquie et en Egypte, la capture de spécimens de *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* et *Dermochelys coriacea*

semblent être continue durant toute l'année (Laurent *et al.*, 1996). Les hautes températures hivernales dans ces régions (NOAA, site web) font croire à un hivernage actif. Beaucoup de captures hivernales sont signalées dans la mer Adriatique (Lazar et Tvrtkovic, 1995) ; mais dans ces zones, probablement, les basses températures hivernales ne permettent pas aux tortues marines de rester actives.

7.3. LES AIRES D'ALIMENTATION

La plupart des zones d'hivernage mentionnées ci-dessus sont probablement, des fonds d'alimentation benthique hivernale (voir ci-dessus) même si elles peuvent être aussi des fonds d'alimentation benthique estivale : en Egypte et en Turquie (Laurent *et al.*, 1996), dans le Golfe de Gabès (Argano *et al.*, 1992 ; Gerosa et Casale, données non publiées) et en mer Adriatique (Argano *et al.*, 1992) certaines captures sont signalées durant l'été. Dans l'Adriatique et en mer Egée, certaines femelles adultes nidifiant en Grèce étaient observées (Margaritoulis, 1988). De plus, la partie septentrionale de la mer Ionienne (Argano *et al.*, 1992), le Golfe du Lion (Laurent, 1991 ; Laurent, 1996), les eaux corses (Delaugerre, 1987 ; Laurent, 1996) et la partie la plus occidentale de la Méditerranée (Iles Baléares, mer d'Alboran (Camiñas et de la Serna, 1995)) pourraient être des aires d'alimentation estivale, au moins pour les tortues marines immatures, cette dernière zone, en particulier, servant pour des spécimens en phase pélagique.

8. MESURES POSSIBLES POUR LA REDUCTION DE LA MORTALITE DES TORTUES MARINES INDUITE PAR LA PECHE

8.1. LA LEGISLATION PROTEGEANT LES ESPECES

Beaucoup de pays ont adhéré aux conventions internationales en vue de préserver ou d'empêcher le commerce international des tortues marines et leurs produits (revue par Salter, 1995) et ont adopté des lois nationales pour interdire la capture de ces animaux. Il s'agit d'une étape fondamentale en vue de la préservation de ces espèces et davantage encore pour des initiatives ultérieures : l'effet recherché est d'éliminer la demande des tortues marines par des marchés nationaux et internationaux, cause principale des captures intentionnelles et de la mortalité indirecte induite par des captures accidentelles (voir § 5) (Tab. 3).

Cependant, en aucune manière ce type d'intervention n'influence la mortalité directe due aux captures accidentelles qui, par définition, ne sont pas liées à la volonté des pêcheurs. Au contraire, la confusion induite par des expressions telles que "capture interdite" donne au pêcheur la constante impression de commettre un crime quand il capture ces animaux, ce qui rend plus difficile la mise en œuvre des campagnes de sensibilisation qui peuvent avoir un rôle important dans la réduction de la mortalité (voir § 8.6).

8.2. LA LIMITATION DE L'EFFORT DE PECHE

La réduction de l'effort de pêche est considérée comme la méthode la plus efficace pour conserver la totalité des peuplements marins (espèces-cibles et non-cibles), et elle est la plus répandue en Méditerranée, l'autre option basée sur le contrôle des quotas pour les espèces cibles n'étant pas un instrument optimal (Caddy et Oliver, 1996 ; Leonart et Recasens, 1996). Il a été remarqué que pour des engins particulièrement destructifs (les sennes côtières, les engins remorqués pour la pêche du corail, les explosifs...), l'interdiction ou la limitation de leur emploi peut donner de bons résultats, tels que la reconversion vers des engins plus sélectifs et ayant moins d'impact (Leonart et Recasens, 1996). De plus, la réduction de l'effort de pêche sur les stocks benthiques, en particulier par le chalutage côtier, représente une priorité principale en Méditerranée (Caddy et Oliver, 1996). Elle peut être obtenue en limitant le nombre de bateaux, leur puissance (tonnage) totale et individuelle, et le temps global de pêche (par exemple, interdiction pendant certains mois de l'année) (Leonart et Recasens, 1996).

La zone de pêche dans laquelle les réductions de l'effort sont appliquées est un facteur extrêmement important qui doit être pris en considération. En fait, dans la même zone de pêche, l'effort peut intervenir d'une façon non homogène, entraînant de toute manière, un impact insoutenable sur certaines aires. Par exemple en Turquie, en raison du manque de réductions appliquées aux différentes zones de pêche dans ce pays, l'effondrement de la pêcherie en mer Noire amènera probablement un changement de l'effort de pêche en Méditerranée (Caddy et Oliver, 1996). En Grèce, pour optimiser la réduction de l'effort de pêche, il a été pris en considération l'opportunité de répartir la flotte entre les différentes zones, par opposition au système de licence qui permet aux bateaux d'opérer partout dans les eaux territoriales nationales (GFCM, 1992). Evidemment, plus ces zones reflètent la réalité de l'environnement marin, plus les limitations seront efficaces pour conserver les ressources et limiter les prises accidentelles.

En relation avec cela, le libre accès à chaque zone de pêche dans la Communauté Européenne pour des bateaux des pays membres, à partir de la fin de 2002 (Commission Européenne, 1994) est un peu inquiétant. Dans ce domaine, les limitations dans des zones données sont encore la seule voie possible.

8.3. L'INTERDICTION DE LA PECHE DANS L'ESPACE ET DANS LE TEMPS

Comme souligné dans le paragraphe précédent, la solution optimale pour réduire l'effort de pêche est d'adapter cette mesure à l'écologie des espèces et aux habitats à protéger. Cela signifie des limitations géographiques et temporelles.

Sur le plan géographique, chaque pays protège les zones à proximité du rivage contre le chalutage afin de conserver les fonds marins et les nurseries (Leonart et Recasens, 1996), celles-ci étant habituellement les eaux de moins de 50 m de profondeur. Un autre type de protection consiste à créer des réserves marines, leur efficacité étant renforcée quand elles sont accompagnées par une réduction de l'effort de pêche dans les zones qui les bordent (Leonart et Recasens, 1996). Ces limitations côtières sont difficiles à faire respecter. Une solution drastique mais coûteuse consiste à protéger les herbiers de Posidonie du chalutage illégal, en plaçant sur le fond des obstacles qui endommagent les filets (Caddy et Oliver, 1996).

Les mesures de réduction dans le temps peuvent représenter une méthode efficace pour préserver les espèces au cours de la plus vulnérable phase de leur cycle de vie, même si, malheureusement, cette période est souvent choisie pour des raisons économiques plutôt que biologiques (Leonart et Recasens, 1996).

En ce qui concerne les tortues marines, il est nécessaire d'identifier les zones les plus fréquentées et de vérifier les variations saisonnières. En fait, dans certaines circonstances l'adoption de mesures de réduction totale ou saisonnière peut être opportune dans ces zones.

8.4. MODIFICATIONS DES ENGINES

D'une façon alternative ou complémentaire à la réduction de l'effort de pêche ou l'interdiction de la pêche, on peut étudier la possibilité de modifier l'outil afin d'améliorer la sélectivité et d'abaisser le taux de capture des tortues marines.

8.4.1. Le chalut

Une grande capture annexe est un problème général en relation avec le chalut, et qui va bien au-delà des tortues marines. L'accroissement de la sélectivité de cette méthode au moyen de techniques de réduction des prises annexes (ou BRD : Bycatch Reduction Devices) est d'un grand intérêt (Alverson *et al.*, 1994). Il existe en effet plusieurs types de BRD utilisés dans la pêche des crevettes, tels que la grille norvégienne et les TED des USA. Ces derniers ont été conçus pour répondre au besoin spécifique de réduire les captures accidentelles des tortues marines (TED : Turtle Excluder Device). Il a été remarqué, en effet, qu'ils peuvent améliorer l'efficacité de la méthode, en réduisant jusqu'à 50 à 70% la quantité de débris et d'autres prises annexes entrant dans le filet (Weber *et al.*, 1995 in Lutcavage *et al.*, 1997).

La fonction des TED est de dévier les tortues marines capturées vers une sortie particulière, avant qu'elles n'entrent dans le sac terminal en même temps que la prise. Les TED peuvent être subdivisés en deux catégories : les TED durs et les TED souples.

Les TED durs sont fondamentalement faits de grilles en acier, aluminium ou fibres de verre; ils sont placés à l'entrée du sac terminal, et leur angle de travail est un paramètre crucial pour leur efficacité (Mitchell *et al.*, 1995). Les différentes sortes de TED durs diffèrent essentiellement par la forme de la grille (voir Mitchell *et al.*, 1995). L'orifice de sortie, dont les dimensions doivent convenir au TED, peut être placé soit vers le haut soit vers le bas du filet. Selon les conditions de pêche, une position peut être plus favorable qu'une autre. De plus, quelques autres modifications du filet sont nécessaires pour assurer à la fois la fuite des tortues marines et l'efficacité de la pêche: elles portent sur l'ajout et la position correcte des différents flotteurs, des sangles, des entonnoirs accélérateurs et, dans certaines conditions, des sangles de friction ou de rouleaux d'entraînement (voir Mitchell *et al.*, 1995).

Les TED souples consistent en de grands panneaux flexibles. Ils sont plus difficiles à installer que les TED durs et leur efficacité, vis à vis des tortues marines et des prises, peut varier considérablement si leur installation ne s'accorde pas au type de filet et aux conditions de pêche (voir Mitchell *et al.*, 1995).

Le TED a été développé aux USA comme solution à la mortalité élevée des tortues marines induite par la pêche aux crevettes. En 1977, le service national des pêches maritimes (NMFS) a démarré un programme de recherche qui a conduit, en 1980, au premier TED fonctionnel (voir Christian et Harrington, 1987). Outre l'avantage d'éviter des captures de tortues, le TED semble accroître aussi l'efficacité de la pêche aux crevettes, de telle sorte qu'on a suggéré de changer son nom en "Trawler Efficiency Device" (Mrosovsky, 1982). Alors qu'au début, on a laissé l'emploi volontaire du TED par les pêcheurs (Oravetz, 1984), dès la fin des années 80, des législations de plus en plus strictes ont été nécessaires pour que le TED soit adopté (voir par exemple Oravetz, 1988; Donnelly et Weber, 1988 ; McDonald, 1990). Ceci est dû à la forte opposition des pêcheurs, qui se plaignaient de la perte supposée de crevettes et de la moindre efficacité du rendement du bateau liée à la présence du TED (McDonald, 1990). Il n'y a pas de doute que le l'installation du TED implique un plus grand effort de gestion pour les pêcheurs et la modification d'un engin d'emploi traditionnel et enraciné.

Récemment, au Mexique aussi, sous la pression des USA, l'emploi du TED est devenu obligatoire dans le Golfe de Mexique et les Caraïbes (Olguin *et al.*, 1996) et plusieurs pays d'Amérique adopteront probablement le TED dans un avenir proche (Somma, 1996 ; Frazier, 1997). L'intérêt pour le TED a été manifesté par d'autres pays dans le monde (Oravetz, 1984; Rao, 1984 ; Wamukoya, 1996).

Bien qu'il y ait certaines indications qui laissent penser que l'emploi du TED a diminué les échouages (jusqu'à 90%, Maley, 1995 ; 44%, Crowder *et al.*, 1995), dans d'autres cas les échouages causés par l'interaction avec le chalut ne semblent pas avoir été arrêtés (Shoop, 1991) ni variés (Caillouet *et al.*, 1996; Armstrong et Ruckdeschel, 1996) depuis l'emploi du TED. L'installation incorrecte, l'utilisation des filets sans TED et des brèches dans la loi sont les raisons probables de ce phénomène (Caillouet *et al.*, 1996).

A part une exclusion presque totale des tortues marines (Christian et Harrington, 1987), le TED a aussi une fonction importante en réduisant considérablement les autres prises annexes (Christian et Harrington, 1987 ; Olguin *et al.*, 1996). Pour cette raison, l'importance du TED va bien au-delà de la simple préservation des tortues marines, et entre dans le domaine plus large de la protection de l'environnement marin.

Sa sélectivité étant basée sur les dimensions, le TED est malheureusement difficile à appliquer quand l'espèce cible est un poisson - de plus grandes dimensions - au lieu des crevettes. Si un TED spécifique a bien été conçu pour la pêche estivale de *Paralichthys dentatus* (Mitchell *et al.*, 1995), son application fonctionnelle actuelle concerne surtout les chalutiers de crevettes. Cette limitation rend difficile toute application du TED dans des zones, telles que la Méditerranée, où la plupart des activités du chalutage ne sont pas dirigées vers les crevettes comme espèce cible (Laurent *et al.*, 1996). En fait, dans les pays méditerranéens, seulement la Tunisie et, à moindre échelle, l'Algérie et l'Espagne ont des crevettiers (FAO, 1997).

En tant que compromis entre les activités de la pêche et la conservation, l'utilisation possible et l'adaptation aux différentes exigences du TED (et des BRD en général) pourraient permettre une exploitation durable des ressources marines dans l'avenir. En ce qui concerne les tortues marines, la seule alternative possible est l'interdiction de la pêche dans certaines zones et en certaines saisons (voir § 8.3.).

8.4.2. La palangre

Compte tenu de la simplicité de cet engin, il est très difficile d'introduire des changements qui excluent les tortues marines mais pas l'espèce cible. Bien qu'à présent il semble que le problème ne soit pas facile à surmonter, des financements devraient être réservés à l'étude du comportement des tortues marines, avant et après qu'elles mordent l'hameçon, et l'interaction dynamique de l'hameçon avec l'anatomie et la physiologie des tortues marines. En fait, jusqu'à présent très peu de travaux ont traité d'un tel sujet. Une approche, qui n'a pas été suffisamment testée, est basée sur l'ajout des composants à l'hameçon (White, 1994). Vu l'importance de l'impact de cet engin de pêche sur les tortues marines (voir § 2.1.6. et § 2.2.) Il est à espérer que de telles études seront bientôt entreprises dans la direction mentionnée ci-dessus ou dans d'autres directions.

8.5. L'UTILISATION DES ENGINES

La mortalité des tortues marines induite par le chalut dépend essentiellement de la durée du chalutage (voir § 3.2.1.). Pour cette raison, quand le TED n'est pas utilisé, la limitation de la durée du chalutage pourrait considérablement réduire le taux de mortalité. Pareilles limitations furent adoptées aux USA (Anonyme, 1986 ; Oravetz et Watson, 1988 ; Wibbels, 1989). Le Conseil National de la Recherche (1990 in Epperly *et al.*, 1995) recommande une durée maximale de 60 minutes en contact avec le fond dans des eaux froides.

Etant donné que les engins abandonnés ou perdus ("engins fantômes", particulièrement les filets) continuent à effectuer des prises inutiles (Lutcavage *et al.*, 1997), la gestion correcte des engins devrait être développée, en priorité pour réduire ce facteur de mortalité, comme le recommande le "code de bonne conduite des pêcheries responsables" (FAO, 1995).

8.6. LA SENSIBILISATION DES PECHEURS

Comme il ressort des chapitres précédents, la formation des pêcheurs professionnels est sûrement d'une importance capitale dans les programmes de conservation et de protection des tortues marines. Ce genre de travail, souvent non compris par l'opinion publique - qui tend à blâmer les pêcheurs pour les problèmes de la mer - fournit un contact constant et direct avec aussi bien la mer que ses habitants. La sensibilité manifestée par cette catégorie en diverses occasions (Cocco *et al.*, 1988 ; Argano *et al.*, 1990) et les informations précieuses mises à la disposition des chercheurs (Argano, 1979 ; Argano et Baldari, 1983 ; Delaugerre, 1987 ; Laurent, 1990 ; Laurent, 1991 ; Argano *et al.*, 1992 ; Bradai, 1993 ; Lazar et Tvrtkovic, 1995 ; Laurent *et al.*, 1996 ; Oruç *et al.*, 1996) obligent chaque programme concernant l'interaction entre des méthodes de pêche et les tortues marines à prendre en considération une collaboration avec cette catégorie.

Les opportunités liées à une implication directe des pêcheurs peuvent être résumées ainsi:

- Fournir des données à la recherche :

Grâce à des enquêtes, il est possible de recueillir des données liées aux taux de mortalité et de capture par toutes les méthodes de pêche. A ce sujet, il doit être précisé que des termes comme "faible" ou "rare" sont abusivement utilisés, car ils ne correspondent pas toujours aux termes qui auraient été employés par les chercheurs dans ce cas précis. Par exemple, un taux de mortalité de 10 % pourrait être considéré comme "faible" par des pêcheurs, tandis qu'il peut être jugé comme un pourcentage inquiétant par celui qui est concerné par la protection des tortues marines. Il est toujours préférable de préparer ces campagnes (basées sur des enquêtes auprès des pêcheurs) en intégrant des questions qui fournissent des réponses quantifiables au lieu d'adjectifs. Les données peuvent être facilement recueillies directement à bord par des pêcheurs ayant reçu une formation adéquate.

- Accepter des observateurs à bord :

Les meilleurs résultats relatifs à la collecte de données sur l'interaction entre les méthodes de pêche et les tortues marines ont été obtenus en embarquant des observateurs spécialisés à bord des chalutiers (Aguilar *et al.*, 1995 ; De Metrio *et al.*, 1983 ;

Panou *et al.*, 1992). Dans ce cas, la fiabilité des données peut être biaisée seulement par un comportement "non naturel" des pêcheurs parce qu'ils se sentent contrôlés.

- Agir sur la réhabilitation des spécimens (diminution de la mortalité directe):

Une préparation adéquate des pêcheurs aux méthodes de traitement des tortues marines prises à bord, peut considérablement réduire la mortalité directe. C'est le cas des tortues marines prises dans un état comateux par suite des activités de chalutage (voir § 3.2.). D'autre part, en ce qui concerne la palangre, l'extraction directe de l'hameçon de la bouche de l'animal (quand il est visible) ou la section de la branche aussi près que possible de l'hameçon, peut sauver beaucoup de spécimens, en cas de libération immédiate. De plus, si le spécimen est gravement blessé, les pêcheurs pourraient être entraînés à reconnaître s'il peut être soigné dans un centre spécialisé (comme cela se produit déjà en Italie depuis plus de dix ans).

- Décourager le commerce illégal (diminution de la mortalité indirecte):

Un des plus importants mérites des campagnes de sensibilisation (en synergie avec la vigilance et la réactualisation des législations sur la conservation de ces espèces (voir § 8.1.) est la possibilité de réduire le nombre de tortues marines disponibles pour le commerce illégal.

- Conseils pour l'entretien des engins :

Une série de cours de formation sur l'entretien et l'emploi correct des outils de pêche pourrait sauver de nombreux spécimens de la capture accidentelle induite par les engins fantômes (voir § 8.5.).

	Impact	Capture	Mortalité directe	Mortalité indirecte
Législation protégeant l'espèce				X
Limitation de l'effort de pêche	X			
Prohibition de la pêche dans les zones et les saisons	X			
Modifications des engins		X		
Utilisation des engins		X	X	
Information des pêcheurs			X	X

Tab. 3.: Effets des différentes mesures de conservation sur les différentes phases de captures accidentelles.

9. REDUCTION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : OPTIONS DISPONIBLES

Nous sommes encore loin d'avoir une image réelle de l'impact des activités de pêche sur les tortues marines en Méditerranée. Ceci est dû fondamentalement à deux raisons. La première est le manque d'une bonne connaissance de la dynamique des populations des tortues marines, des migrations saisonnières à l'intérieur de la Méditerranée, des zones fréquentées au cours des différentes phases écologiques, des échanges entre les populations de la Méditerranée et de l'Atlantique et du recrutement de la population méditerranéenne. La seconde raison est la faible quantité de données permettant d'évaluer l'efficacité de capture des différents engins de pêche et la mortalité induite en association avec divers paramètres (des tortues marines, de l'engin et de l'environnement dans lequel il opère).

Cependant, même en cette étape il est possible de suggérer certaines priorités à court terme, qui peuvent servir de base à toute stratégie visant à dégager des résultats des recherches futures dans ce domaine.

9.1. REDUCTION DE LA MORALITE INDIRECTE

Il va de soi que toute amélioration apportée à la réglementation des activités de la pêche et toute modification dans les engins de pêche ne peuvent avoir qu'un faible effet si les pêcheurs retirent un avantage économique en capturant une tortue marine. Il s'ensuit que la première mesure est de réduire la demande de ces animaux sur les marchés locaux. Cet objectif peut être atteint par la simple mise en œuvre et l'application des lois déjà en place ou par la proposition de nouvelles lois (voir § 8.1.), accompagnées d'une sensibilisation efficace des populations locales, y compris des pêcheurs (voir § 8.6.). De tels problèmes ont été identifiés en Egypte, en Tunisie et en Turquie (Laurent *et al.*, 1996).

9.2. PRESERVATION DES HABITATS BENTHIQUES DE PROFONDEURS DE MOINS DE 50 M

Comme mentionné ci-dessus (voir § 1. et § 3.1.1.), la plus grande densité de spécimens en phase benthique s'observe dans des eaux superficielles. La plupart des pays ont déjà promulgué des lois qui protègent des zones situées entre la ligne de 3 miles nau-

tiques et la côte ou les fonds marins de moins de 50 m de profondeur. En fait, ces zones renferment un écosystème très important et fragile : les herbiers de phanérogames (par exemple *Posidonia oceanica*) constituent un habitat important pour la production de matière organique et sont aussi des zones de frai et des nurseries pour beaucoup d'organismes marins. La principale menace pour ces habitats est l'emploi d'engins de pêche opérant sur le fond (chaluts et sennes). Dans ces pays, l'observation des lois en vigueur, devrait assurer la survie de ces habitats, si importants pour l'industrie de la pêche, et réduire notablement les captures accidentelles des tortues marines.

9.3. REDUCTION DE L'EFFORT DE PECHE DANS DES ZONES ET PENDANT LES SAISONS A DENSITE ELEVEE DE TORTUES MARINES

Nous commençons seulement à connaître les aires qui ont les plus fortes densités de populations des tortues marines. Dans la plupart des cas, une réduction de l'effort de pêche sur de larges superficies poserait un grand problème pour l'économie locale et la mise en œuvre des actions de conservation devrait impliquer des évaluations exactes des situations particulières. Cependant, certaines zones de faible extension sont déjà connues pour abriter des densités élevées de tortues marines, au moins au cours de certaines saisons: les sites de nidification. Ceux-ci sont fréquentés, essentiellement en été, par les stades adultes et les nouveau-nés. Ainsi, dans ces sites, il pourrait être très efficace de réduire l'activité de pêche, en été, et de la déplacer à une distance de prudence de la côte.

10. EVALUATION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : QUELQUES PRIORITES

Comme il ressort des chapitres précédents, les données disponibles sur l'impact des activités de la pêche en Méditerranée sur les tortues marines sont peu nombreuses et fragmentaires. Le développement de projets de recherche est donc nécessaire en vue de remédier aux lacunes existantes. Les financements de tels projets étant limités, il est utile d'identifier certaines priorités, sur la base des informations disponibles.

La priorité en matière de recherche devrait être attribuée à ces situations où les activités de pêche agissent sur les classes de plus grande taille de tortues marines et/ou dans des zones connaissant une densité élevée de la population des tortues marines et où l'effort de pêche est plus grand (là où les activités de pêche sont supposées avoir le plus grand impact sur les populations de tortues marines). De plus, les situations où la plupart des activités de pêche sont effectuées par peu de pays devraient être préférées car elles donnent moins de difficultés en résolvant rapidement le problème par le biais des règlements nationaux.

Le plateau continental du Golfe de Gabès est présumé être une zone fréquentée par beaucoup de tortues marines adultes, au moins durant l'hiver (voir § 7.2.). Il est possible qu'en été, tout ou une partie de ces adultes quittent cette zone, qui deviendrait une aire d'alimentation pour les immatures au cours de cette période (voir § 7.3.). Bien qu'un faible taux de mortalité ait été trouvé (Tableau 2), il est nécessaire de confirmer cette donnée par un échantillonnage plus important, qui permettrait d'évaluer d'autres paramètres, tels que la taille des spécimens, la saison (voir § 3.3.), et la répartition de l'effort de pêche tunisien et italien.

Une autre zone de grand intérêt est la mer Adriatique, étant donné le nombre élevé de captures par les pêcheries de Croatie, de Slovénie et de Yougoslavie, surtout par le chalut durant l'hiver, et la présence possible de spécimens de grande taille (Lazar et Tvrtkovic, 1995) (voir § 7.2.). Aussi, est-il urgent d'évaluer l'impact de la pêche au cours de toutes les saisons et de savoir si ce secteur est fréquenté par des adultes ou non. En considérant le grand effort de pêche des pêcheries italiennes dans cette région (plus grandes que celles de la côte Est de l'Adriatique ; voir § 6), une grande interaction avec des tortues marines peut être soupçonnée; ainsi, il semble être très important d'évaluer l'impact des pêcheries italiennes en Adriatique.

Beaucoup de tortues marines sont présumées être capturées dans le bassin Levantin par les flottes turques et égyptiennes (Tableau 2). Les observations directes, particulièrement en été, sur la mortalité accidentelle dans des eaux turques et égyptiennes, sont essentielles pour l'évaluation de cet impact (voir § 3.3.). Cette zone est particulièrement importante parce qu'elle abrite la totalité des sites de nidification de *Chelonia mydas* en Méditerranée (voir § 7.1.), et probablement aussi les aires d'alimentation et d'hivernage de cette espèce (voir § 7.2. et § 7.3.).

Pour ses caractéristiques, la mer Egée pourrait abriter des fonds d'alimentation ainsi que des aires d'hivernage (voir § 7.2. et § 7.3.), comme on l'a suggéré pour la Baie de Lakonikos (sud Péloponnèse ; Margaritoulis *et al.*, 1992). De plus, les côtes autour de cette mer renferment plusieurs sites de nidification (voir § 7.1.) et les activités de la pêche peuvent avoir un fort impact sur les adultes. C'est pourquoi une prospection des importantes pêcheries turques et grecques devrait être entreprise (voir § 6.).

La partie septentrionale de la mer Ionienne peut représenter une aire d'alimentation pour les immatures (voir § 7.3.) et les côtes grecques abritent d'importants sites de nidification. Pour ces raisons, les pêcheries à la fois grecques et italiennes devraient également, être étudiées.

Les côtes libyennes semblent être une importante zone de nidification pour *Caretta caretta* (voir § 7.1.), et le large emploi des filets maillants et des palangres dans cette région (voir § 6.) pourrait être dangereux. Cela devrait être vérifié.

Le bassin occidental (Mer d'Alboran, secteur des îles Baléares, golfe du Lion, Corse) semble constituer une zone estivale d'alimentation pour les immatures, la plupart des tortues en phase pélagique (voir § 7.3.), sauf en hiver où un faible nombre d'adultes a été observé (Camiñas et de la Serna, 1995).

Les thèmes que les programmes de recherche devraient aborder sont :

- le taux de capture. Les données comparatives (saisons, régions) pourraient fournir des indices sur les migrations saisonnières des tortues marines et les zones fréquentées par ces espèces. De plus, la différence dans l'emploi / structure du même engin de pêche pourrait donner des perspectives d'amélioration de la sélectivité de l'engin.

- le taux de mortalité. Les données comparatives (saisons, régions) pourraient fournir des informations sur les paramètres influençant la mortalité directe.

Les connaissances ci-dessus permettront ensemble de comprendre où, quand et

comment les efforts limités de conservation devraient être dirigés.

Bien que les enquêtes auprès des pêcheurs puissent donner des informations préliminaires utiles, les programmes de recherche, chaque fois que c'est possible, devraient se baser sur des observateurs à bord ; c'est la seule méthode qui peut apporter des réponses définitives grâce à des données fiables. Ces deux méthodes requièrent une bonne collaboration avec les pêcheurs (§ 8.6.).

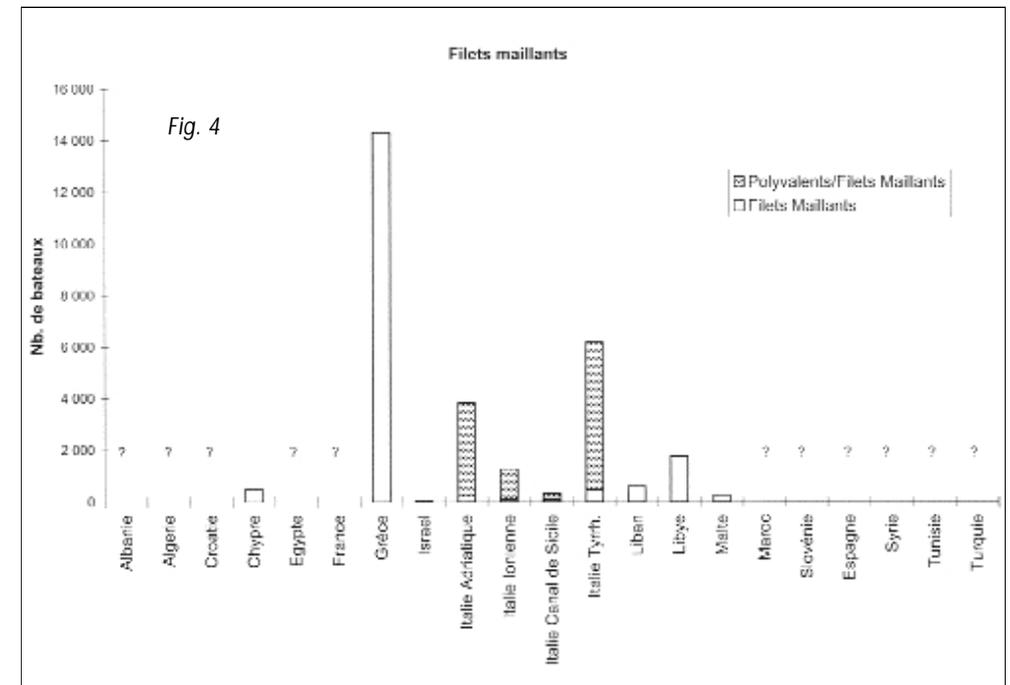
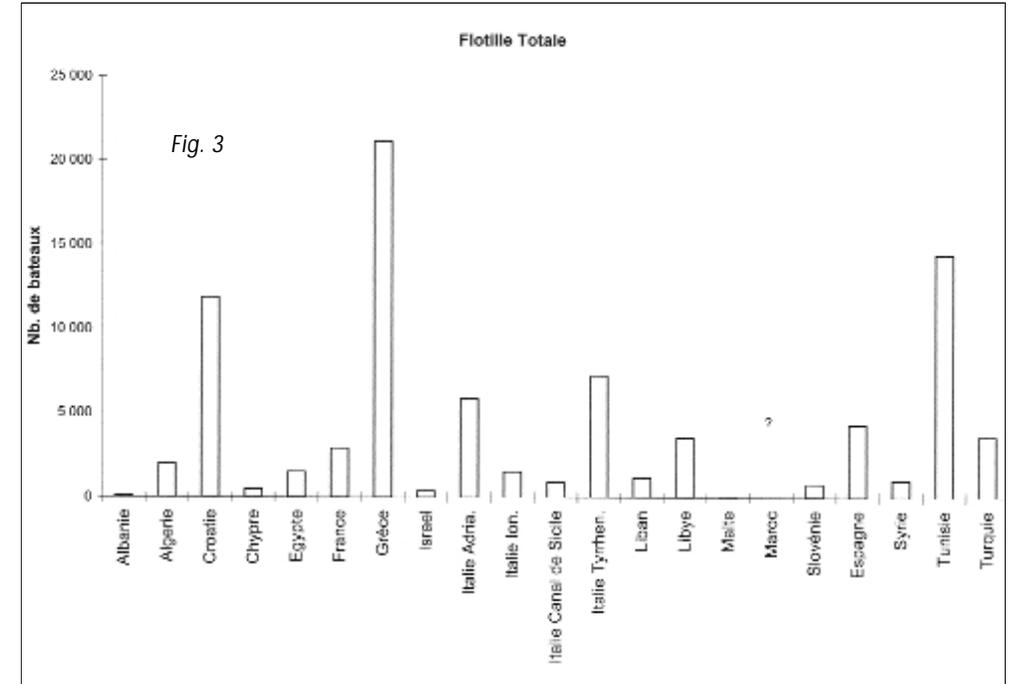
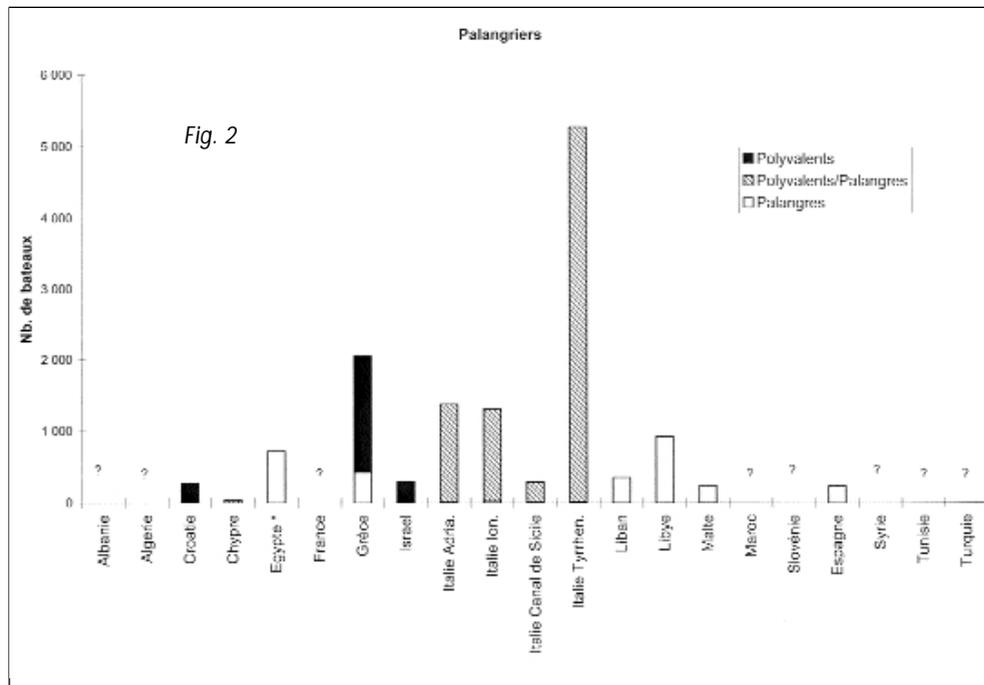
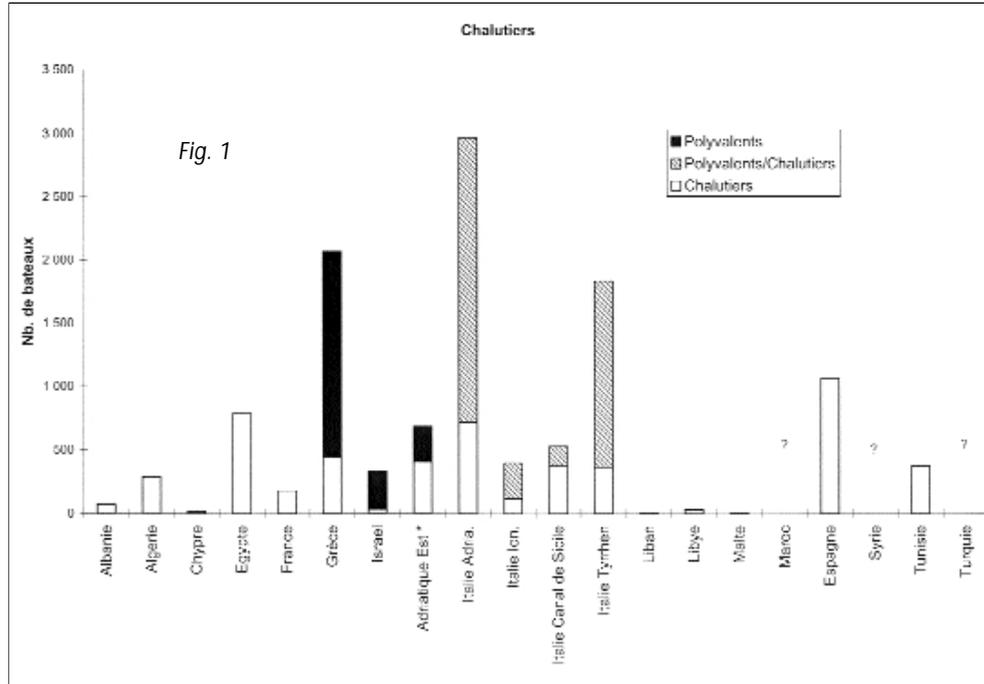
Afin d'évaluer l'impact sur les tortues marines, un recensement fiable de bateaux de pêche utilisant différents engins, par pays méditerranéen et par secteur dans chaque pays, devrait être réalisé.

Une meilleure connaissance de la structure des populations méditerranéennes de caouannes et de tortues vertes est nécessaire. Il serait utile de savoir, par exemple, si des populations distinctes ou non coexistent en Méditerranée, et de connaître l'importance relative des aires de ponte, de croissance, d'alimentation et d'hivernage qu'elles fréquentent.

Une solide coopération entre les programmes de recherche et de conservation réalisés par les organisations gouvernementales et non gouvernementales est nécessaire, afin d'atteindre l'objectif intermédiaire d'amélioration de nos connaissances sur l'interaction entre les activités de pêche et les tortues marines en Méditerranée, et l'objectif final de réduire la mortalité des tortues marines due à ces interactions. Cela ne sera possible, que par l'amélioration de la communication et l'échange des données. De fréquentes réunions sur ces thèmes devraient être prévues.

REMERCIEMENTS

Nous voulons remercier D. Margaritoulis (STPS, Grèce), L. Laurent (BioInsight, France), M. Barbieri (CAR/ASP, Tunisie), M.N. Bradai (INSTM, Tunisie), S.V. Yerli (Hacettepe University, Turkey), A. Demetropoulos (MANRE, Cyprus) et M. Aureggi (Chelon, Italie) pour leurs utiles suggestions. F. Mazzella et H. Westling nous ont aidé dans la rédaction anglaise et C. Conti pour les dessins. Nous remercions, également, R. Bourgolet (Bureau Central des Statistiques, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, France), J.A. Camiñas (Centro Oceanografico de Malaga, Espagne), E. Economou (Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Chypre), N. Ogut (Institut d'Etat de Statistique, Turquie), et P. Oliver (FAO, Italie) pour leur aide précieuse dans l'obtention des données sur les flottilles de pêche méditerranéennes.



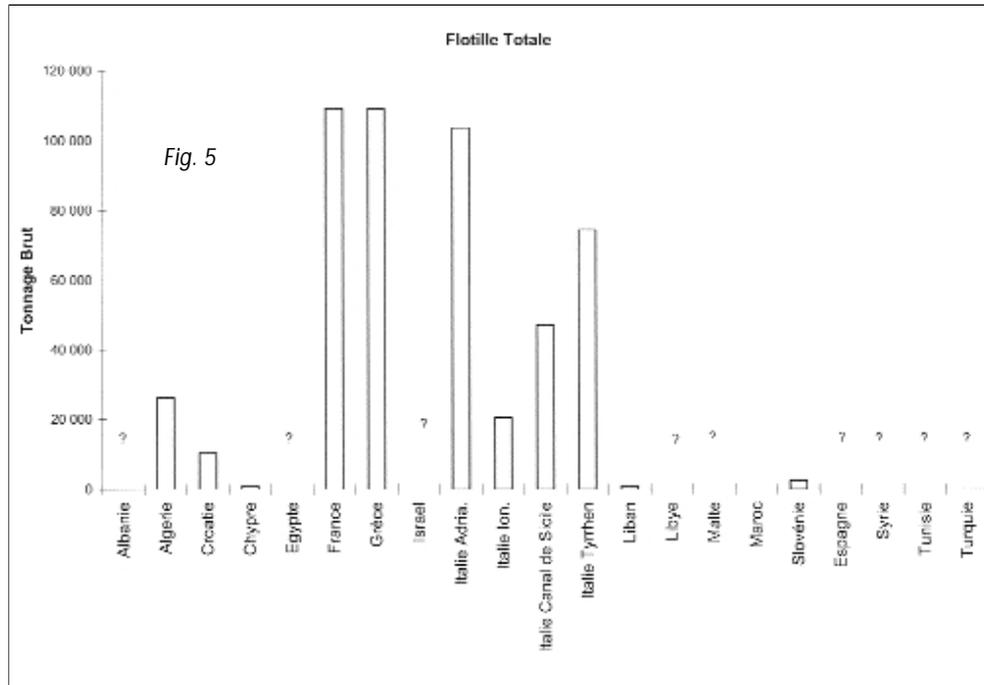


Fig. 1 - Chalutiers (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Albanie: [1990] FAO, 1992a. Algérie: [1993] FAO, 1996. Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Egypte: [1992] FAO, 1992b. France: Laurent, 1991. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Adriatique Est (Slovénie + Croatie + Yougoslavie): Lazar et Tvrtkovic, 1995 (* polyvalent pour la Croatie seulement: [1992] FAO, 1994). Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995. Tunisie: [1995] Farrugio, 1997. ?: inconnu

Fig. 2 - Palangres (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Croatie: [1992] FAO, 1994. Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Egypte (* tous "line vessels"): [1992] FAO, 1992b. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995. ?: inconnu

Fig. 3 - Flotte totale (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Albanie: [1990] FAO, 1992a. Algérie: [1993] FAO, 1996. Croatie, Chypre: [1992] FAO,

1994. France: [1996] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches maritimes et des Cultures marines. Egypte: [1992] FAO, 1992b. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Slove: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995. Syrie: [1984, 1986] FAO, 1994. Tunisie: [1995] Farrugio, 1997. Turquie: [1996] State Institute of Statistics, Turquie. ?: inconnu

Fig. 4 - Filets maillants (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. ?: inconnu

Fig. 5 - Flotte totale (GRT)

Pays: [année] source - Algérie, Croatie, Chypre: [1992] FAO, 1994. France: [1996] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches maritimes et des Cultures marines. Grèce: [1992] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban, Slove: [1992] FAO, 1994. Syrie: [1986] FAO, 1994. ?: inconnu

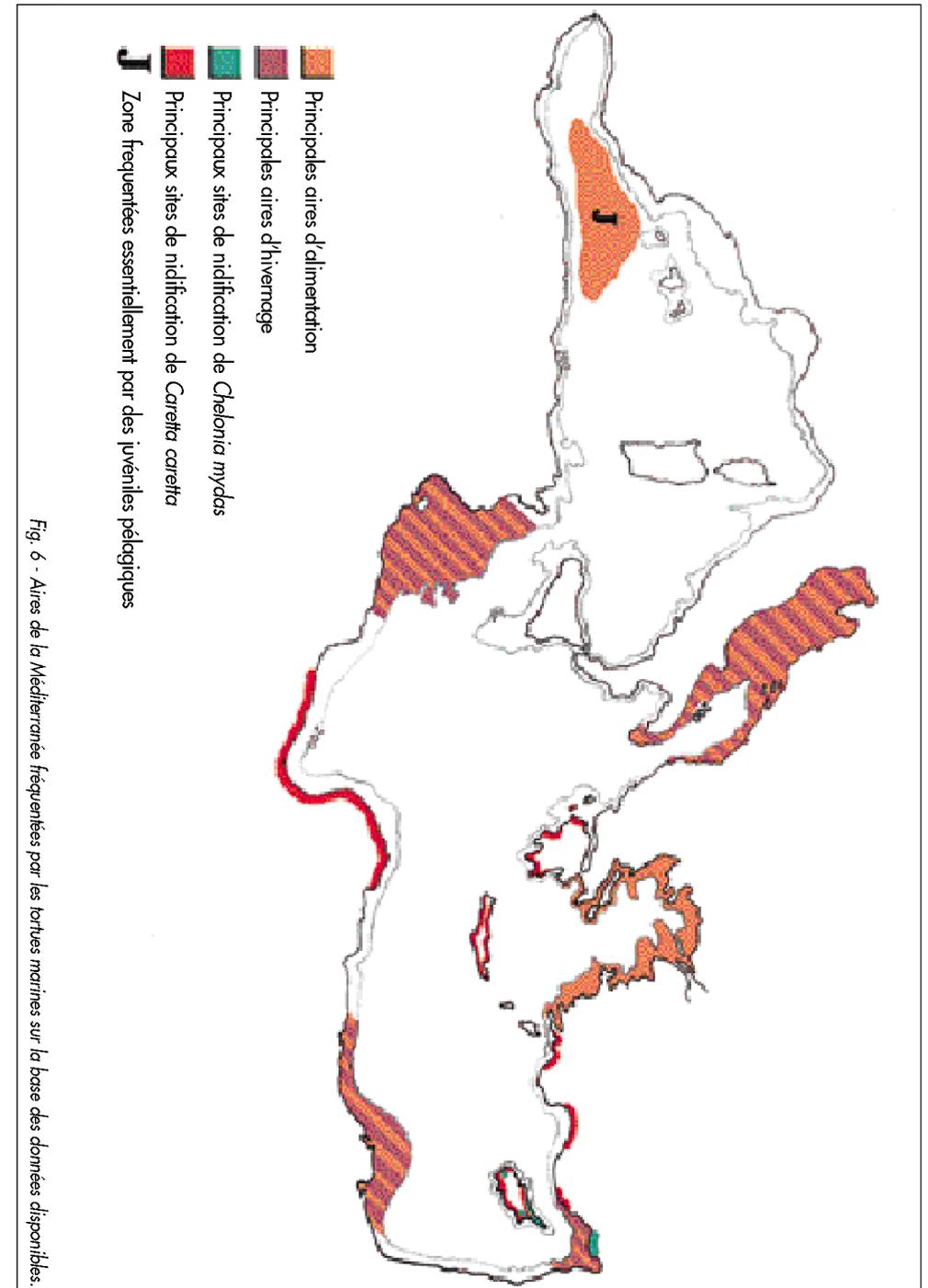


Fig. 6 - Aires de la Méditerranée fréquentées par les tortues marines sur la base des données disponibles.



Pesage à bord d'un spécimen de *Caretta caretta* capturé par un chalut (Lampedusa, Italie, 1992)
photo : Guido Gerosa



Caretta caretta avec un hameçon pour espadon (Lampedusa, Italie, 1992)
photo : Guido Gerosa

Plusieurs spécimens de *Caretta caretta* à bord d'un palangrier (Lampedusa, Italie, 1991)
photo : Guido Gerosa



Nouveau-nés de *Chelonia mydas* capturés par un filet maillant placé en correspondance d'un site de ponte.
photo : Monica Aureggi





Capture d'une tortue marine à l'aide d'une gaffe (Gallipoli, Italie, 1987)
photo Guido Gerosa

REFERENCES

- Aguilar, A. 1995. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the south western waters of the ECC. Univ. de Barcellona. Report for the commission of the European Communities.
- Aguilar, R. Mas, J. and Pastor, X. 1995. Impact of spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western mediterranean. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation, February 25-29, 1992, Jekyll Island, USA. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 1-6.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Pope, J.G. and Murawsky, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Techn. Paper 339. 233 pp.
- Anonymous 1986. Area closed to shrimp trawling. Marine Turtle Newsletter 37:10.
- Argano, R. 1979. Preliminary report on western mediterranean sea turtles. Annual Report WWF Project no.1474.
- Argano, R. and Baldari, F. 1983. Status of western mediterranean sea turtles. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 28(5):233-235.
- Argano, R., Basso, R., Cocco, M. and Gerosa, G. 1992. New data on loggerhead (*Caretta caretta*) movements within Mediterranean. Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova 56-57:137-163.
- Argano, R., Cocco, M., Gerosa, G. and Jacomini, C. 1990. Progetto Tartarughe: relazione attività 1988/89. WWF-Italy - Dip. B.A.U. Università "La Sapienza", Roma, Italy: 98pp.
- Armstrong, L. and Ruckdeschel, C. 1996. A view of mortality. In: Keinath, J.A., Barnard, D.E., Musick, J.A. and Bell, B.A. (Compilers), Proc. 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, 20-25 Feb. 1995. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-387. 10.
- Balazs, G.H. and Pooley, S.G. 1994. Research plan to assess marine turtle hooking mortality. Results of man expert workshop held in Honolulu, Hawaii November 16-18, 1993. NOAA Tech. Memo. NMFS SWFSC-201
- Baran, I. and Kasperek, M. 1989. Marine turtles in Turkey: status survey, 1988, and recommendations for conservation and management. WWF Report.
- Bentivegna, F., Cirino, P. and Toscano, A. 1993 Care and treatment of loggerhead sea turtle from the Gulf of Naples, Italy. Marine Turtles Newsletter 61:6-7.
- Bingel, F., Ozsoy, E. and Unluata, U. 1993. A review of the state of the fisheries and the environment of the Northeastern Mediterranean (northern Levantine Basin). Studies and Reviews, GFCM No. 65. FAO. 74 pp.
- Bjorndal, K.A. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. Copeia. 1985:736-751.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 199-231.

- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. and Lagueux, C.J. 1994. Ingestion of Marine Debris by Juvenile Sea Turtles in Costa Florida Habitats. *Marine Pollution Bulletin* 28(3):154-158.
- Boggs, C. H. 1994. Research methods for studies of pelagic longline bycatch and hooked longevity. In: Balazs, G. H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 95-100
- Boletín Oficial del Estado 1995. no. 250, no. 156 [España]
- Bolten, A.B., Bjorndal, K.A. and Martins, H.R. 1994. Life history model for the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population in the Atlantic: potential impacts of a longline fishery. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 48-54
- Bowen, B.W., Avise, J.C., Richardson, J.I., Meylan, A.B., Margaritoulis, D. and Hopkins-Murphy, S. 1993. Population structure of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the northwest Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 7(4):834-844.
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Ross, J.P., Limpus, C.J., Balazs, G.H. and Avise, J.C. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* 46(4):865-881.
- Bradai, M.N. 1992. Les captures accidentelles de *Caretta caretta* au chalut benthique dans le Golfe de Gabès. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33:285.
- Bradai, M.N. 1993. La tortue marine *Caretta caretta* dans le sud-est de la Tunisie (Pêche accidentelle - Utilisation - Législation). MAP/UNEP. 27 pp.
- Bradai, M.N. 1994. Observations sur la tortue marine *Caretta caretta* en Tunisie. Actes des Premières Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer, Kerkennah, 18-20 Décembre 1994. *Bull. Inst. Nat. Sci. Techn. Mer.* 32-34.
- Broderick, A.C. and Godley, B.J. 1996. Population and nesting ecology of the green turtle, *Chelonia mydas*, and the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in northern Cyprus. *Zoology in the Middle East* 13:27-46.
- Brown, C.H. and Brown, W.M. 1982. Status of sea turtles in the southeastern Pacific: emphasis on Peru'. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Inst. Press. 235-240.
- Caddy, J.F. and Oliver, P. 1996. Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries for demersal and shellfish resources, and small pelagic fish. In: Caddy, J.F. (Ed.), *Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management*. Studies and Reviews. GFCM. No. 66. FAO. 19-60.
- Caillouet, C.W. Jr. 1994. Hook and line bycatch of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) along the Texas coast, 1980-1992. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G.(Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 72-75.

- Caillouet, C.W. Jr., Duronslet, M.J., Landry, A.M. Jr., Revera, D.B., Shaver, D.J., Stanley, K.M., Heinly, R.W. and Stabenau, E.K. 1991. Sea turtle strandings and shrimp fishing effort in the northwestern Gulf of Mexico, 1986-89. *Fishery Bulletin* 89(4):712-718.
- Caillouet, C.W.Jr., Shaver, D.J., Teas, W.G., Nance, J.M., Revera, D.B. and Cannon, A.C. 1996. Relationship between sea turtle stranding rates and shrimp fishing intensities in the northwestern Gulf of Mexico: 1986-1989 versus 1990-1993. *Fishery Bulletin* 94(2):237-249.
- Camiñas, J. A. 1995a. Relation entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del estrecho de Gibraltar. Universidad de Murcia. Universidad del Mar. Aula de Pesquerías. 11 al 15 Septiembre, 1995).
- Camiñas, J.A. 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* (L.) with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):285.
- Camiñas, J.A. 1995b. The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34, (1995):238.
- Camiñas, J.A. and de la Serna, J.M. 1995. The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery. *Scientia Herpetologica* 1995:316-323
- Camiñas, J.A., De La Serna, J.M. and Alot, E. 1992. Loggerhead (*Caretta caretta*) frequency observed in the Spanish surface long-line fishery in the Western Mediterranean Sea during 1989. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 33.
- Carr, A., Ogren, L. and McVea, C. 1980. Apparent hibernation by the Atlantic loggerhead turtle off Cape Canaveral, Florida. *Biological Conservation* 19:7-14
- Christian, P.A. and Harington, D.L. 1987. Loggerhead turtle, finfish, and shrimp retention studies on four turtle excluder devices (TEDs). In: Odom, R.R., Riddleberger, K.A. and Ozier, J.C. (Eds.), *Proc. Third Southeastern Nongame and Endangered Wildlife Symposium*. 114-127.
- Cocco, M., Argano, A. and Basso, R. 1988. Loggerhead (*Caretta caretta*) in Italian waters (Reptilia, Cheloniidae). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):287.
- Crespo, J., Camiñas, J.A. and Rey, J.C. 1988. Considerations sur la présence de tortues luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758), dans la Méditerranée occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):284.
- Crouse, D.T., Crowder, L.B. and Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68(5):1412-1423.
- Crowder, L.B., Crouse, D.T., Heppell, S.S. and Martin, T.H. 1994. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological Applications* 4(3):437-445.
- Crowder, L.B., Hopkins-Murphy, S.R. and Royle, J.A. 1995. Effect of turtle excluder devices (TEDs) on loggerhead sea turtle strandings with implications for conservation. *Copeia* 1995:773.
- De Metrio, G. and Megalofonou, P. 1988. Mortality of marine turtles (*Caretta caretta* L. and *Dermochelys coriacea* L.) consequent to accidental capture in the Gulf of Taranto. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):285.

- De Metrio, G., Petrosino, G., Matarese, A., Tursi, A. and Montanaro, C. 1983. Importance of the fishery activities with drift lines on the populations of *Caretta caretta* (L.) and *Dermochelys coriacea* (L.) (Reptilia, Testudines), in the Gulf of Taranto. *Oebalia IX(n.s.):43-53*.
- Delaugerre, M. 1987. Statut des tortues marines de la Corse (et de la Méditerranée). *Vie Milieu 37(3-4):243-264*.
- Demetropoulos, A. and Hadjichristophorou, M. 1995. Manual on Marine Turtle Conservation in the Mediterranean. UNEP(MAP)/SPA/IUCN/CWS/Fisheries Department, Manre, Cyprus. 62 pp. + 24 plates
- Di Natale, A. 1993. Problematiche tecniche - ambientali - economiche - reali connesse all'uso delle reti derivanti. Atti del Convegno "Pesca & Ambiente". Rimini 27 febbraio 1993.
- Di Natale, A. 1995. Driftnets impact on protected species: observers data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetaceans in the by-catch. Proceedings of the First Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea. Fuengirola, Malaga, Spain, September 19-24, 1994: 255-263.
- Donnelly, M. and Weber, M. 1988. TEDs and the law: a summary. *Marine Turtle Newsletter 43:4-6*.
- Dudley, S.F.J. and Cliff, G. 1993. Some effects of shark nets in the Natal nearshore environment. *Environ. Biol. Fishes 36(3):243-255*.
- Epperly, S.P., Braun, J., Chester, A.J., Cross, F.A., Merriner, J.V. and Tester, P.A. 1995. Winter distribution of sea turtles in the vicinity of Cape Hatteras and their interaction with the summer flounder trawl fishery. *Bull. Mar. Sci. 56(2):547-568*.
- European Commission 1994. The new common fisheries policy. Office for Official Publications of the European Communities. 46 pp.
- FAO 1992a. Albania: Fisheries and Aquaculture Development Project Identification. Situation paper and proposal for a feasibility study. Rep. No. 128/92 EB RD - ALB 6
- FAO 1992b. Arab Republic of Egypt. Fishery Country Profile, FID/CP/EGY Rev.3
- FAO 1994. Fishery fleet statistics, 1970, 1975, 1980, 1984-92. *Bulletin of Fishery Statistics No. 34*. 448 pp
- FAO 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO. 41 pp.
- FAO 1996. Algeria. Fishery Country Profile, FID/CP/ALG Rev.2
- FAO 1997. Fao Yearbook. Fishery statistics. Catches and landings. 1995. Vol. 80.
- Farrugio, H. 1997. Impact des activités halieutiques sur la biodiversité des écosystèmes marins et lagunaires de Tunisie. *RAC/SPA*
- Ferretti, M. 1983. Inventario degli attrezzi da pesca usati nelle marinerie italiane. Ministero della Marina Mercantile. Direzione Generale della Pesca Marittima.
- Frazier, J. 1997. Guest editorial: inter-american convention for the protection and conservation of sea turtles. *Marine Turtle Newsletter 78:7-13*.

- Gerosa, G., Casale, P. and Yerli, S.V. 1995. Report on a sea turtle nesting beach study (Akyatan, Turkey), 1994. International Congress of Chelonian Conservation (SOPTOM Ed.). 6-10 July 1995. Gonfaron, France. 173-180
- Gerrior, P. 1996. Incidental take of sea turtles in northeast U.S. waters. In: Williams, P., Anninos, P.J., Plotkin, P.T., Salvini, K.L. (Compilers), Pelagic longline fishery - sea turtle interactions: Proceedings of an industry, academic and government experts, and stakeholders workshop held in Silver Spring, Maryland, 24-25 May 1994. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech Memo. NMFS-OPR-7. 14-31
- GFCM 1992. Fourth session of the technical consultation on stock assessment in the eastern Mediterranean. Thessaloniki, Greece, 7-10 October 1991. *FAO Fish. Report. No. 477*. 172 pp.
- Guinea, M.L. and Chatto, R. 1992. Sea turtles killed in Australian shark fishery. *Marine Turtle Newsletter 57:5-6*.
- Hare, S. 1991. Turtles caught incidental to demersal finfish fishery in Oman. *Marine Turtle Newsletter 53:14-16*.
- Haxhiu, I., Urci, S. 1998. Some data on marine turtles in Albania. *UNEP(OCA)/MED WG.145/4 Annex IV: 1-5*
- Henwood, T.A. and Stunz, W.E. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. *Fishery Bulletin 85(4):813-817*.
- Heppell, S.S., Crowder, L.B. and Crouse, D.T. 1996a. Models to evaluate headstarting as a management tool for long-lived turtles. *Ecological Applications 6(2):556-565*.
- Heppell, S.S., Limpus, C.J., Crouse, D.T., Frazer, N.B. and Crowder, L.B. 1996b. Population model analysis for the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Queensland. *Wildlife research 23:143-159*.
- Hillestad, H.O., Richardson, J.I., Mcvea, C. Jr. and Watson, J.M. Jr. 1982. Worldwide incidental capture of sea turtles. In: Bjørndal, K.A. (Ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Inst. Press. 489-495.
- ISTAT 1996. Statistiche della caccia e della pesca. Anno 1993. *Suppl. Annuario Statistico Italiano*.
- Kontos, A. R. and Webster, J. 1985. Georgia shrimp fishermen conduct sea turtle research. *Marine Turtle Newsletter 34:1-2*.
- Lamboeuf, M. and Reynolds, J.E. 1994. The fishing fleet of Libya: preliminary results of the 1993 frame survey. Tripoli/Rome, FAO. 12 p. FI: DP/LIB/88/009 & FI: GCP/LIB/021/IsDB, Technical Briefing Notes 16.
- Laurent, L. 1990. Les tortues marines en Algérie et au Maroc (Méditerranée). *Bull. Soc. Herp. Fr. 55:1-23*.
- Laurent, L. 1991. Les tortues marines des côtes françaises méditerranéennes continentales. *Faune de Provence (C.E.E.P.) 12:76-90*.
- Laurent, 1996. Synthèse historique de la présence de tortues marines sur les côtes de France (côtes méditerranéennes). Observatoire du patrimoine naturel. Groupe Tortues Marines. Ministère Français de l'Environnement.

- Laurent, L. and Lescure, J. 1992. The status of the marine turtles in the Gulf of Gabés (South Tunisia). In: Korsos, Z. and Kiss, I. (Eds.), Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H., Budapest 1991. Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- Laurent, L. and Lescure, J. 1994. L'hivernage des tortues caouannes *Caretta caretta* (L.) dans le sud Tunisien. Rev. Ecol. (Terre Vie) 49:63-86.
- Laurent, L., Abd El-Mawla, E.M., Bradai, M.N., Demirayak, F. and Oruç, A. 1996. Reducing sea turtle mortality induced by Mediterranean fisheries: trawling activity in Egypt, Tunisia and Turkey. Report for the WWF International Mediterranean Programme. WWF Project 9E0103. 32 pp.
- Laurent, L., Bradai, M.N., Hadoud, D.A. and El Gomati, H.M. 1997. Assessment of sea turtle nesting activity in Libya. Marine Turtle Newsletter 76:2-6.
- Laurent, L., Clobert, J. and Lescure, J. 1992. The demographic modeling of the Mediterranean loggerhead sea turtle population: first results. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 33:300.
- Laurent, L., Lescure, J., Excoffier, L., Bowen, B., Domingo, M., Hadjichristophorou, M., Kornaraki, L. and Trabuchet, G. 1993. Etude génétique des relations entre les populations méditerranéenne et atlantique d'une tortue marine (*Caretta caretta*) à l'aide d'un marqueur mitochondrial. C. R. Acad. Sci. Paris 316:1233-1239.
- Laurent, L., Noura, S., Jeudy De Grissac, A. and Bradai, M.N. 1990. Les tortues marines de Tunisie; premières données. Bull. Soc. Herp. Fr. 53:1-17.
- Lazar, B. 1995. Analysis of incidental catch of Marine Turtles (Reptilia, Cheloniidae) in the eastern part of the Adriatic Sea: Existence of overwintering areas? Proc. of abst., Symposium in honour of Zdravko Lorkovic, Zagreb, November 6-8, 1995 (ed: Ljubecic, N.): 97
- Lazar, B. and Tvrtkovic, N. 1995. Marine turtles in the eastern part of the Adriatic sea: preliminary research. Natura Croatica 4(1):59-74.
- Lazar, B., Margaritoulis D., Tvrtkovic, N. (in press). Migration of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in to the Adriatic Sea. Proceedings of 18th International Symposium on biology and Conservation of Marine Turtles. Mazatlan, March 1998.
- Leonart, J. and Recasens, L. 1996. Fisheries and the environment in the Mediterranean Sea. In: Caddy, J.F. (Ed.), Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management. Studies and Reviews. GFCM. No. 66. FAO. 5-18.
- Lutcavage, M.E. and Lutz, P.L. 1997. Diving physiology. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 277-296.
- Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. and Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 387-409.
- Lutz, P.L. and Dumbar-Cooper, A. 1987. Variations in the blood chemistry of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. Fishery Bulletin 85(1):37-43.
- Lutz, P.L., Bergey, A. and Bergey, M. 1989. Effects of temperature on gas exchange and acid-base balance in the sea turtle *Caretta caretta* at rest and during routine activity. J. Exp. Biol. 144:155-169.

- Maley, C.G. 1995. Sea turtle strandings in Georgia in the ted era: a matter of timing. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H. (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 77-80.
- Margaritoulis, D. An estimation of the overall nesting activity of the loggerhead turtle in Greece. In: Proceedings of the 18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 3-7 March 1998, Mazatlan, Mexico. In press.
- Margaritoulis, D. 1988. Post-nesting movements of loggerhead sea turtles tagged in Greece. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 31(2):284.
- Margaritoulis, D., Dretakis, M. and Kotitsas, A. 1995. Discovering new nesting areas of *Caretta caretta* in Greece. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H. (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 214-217.
- Margaritoulis, D., Kouslas, N., Nicolopoulou, G. and Teneketzi, K. 1992. Incidental catch of sea turtles in Greece: the case of Lakonikos Bay. In: Salmon, M. and Wyneken, J. (Compilers), Proc. 11th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-302. 168-170.
- Mas, J. and Garcia, P. 1990. Tortues marines dans la zone levantine de la peninsule iberique. Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 32(1):240.
- Mayol, J. 1986. Incidencia del la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterraneo espanol. Publ. Téc. SECONA.
- McDonald, D. 1990. Shrimpers arrested for non-compliance as efforts to enforce TED regulations intensify. Marine Turtle Newsletter 51:10-12.
- Mitchell, J.F., Watson, J.W., Foster, D.G. and Caylor, R.E. 1995. The Turtle Excluder Device (TED): a guide to better Performance. NOAA Tech. Memo. NMFG-SEFSC-366. U.S. Dept. Commerce. 35 pp.
- Mrosovsky, N. 1982. Editorial. Marine Turtle Newsletter 22:1-2.
- Nakamura, I. 1985. Billfishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. FAO species catalogue. FAO Fish. Synop., (125)Vol.5:65 pp.
- National Research Council 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, D.C.
- Nédélec, C. and Prado, J. 1990. Definition and classification of fishing gear categories. FAO Fisheries Technical Paper No. 222. Rev. 1. 92 pp.
- NOAA, web site. Live Access to Climate Data. http://ferret.wrc.noaa.gov/fbin/climate_server
- Northridge, S.P. 1991. Driftnet fisheries and their impacts on non-target species: a worldwide review. FAO Fisheries Technical Paper 320. 115 p.
- Ogren, L. H. 1994. Sea turtle interactions with the longline fishery in the Gulf of Mexico In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 42-47.

- Olguin P., G., Frazier, J. and Seijo, J.C. 1996. The impact of teds on the shrimp fishery in Campeche, Mexico. In: Keinath, J.A., Barnard, D.E., Musick, J.A. and Bell, B.A. (Compilers), Proc. 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 20-25 Feb. 1995. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-387. 226-229.
- Oravetz, C. and Watson, J. 1988. TED regulations in USA waters. Marine Turtle Newsletter 43: 3-4.
- Oravetz, C.A. 1984. Trawling efficiency device (TED) technology transfer program. Marine Turtle Newsletter 27:6-7.
- Oravetz, C.A. 1988. Status of federal regulations to reduce the incidental capture and mortality of sea turtles from shrimp trawling. In: Scgroeder, B.A. (Compiler), Proc. Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. 24-26 February 1988, Fort Fisher, NC. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC-214. 75-78.
- Oruç, A., Demirayak, F. and Sat, G. 1996. Fishery in the eastern Mediterranean and its impact on sea turtles. The Society for the Protection of Nature. Coastal Management Section Report No:96/1.
- Oruç, A., Demirayak, F. and Sat, G. 1997. Trawl fisheries in the eastern Mediterranean and its impact on sea turtles. Dogal Hayati Koruma Dernegi, Istanbul, Turkey.
- Panou, A., Antypas, G., Giannopoulos, Y., Moschonas, D., Mourelatos, G., Mourelatos, C., Toumazatos, P., Tselentis, L., Voutsinas, N. and Voutsinas, V. 1992. Incidental catches of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in swordfish long lines in the Ionian Sea, Greece. Testudo 3:1-6.
- Panou, A., Voutsinas, N. and Voutsinas, V. 1994. Incidental catches of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in swordfish long lines in the Ionian Sea, Greece. Archipelagos - marine and coastal management, unpubl. report.
- Rao, R.J. 1984. A note on the ridleys of Hope Island (Andhra Pradesh, India). Marine Turtle Newsletter 29:9-11.
- Renaud, M.L. and Carpenter, J.A. 1994. Movements and submergence patterns of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Gulf of Mexico determined thorough satellite telemetry. Bull. Mar. Sci. 55(1):1-15.
- Salter, 1995. The problems of protecting the marine turtle in the Mediterranean. M.A. Thesis, De Montfort University School of Law. 95 pp.
- Shoop, C.R. 1991. Guest editorial: TEDs are not enough! Additional measures are needed. Marine Turtle Newsletter 54:28-29.
- Somma, A. 1996. Report of the sea turtle convention negotiations. Marine Turtle Newsletter 75:16-17.
- Stabenau, E.K., Heming, T.A. and Mitchell, J.F. 1991. Respiratory, acid-base and ionic status of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempfi*) subjected to trawling. Comp. Biochem. Physiol. 99A(1/2):107-111.
- Stabenau, E.K., Moon, P.F. and Heming, T.A. 1993 Resuscitation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter 62:3-5.

- Thoulag, B. 1994. Micronesian Maritime Authority Fisheries Observer Program: incidental catch of marine turtles by foreign fishing vessels. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 55-71.
- UNI 1981. Attrezzi per la pesca in mare - Termini e definizioni. Norma UNI 8286.
- Wamukoya, G. 1996. Kenya to minimize turtle mortality in shrimp fishery. Marine Turtle Newsletter 73:17-18.
- Weber, M., Crouse, D., Irvin, R and Iudicello, S. 1995. Delay and denial: a political history of sea turtles and shrimp fishing. Center for Marine Conservation, Washington, D.C. 46 pp.
- White, F. N. 1994. Swallowing dynamics of sea turtles. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 88-94.
- Wibbels, T. 1989. Shrimp trawl-induced mortality of sea turtles during short duration trawling. Marine Turtle Newsletter 47:3-5.
- Wibbels, T., Owens, D.W., Morris, Y.A. and Amoss, M.S. 1987. Sexing techniques and sex ratios for immature loggerhead sea turtles captured along the atlantic coast of the United States. In: Witzell, W.N. (Ed.), Ecology of east Florida sea turtles. Proc. Cape Canaveral, Fl., sea turtle workshop. Miami, Fl., Feb. 26-27 1985. 65-74.
- Witzell, W. N. 1996. The incidental capture of sea turtles by the U.S. pelagic longline fleet in the western Atlantic Ocean. In: Williams, P., Anninos, P.J., Plotkin, P.T., Salvini, K.L. (Compilers), Pelagic longline fishery - sea turtle interactions: Proceedings of an industry, academic and government experts, and stakeholders workshop held in Silver Spring, Maryland, 24-25 May 1994. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech Memo. NMFS-OPR-7. 32-38.

Crédit photo : Guido Gerosa, Monica Aureggi

© 1999 CAR/ASP

Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
Boulevard de l'Environnement, BP 337 - 1080 Tunis Cedex - Tunis.

ISBN : 9973-9926-5-2

Conception réalisation & impression SIMPACT